

课题 11-3
维持用水与环境用水的泄流标准研究

丛振涛（清华大学）

1 前言

人类对用水量的持续增加，使社会经济与生态环境之间的用水矛盾日益突出。一方面用水量的增加使河流径流量减少，引起河流下游的断流，如中国的黄河与塔里木河；另一方面，排泄的大量污水使河流水质恶化，进一步加剧了水资源的紧张状况，如中国的淮河。从水权的角度看，这些问题的出现是社会经济与生态环境之间用水权利平衡的破坏，特别是生态环境的用水权利得不到保证，因此需要研究生态环境水权的内涵与实现途径。河道内水量的多少是河流生态环境状况的重要标志，本课题的研究主要以河道水量为研究对象。

本研究为“中日合作—中华人民共和国水权制度建设研究项目特定课题”之 II-3，项目执行期为 2005 年 7 月至 2006 年 6 月。本课题力图通过对国内外生态水权制度建设的广泛调研及典型流域的研究，为中国水权制度建设提供有益参考。研究计划的内容包括①河流环境容量和自净能力问题研究；②总量控制与排污标准研究；③河流最小生态基流标准问题研究；④河流生态用水保障管理制度。研究过程中，将研究内容集中在后③④两个方面。研究计划的典型调查为太子河流域与海河流域，后调整为黄河与塔里木河。

研究活动与进展包括：

- 研究小组讨论（8 次），开展研究工作，调整研究内容，形成研究成果；
- 与三本木教授讨论（3 次），确定研究思路与方法；
- 参加研讨会（2 次），交流研究进展；
- 文献阅读，了解国内外河流最小生态基流的概念与计算方法，生态水权的界定；
- 文献阅读，了解国内外河流生态用水保障管理制度，生态水权的实现；
- 文献阅读，收集典型河流生态用水的计算方法与保障管理制度；
- 实地考察，了解塔里木河流域生态用水的界定与实现；
- 实地考察，了解黄河最小生态基流的确定与实现；
- 分析中国河流生态水权的界定与实现，提供对中国水权制度有所贡献的研究成果；
- 撰写研究报告。

2 生态水权的界定

2.1 若干概念

本课题的题目为“维持用水与环境用水的泄流标准研究”，与维持用水、环境用水类似的概念很多，包括“维持流量，维持用水，环境流量，环境用水，环境耗水，环境需水量，生态流量，生态用水，生态耗水，生态需水量，生态环境用水，生态环境耗水，生态环境需水量，河道生态用水，河道生态耗水，河道生态需水量，河流环境用水，河流生态耗水，河流生态需水量，河道枯水流量（low-flow），最小可接受流量（minimum acceptable flows（MAFs）），生态可接受流量范围（ecology acceptable flow regime（EAFR）），……”。这些概念的提出针对不同的具体问题，有各自的背景与涵义。下面分别对“生态环境用水”、“维持流量”两个概念进行描述与分析。

“生态环境用水/耗水/需水”是应用最为广泛的概念。从广义上讲，维持全球生物圈系统内生态系统平衡，如水热平衡、生物平衡、水沙平衡、水盐平衡等所消耗的水分都是生态环境用水。狭义的生态环境用水是指为维持生态环境的原始质量或在此基础上改善或提高生态环境质量所需消耗的地表水和地下水资源总量，主要包括维持河流的生态基流、维持必要的湖泊与湿地水面、维持一定地下水水位用水、水土保持用水、污染水域的稀释更新用水及城市湖河用水等。简单的说，生态环境用水就是养护生态环境、维护生态平衡所需要的水资源。《中国可持续发展水资源战略研究》

“维持流量”主要在日本得到应用。所谓的维持河川用水就是为保证河流正常功能的基本水量（保证河流必须的流量、维持河流存在的最低流量、保证河流不断流的最低流量）。另外，在近年来增加了为保护河川流域的特定、不特定利益而采取的对地域水环境的环境保护内容。与传统的水权构成内容相比较为困难但必须面对的问题是鱼类的生态维持（水生动植物的生物多样性的保护）、水运所需的流量及其利用、需要向城市公园的引水即作为保护环境所需要的水量。（屠晓峰，2004）

此外，课题题目中还涉及“泄流标准”，当河流上有水库等水利设施时，下游的流量称为“放流”或“泄流”；没有水利设施时，泄流即河道的基本流量。

为了对问题有更准确的认识，需要区分几组概念。首先需要区分“河流”、“河道”、“流域”：“河道”与“流域”的概念是相对明确的，“河流”的概念则有些模糊，可以有不同的理解，既可以是理解为河道也可以理解为流域，在本课题研究中，将“河流”定义为“河道+滨河”，称为介于河道与流域之间的范畴。然后需要明确“用水”、“耗水”、“需水”之间的区别：“耗水”是明确的，即现状条件下已经发生的水量消耗；“需水”是相对明确的，但需水对应一定的目标，即维持一定的生态环境目标下对水资源的需求，因此需水可能不是唯一的，所谓“最小需水”指的是维持最低生态目标对应的水资源需求；“用水”又是一个不甚明确的概念，有时指耗水，有时指需水，更多的时候是相对耗水的水量净消耗指的是毛耗水量。最后是“生态”、“环境”两个概念，生态一般指自然状态下的动植物，环境则是以人类为中心的外部事物，因此一般来讲环境应包含生态，但由于生态的重要性，更多的时候将

两个概念并列为“生态环境”，也得到了广泛的接受。

根据以上的分析，与本课题有关的研究内容可以归纳为表 1，本课题关心的重点是河道内与河道外滨河部分，可以概况为“河流生态环境需水”或“河流最小生态环境需水”；河道内需水体现为河道内的基本流量，滨河区域需水也主要取决于河道内基本流量（之所以需要单独列出来，主要考虑到河道完全渠化致使两岸的生态得不到水源补给的情况），因此可以进一步概况为“河流最小生态环境基流”。再由于生态环境中的主要问题是生态问题，因此进一步简化为“河流最小生态基流”。

表1 本课题的研究对象

范围		自然	人类	概况
河道内		鱼类生存 携带泥沙 河口水量 纳污 防止咸化	渔业 航运 水电 水面景观 旅游	本课题研究对象 河流最小生态环境需水 河流最小生态基流
河道外	滨河	动植物栖息	景观：植被，水面	流域生态环境 用水/耗水/需水
	流域	动植物栖息 地下水位维持	景观：植被，水面	

在以上的讨论中，主要针对的是水量问题，这由于生态环境对水质的要求相对较低。实际上，由于水污染的日益加剧，在生态环境需水的研究与实践，需要考虑水质问题，因此本课题的所指的水量是指有一定水质保证的水量。此外，由于必要的洪水过程是生态环境健康的基本条件之一，因此不仅要关心水量，还要关心流量过程，这也是河流生态环境需水研究中需要注意的问题。最后，以上的生态水权主要针对以河流为中心的地表水，地下水的生态水权也是至关重要的问题。由于地下水问题的特殊性，本文的讨论主要针对以河流为中心的地表水。

2.2 生态水权的计算方法

生态水权具体表现在维持生态环境功能所需的水资源量，对包括滨河在内的河道而言，主要体现为最小流量的确定，对流域而言，多通过定额法确定生态需水量。生态水权的计算方法主要有四类：（1）历史流量法，包括 Montana 法、流量历时曲线法、产水常数法等；（2）水力定额法，包括湿周法、简化水尺分析法、R2CROSS 法、WSP 水力模拟法等；（3）栖息地定额法，包括河道内流量增加法（IFIM）、有效宽度（UW）法、加权有效宽度（WUW）法、偏好面积法等；（4）整体分析法，包括 BBM 法、澳大利亚的整体法等。下面分别予以介绍：

(1) 历史流量法

历史流量法是根据历史观测资料确定一定的流量比例作为河流生态环境用水的标准,由于该类方法简单易行,得到广泛的应用。

① Montana (蒙大拿) 法 (Tennant 法)

Tennant 法(即 Montana 法) 根据对生物物种和生境的有利程度, 给出河流生态用水的流量级别。该法的河流流量推荐值见表 1。该法不需要现场测量, 在有水文站点的河流, 年平均流量的估算可以从历史资料获得; 在没有水文站点的河流, 年平均流量可以通过其他的水文技术来间接获得。在美国, 该法通常作为优先度不高的河段研究河流流量推荐值使用, 或者作为其他方法的一种检验。

表2 河流生态用水等有关环境资源的河流流量状况标准

流量级别及其对生态的有利程度	河流生态用水量 占年平均流量的百分比 (10~3 月)	河流生态用水量 占年平均流量的百分比 (4~9 月)
最大	200	200
最佳范围	60~100	60~100
极好	40	60
非常好	30	50
好	20	40
中或差	10	30
差或最小	10	10
极差	0~10	0~10

将各观测点平均流量的 10% 设定为维持流量。平均流量的 60% 为最适宜于生态的流量, 最低值取平均流量的 10%。

② 7Q10 法

采用90%保证率条件下的最枯连续7天平均流量水量作为河流水污染防治用水的最小设计值

③ 枯水月平均流量估算

《地方水污染物排放标准的技术原则和方法》(GB3839-83), 规定一般河流采用近十年最枯月平均流量或百分之九十保证率最枯月平均流量。

④ 最小连续30d平均流量法

最小连续30d平均流量法的具体计算方法如下: 取80%保证率的最小连续30d平均流量作为枯水期河流的最小生态径流, 它的准确性取决于河流所在地的地理和社会经济条件。丰水期为扩大留在河网中的水量, 最小生态径流量增大 (特别是在有水库的情况下), 此时最小

生态径流可以采取50%~75%保证率的最小连续30d平均流量。逐年干化的河流的基本最小生态径流量可以采用多年平均（50%保证率）或枯季流量（日常流量）。在内陆干旱地区必须考虑到存在河流径流的形成带（河流上游）和它的自然衰竭带（河流下游），分别确定它们的最小生态径流值。（于龙娟，2004）

（2）水力学方法

① 湿周法

最常用的水力学方法是湿周法。湿周法考虑了地形对生态环境需水的影响，从水力学知识可知，湿周随着流量的增大而增加，当湿周超过某临界值后，河流流量的增加也只能导致湿周的微小变化，这个临界点称之为影响点。当流量低于影响点时，水生生物的栖息地环境急剧变差，因此只要保护好水生物栖息地的临界湿周区域，也就基本上满足非临界区域水生生物栖息保护的最低需求。（倪晋仁，2002）



图 1 U型河床概化图

② R2CROSS 法

R2CROSS 法的主要依据同样是水力学中的基础知识，只是按照曼宁公式来确定流量时似乎更加可靠。河流生态需水的确定是基于这样的假设，即浅滩是最临界的河流栖息地类型，保护了浅滩栖息地也将基本保护了其它水生栖息地。对于一般的浅滩式河流栖息地，如果将河流平均深度、平均流速和湿周长度作为反映生物栖息地质量的水力学指标，且在浅滩类型栖息地能够使这些指标保持在相当满意的水平上，则也将足以维护生物体与水生环境健康。（宋兰兰，2004）

水面宽率、平均水深和最大水深为多少合适，还没有统一的标准。能够参考的资料有 R2CROSS 法中的数据和田纳特（Tennant, D.L.）野外试验统计数据。美国科罗拉多州对该州自由流动的河流进行了大量调查研究，提出了不同尺度河流的最小生态流量相应的水力参数，见表 3。

表3 R2CROSS 单断面法确定最小生态流量的标准

河顶宽度 /m	平均水深 /m	湿周率 /%	平均流速 /m/s
0.30~6.10	0.06	50	0.3
6.40~12.19	0.06~0.12	50	0.3
12.50~18.29	0.12~0.18	50~60	0.3
18.59~30.48	0.18~0.30	≥70	0.3

表 3 提供了参考: 对于自由流动的大中型河流, 最小生态流量平均水深应不小于 0.3m, 湿周率应该大于等于 70%。

田纳特 (Tennant, D.L.) 野外试验统计分析表明: 最小生态流量为平均流量的 10% 的流量对应的平均水深是 0.3m, 湿周率为 60%。

综合两种研究成果, 对大中型河流, 最小生态流量对应的平均水深约为 0.3m, 水面宽率约为 60% 至 70% (适用于非分叉河流)。

(3) 栖息地法

① IFIM 法

IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) 法是栖息地法中应用最广泛的方法, 是美国常用的方法。IFIM 法是定量预测流量变化与鱼类有效栖息地变化关系的最佳方法。IFIM 法的栖息地评价依赖于断面资料和水力栖息地模拟技术 PHABSIM (Physical Habitat Simulation), 需要利用详细的水力和河道形态的实测值和指示生物栖息地相关知识进行流量增加变化对栖息地影响的评价。主要评价指标包括河流中水流流速、最小水深、河床底质、水温、溶解氧、总碱度、浊度、透光度等。(宋兰兰, 2004)

② CASIMIR 法

CASIMIR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements in diverted stream) 法, 基于现场数据-流量在空间和时间上的变化, 采用 FST 建立水力学模型、流量变化、被选定的生物类型之间的关系, 估算主要水生生物的数量、规模, 并可模拟水电站的经济损失。

(4) 整体分析法

BBM 法是目前最新的方法, 是由 King 和 Louw (1998) 提出的。BBM 法根据专家 (鱼类专家、无脊椎动物专家、滨岸植物学家和地貌学专家) 的相关知识, 在理解栖息地需求和河流水力的特征基础上, 确定区域内的流量需求。BBM 法计算生态需水量可分为: 正常年份逐月低流量或基本流量、干旱年份逐月低流量或基本流量、正常年份逐月冲洗流量 (流量和历时)、干旱年份逐月冲洗流量 4 种流量。BBM 法生态需水量公式可表示为: 生态环境需水量=水文动态流量+生态功能流量+流量和栖息地关系流量+噪音流量。噪音流量指还未被认识的方面。由于 BBM 法所需评价时间长, 需要新的方法迅速进行生态需水量的评价,

因此发展了 DRM (desktopreservemodel), 它的设计思路来自 BBM 法, 模型从水文的角度考虑生态需水量的估算, 即生态环境需水量=水文动态流量+噪音流量, 这里噪音流量比 BBM 法噪音流量包含更多的不确定性。(宋兰兰, 2004)

(5) 日本

日本定义河川维持正常机能下所必要之流量称“正常流量”, 另对于河川欲维持航运、渔业、景观、盐害防治、河口闭塞防治、河川管理设施维护、地下水位维持及保育动植物等功能综合考虑下必要之最小流量则为“维持流量”, 其以各地河川之正常流量能维持 10 年内最大枯水期(最低旬流量)为原则。(屠晓峰, 2004)

综合性地考虑了包括生态在内的 9 个项目, 决定为应维持的流量。在设定维持流量的地点, 从 9 个项目中选出应进行探讨的项目, 计算每个项目所要求的流量。维持流量作为可满足所有应探讨项目要求的流量, 采用每个项目计算中最大流量值。

- ① 船运
- ② 渔业
- ③ 景观
- ④ 防止盐蚀
- ⑤ 防止河口阻塞
- ⑥ 保护河流管理设施
- ⑦ 维持地下水位
- ⑧ 动植物生息或生育地的情况
- ⑨ 保持流水的清洁

按照此方法对日本主要河流进行维持流量的计算, 其平均值大约为多年平均流量的 54% (大致为流域面积的 1% ($\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$)), 最小值在多年平均流量的 20% 以上, 见表 4, 这是由日本河流较短、雨量充沛的特点决定的。

表4 日本主要河流维持流量

区域	河流	测站	流域面积 Km ²	维持流量 (m ³ /s)		平均流量	维持流量所占比例	
				灌溉期	非灌溉期		m ³ /s	m ³ /s/km ²
北海道	石狩川	石狩大桥	12696.7		100	138.10	72.41%	0.79%
	十胜川	茂岩	8208.0		70	85.04	82.31%	0.85%
	常吕川	北见	1394.2		18.5	20.49	90.29%	1.33%
	? 别川	名驹	1402.2	21		69.98	30.01%	1.50%
东北	沙流川	平取	1253.0		11	45.54	24.15%	0.88%
	最上川	高屋	6270.9		60	387.08	15.50%	0.96%
	雄物川	椿川	4034.9	80		247.38	32.34%	1.98%
	马? 川	剑吉	1751.1	16		38.82	41.22%	0.91%
关东	利根川	栗桥	8601.2	140		126.47	110.70%	1.63%
	那珂川	野口	2181.0	31	23	42.71	72.58%	1.42%
中部	天? 川	鹿岛	4880.0	86		163.71	52.53%	1.76%
	矢作川	岩津	1355.9	7		17.07	41.01%	0.52%
中国	旭川	牧山	1586.6	26	13	44.75	58.10%	1.64%
四国	吉野川	池田	1904.0	43	15	50.94	84.41%	2.26%
九州	大淀川	高冈	1563.5		26	89.96	28.90%	1.66%
	五ヶ瀬川	三轮	1044.1		11	49.44	22.25%	1.05%
平均值							53.67%	1.32%

(6) 中国

《全国水资源综合规划技术细则》

① 生态环境需水预测

i 目标与准则

生态环境用水是指为维持生态与环境功能和进行生态环境建设所需要的最小需水量。我国地域辽阔，气候多样，生态环境需水具有地域性、自然性和功能性特点。生态环境需水预测要以《生态环境建设规划纲要》为指导，根据本区域生态环境所面临的主要问题，拟定生态环境保护与环境建设的目标，明确主要内容，确定其预测的基本原则和要求。

ii 内容与方法

按照修复和美化生态环境的要求，可按河道内和河道外两类生态环境需水口径分别进行预测。根据各分区、各流域水系不同情况，分别计算河道内和河道外生态环境需水量。

河道内生态环境用水一般分为维持河道基本功能和河口生态环境的用水。河道外生态环境用水分为城镇生态环境美化和其他生态环境建设用水等。

不同类型的生态环境需水量计算方法不同。城镇绿化用水、防护林草用水等以植被需水为主体的生态环境需水量，可采用定额预测方法；湖泊、湿地、城镇河湖补水等，以规划水面面积的水面蒸发量与降水量之差为其生态环境需水量。对以植被为主的生态需水量，要求对地下水水位提出控制要求。其他生态环境需水，可结合各分区、各河流的实际情况采用相应的计算方法。河道外生态环境需水量，按表 4 和表 5 填报；河道内生态环境需水量在表 6 中填报。

② 河道内其他需水预测

河道内其他生产活动用水（包括航运、水电、渔业、旅游等）一般来讲不消耗水量，但因其对水位、流量等有一定的要求，因此，为做好河道内控制节点的水量平衡，亦需要对此类用水量进行估算。具体可根据其各自的要求，按照其特点，参照有关计算方法分别估算，并计算控制节点的月需水量外包线。

表5 城镇生态环境美化需水预测成果

三级区	地级 行政区	水平年		规划目标			河道外净需水定额			年净需水量(万m ³)				年毛需水量
				绿化 (万亩)	河湖补水 (万亩)	环境卫生 (km ²)	绿化 (m ³ /亩)	河湖补水 (m ³ /亩)	环境卫生 (m ³ /km ²)	绿化	河湖补水	环境卫生	合计	合计 (万 m ³)
		2000年	现状											
			基准年											
		2010年												
		2020年												
		2030年												
:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	
:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	

注：环境卫生年净需水量以城市面积定额法计算，主要为清洁马路及公共设施用水。

表6 河道外生态环境需水量预测成果

三级区	地级行政区	水平年		规划目标						需水定额						需水量(万m ³)							
				水土保持 (万km ²)	防护林草 (万亩)	防沙固沙 (万亩)	地下水回补 (万km ²)	湖泊湿地 (万km ²)	其他	水土保持 (m ³ /km ²)	防护林草 (m ³ /亩)	防沙固沙 (m ³ /亩)	地下水回补 (m ³ /km ²)	湖泊湿地 (m ³ /km ²)	其他	水土保持	防护林草	防沙固沙	地下水回补	湖泊湿地	其他	合计	
		2000年	现状																				
			基准年																				
		2010年																					
		2020年																					
		2030年																					
:	:	:	:																				
:	:	:	:																				

注：① 河道外修复生态环境需水量不分净需水量和毛需水量；

② 防护林草的规划需水定额及年需水量为维持其正常生长的用水量，因此引起产水量的减少，将在水资源数量评价中考虑；

③ 水土保持、防沙固沙等项的规划需水定额及年需水量，可根据各地实际情况设定。

③ 湖泊湿地指河道外需要进行人工补水的部分。

表7 河流主要控制节点河道内年需水过程预测

单位: m³/s

控制节点	所在		来水保证率	水平年	月份	河道内生态环境需水										河道内其他生产活动需水					月外包需水					
	一级区	河流				维持河道基本功能				河口生态				通河湖泊湿地	其他	综合采用量	养殖业	航运	水力发电	其他生产活动		综合采用量				
						河道基流	冲沙	防凌	稀释净化	综合采用量	冲淤保港	防潮压碱	河口生物										综合采用量			
:	:	:	:	多年平均	2000年	1月																				
					2月																					
					:																					
					12月																					
					全年水量(万m ³)																					
					2010年	:																				
					2020年	:																				
					2030年	:																				
					50%	:	:																			
					75%																					
95%	:	:																								
:	:	:	:																							

注：① 其他生产活动需水量可根据具体情况设定。

② 维持河道基本功能需水量综合采用量为河道基流、冲沙、防凌、稀释净化四项中的最大需水量；河口生态综合采用量为冲淤保港、防潮压碱、河口生物三项中的最大需水量。

2.3 计算方法的对比—以太子河流域为例

以辽河流域的太子河流域为例，应用 Tennant 法、7Q10 法、日本维持流量计算方法分别计算其最小生态流量，结果见表 8、图 1。三种计算方法的结果差异不大，最小流量为平均流量的 5%~10%。

表8 太子河流域主要站点维持流量 (m³/s)

地点	平均流量	Tennant 法	7Q10 法	日本方法	三种方法平均	比例
本溪	40.01	4.00	2.69	2.21	2.97	7.42%
辽阳	53.26	5.33	1.74	3.27	3.45	6.47%
大东山堡	6.61	0.66	0.60	0.45	0.57	8.63%
小林子	65.36	6.54	2.34	4.15	4.34	6.64%
唐马寨	76.29	7.63	8.73	4.54	6.97	9.13%
海城	4.90	0.49	0.08	0.40	0.32	6.60%

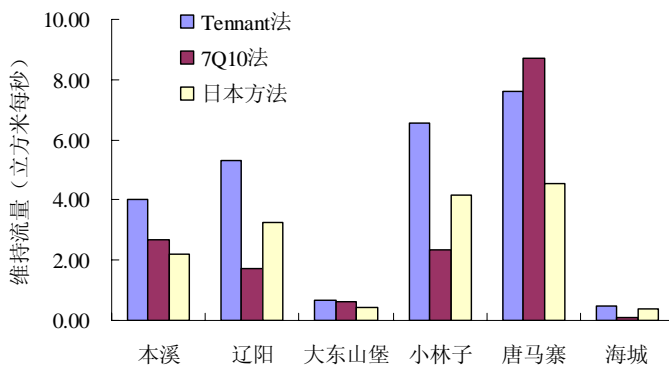


图1 太子河流域主要站点维持流量

3 生态水权的实现

3.1 生态水权的特点

这里的生态水权指的是生态环境用水权，一般意义的水权主要解决的是人与人之间的权利分配，生态水权解决的是人与物之间的权利分配。水权的特点之一是用水者之间对总量一定的权利的分配，因此许多分水制度几百年、几千年不变。但是，对于生态水权，由于权利的主体特别是生态那部分的权利主体不能主动争取权利，生态水权被不断侵占，随着社会经济的迅速发展，这种侵占一方面使生态环境遭到破坏，另一方面也影响到社会经济的可持续发展，因而日益受到关注。

生态环境用水权的主体只能是政府，具有不可自由交易性，在水权分配中具有优先性，但对水量水质的要求较低。生态环境用水权的特征为（李云玲，2004）：

（a）外部性。生态用水虽不直接产生经济效益，但这部分水量如供给不足，将给区域生态环境带来不利影响，甚至产生生态灾害，造成损失。

（b）分离性。虽然所有权和使用权分离，但对使用权来说，它不同于一般的生产、生活用水权，生态环境用水权的主体是政府，而对于其他用水权的使用权的主体可以是政府、单位、部门，也可以是个人。

（c）不可自由交易性。这是一种非排他性的公共物品，不能完全进入水市场，应避免以牺牲生态环境为代价换取眼前利益现象的发生，它主要应该由政府负责管理、提供，其交易应该在政府的监督下进行。

（d）迟滞性。生态环境对水分的反应不敏感，具有滞后效应，水质要求低；在用水高峰期，这部分水权在时程上和质量上可以稍后或略低于其他水权。

生态环境用水应具有优先权，在规划、水权分配中应首先予以考虑。

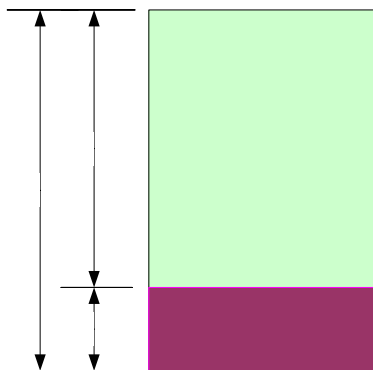


图2 生态环境水权在水权分配中的地位

可以用下面的公式简要表达生态环境用水权在水权分配中的地位：

$$Q_E = \alpha Q_0, \quad Q_A = (1 - \alpha) Q_0$$

其中，

Q_E — 生态环境用水权；

Q_0 — 总可分配水权；

Q_A — 可分配水权；

α — 系数，0~1.0。

3.2 各国关于生态水权的立法

以色列水法（1959年制定、1971年修订）

第9条——任何人都有如下义务，在水被管理的情况下能有效且节约用水，能够使在管理下的水的设施保持良好状态，防止水的浪费和污染，任何水资源都不能使他闭塞、枯竭、污染。

苏联水法（1970年制定）

基本水法的制定目的在于，为扩充居民同国民经济的必需，合理地利用水资源，保护水体不受污染、污浊、干枯，……

哥伦比亚水法（1974年制定）

第91条——遇有类似水量不足、干涸等情况时，可以对水的供给量和供给顺序进行变更。

中华人民共和国水法

第十六条，……建设水力发电站，应当保护生态环境，兼顾防洪、供水、灌溉、航运、竹木流放和渔业等方面的需要。

第二十条，兴建水工程或者其他建设项目，对原有灌溉用水、供水水源或者航道水量有不利影响的，建设单位应当采取补救措施或者予以补偿。

第三十一条，调蓄径流和分配水量，应当兼顾上下游和左右岸用水、航运、竹木流放、渔业和保护生态环境的需要。

3.3 生态水权的实现

由于生态本身不能主张自己的权利，因此生态水权的实现与一般水权有所不同。在我国现行的水资源管理体制下，政府必须承担生态水权代言人的责任，首先应该根据不同河流的特点，确定不同生态流量，然后在初始水权的划分中对生态水权予以考虑，最后在水资源规

划、水资源管理中实现生态水权。生态水权的实现首先是立法的保证（但一般只是原则性规定），然后是水资源规划中对生态水权的规定（也可以理解为初始水权的划分），最重要的是水资源管理过程中代表政府的水行政主管部门对生态水权的重视与落实，特别是要落实对侵害生态水权的惩罚措施。

生态水权的实现途径包括：

立法：我国的水法已经对生态水权有了明确的规定，但这仍然是原则性的规定，并不具有可操作性。由于生态环境的日益恶化，以及和谐社会建设与节水型社会建设的需要，亟需开展生态水权的立法工作，明确生态水权的具体要求。法国《乡村法》为我们提供了很好的借鉴，其第 232.5 条规定：河流最低环境流量不应小于多年平均流量的 1/10；对于所有河流，或者部分河流，如果其多年平均流量大于 80m³/s 时，政府可以给每条河制定法规，但最低流量的下限不得低于多年平均流量的 1/20。

协议：由于水资源的紧缺性，历史上产生了各种各样的用水协议、分水协议，但较少考虑生态环境的需要。在生态水权的实现过程中，协议可以成为立法的补充。黄河的分水协议就可以看作是生态水权的协议，按照 1987 年黄河分水协议，黄河多年平均水资源量 580 亿立方米，其中沿黄各省可按各自配额共利用 370 亿立方米，余下的 210 亿立方米可视为生态环境用水。由于协议只规定了总引水量，缺少可操作性的指标，而惩罚手段也不落实，所以这个协议没有得到很好的贯彻，牺牲最大的是生态环境用水以至引起黄河的断流。在政府的指导下，用水户之间通过协议实现生态水权是有可能的。

规划：法律对水权的规定要在规划得到体现，水资源规划特别是水资源供需分析中，要合理考虑生态需水，其优先权仅次于生活用水。新一轮全国水资源综合规划中，对生态水权有比较全面的考虑。但在实践中，一方面对生态水权的界定尚没有统一的认识，另一方面规划并不能在实践中得到很好地贯彻。

管理：政府通过水行政主管部门实现对水资源的管理，主要的手段是取水许可制度。水行政主管部门在审批取水申请、发放取水许可证的过程中，必须对生态用水予以保证。此外，对取水行为进行有效监督，对未经许可的取水行为和超出标准的取水行为采取严厉的惩罚。

工程：工程措施是实现生态水权的重要手段，特别是在生态水权遭到破坏的情况下。在塔里木河下游生态恢复的过程中，河道输淤、堤防建设等工程措施发挥了重要作用。另外，生态环境中占有重要地位的人工景观，主要是通过工程手段实现的。

经济手段：与一般意义的水权转让不同，这里的经济手段是指通过政府投资，实现生产生活的节水，从而实现水权从社会经济向生态环境的转移。

在生态水权的实现过程中，往往是以上各种手段的综合运用。以塔里木河为例，为了实现生态保护目标特别是恢复下游生态走廊，采取的措施包括：源流采取节水措施，增加向干流供水；开展干流堤防建设，减少干流的无效消耗，增加向下游供水；自博斯腾湖调水，向

塔里木河下游应急生态输水。通过这些措施，使得下游尾间台特玛湖与绿色走廊得到恢复。塔里木河干流生态水权的实现，主要得益于国家的政策支持与经费投入。共计划投入 107 亿元用于塔里木河综合治理，源流向干流的输水也主要通过以投资换节水的方式，博斯腾湖的调水更是行政手段与经济手段相结合的产物。中央政府通过塔里木河流域管理局，依靠行政（地方行政长官协调会）和经济（国家投资）手段，制定水量调度协议（水权分配方案），并通过具体的监测和调度实现分水协议，从而使生态水权得到维护和实现。

由于政府是生态水权的主要代言人，必须改变对政府评价中的唯 GDP 才能从根本上实现生态水权。

4 典型研究

4.1 黄河最小生态基流的确定与实现

始于 1972 年的黄河季节性断流，对沿岸自然生态危害很大，引起了广泛的关注。黄河下游最小生态基流的大小，不同的研究差异很大。黄河下游花园口、高村、利津 3 个控制断面的最小生态流量分别为 $170\text{m}^3/\text{s}$ 、 $140\text{m}^3/\text{s}$ 、 $154\text{m}^3/\text{s}$ （对应年径流量 53.61 亿 m^3 、44.15 亿 m^3 、48.57 亿 m^3 ），是多年平均天然流量的 8.9%、7.4%、7.9%。（唐蕴，王浩，2004）（水力定额法）小浪底水库建成以后，黄河下游在维持良好输沙功能的前提下的最小输沙用水总量为 80~120 亿 m^3 。花园口、利津生态需水量为 160~220 亿 m^3 和 130~180 亿 m^3 。（石伟，2002）

黄河最基本的生态基流是保证河道不断流。国务院制定的黄河流域各省区分水协议是河道不断流的基本保证。黄河的分水协议也可以看作是生态水权的协议，按照 1987 年黄河分水协议（见表 9），黄河多年平均水资源量 580 亿立方米，其中沿黄各省可按各自配额共利用 370 亿立方米，余下的 210 亿立方米可视为生态环境用水。由于协议只规定了总引水量，缺少可操作性的指标，而惩罚手段也不落实，所以这个协议没有得到很好的贯彻，牺牲最大的是生态环境用水以至引起黄河的断流。

表9 国务院 1987 年黄河分水协议

省份	分配水量（亿方）	剩余水量（亿方）
		580.0
青海	14.1	565.9
四川	0.4	565.5
甘肃	30.4	535.1
宁夏	40.0	495.1
内蒙	58.6	436.5
陕西	38.0	398.5
山西	43.1	355.4
河南	55.4	300.0
山东	70.0	230.0
河北	20.0	210.0
合计	370.0	

小浪底水库建成后，特别是调水调沙的实现，黄河下游的生态基流得到工程上的保证。

为了改变黄河下游主河槽急剧萎缩、行洪输沙能力锐减的状况，从 2002 年开始，黄河水利委员会连续进行了 3 年的调水调沙试验，并于 2005 年正式转入生产运用。连续四次调水调沙已将 3 亿多吨泥沙送入大海，并初步遏制了黄河下游主河槽萎缩、“二级悬河”持续恶化的不利态势，并使黄河三角洲湿地面积明显增加，仅 2005 年第四次调水调沙就使新淤地向海内推进 1.6 公里，新增湿地 2 万亩。

2005 年黄河调水调沙所用水量全部来自黄河干流万家寨、三门峡和小浪底三座水库汛限水位以上的蓄水，共计 46.2 亿立方米。本次调水调沙自 6 月 16 日开始，将于小浪底库水位降至汛限水位时结束。其间，小浪底平均下泄流量 2900 立方米/秒，最高达 3300 立方米/秒。（《人民日报》）

4.2 塔里木河流域生态用水的界定与实现

4.2.1 流域概况

塔里木河（简称塔河）流域是我国第一大内陆河流域，自西向东绕塔克拉玛干大沙漠贯穿塔里木盆地。塔里木河流域是环塔里木盆地的阿克苏河、喀什噶尔河、叶尔羌河、和田河、开都河～孔雀河、迪那河、渭干河与库车河、克里雅河和车尔臣河等九大水系 144 条河流的总称，也是环塔里木盆地诸多向心水系的总称。（见エラー! 参照元が見つかりません。）流域面积 102 万 km^2 ，涵盖整个南疆（国内流域面积 99.6 万 km^2 ），其中山地占 47%，平原区占 20%，沙漠面积占 33%。流域多年平均天然径流量 398.3 亿 m^3 （国外入境水量 63 亿 m^3 ），主要以冰川融雪补给为主，不重复地下水资源量为 30.7 亿 m^3 ，流域水资源总量为 429 亿 m^3 。

由于人类活动与气候变化等影响，20 世纪 40 年代以前，车尔臣河、克里雅河、迪那河相继与干流失去地表水联系，40 年代以后喀什噶尔河、开都河—孔雀河、渭干河也逐渐脱离干流。目前与塔里木河干流有地表水联系的只有和田河、叶尔羌河和阿克苏河三条源流，孔雀河通过扬水站从博斯腾湖抽水经库塔干渠向塔里木河下游灌区输水，形成“四源一干”的格局，见图 3。由于“四源一干”流域面积占流域总面积的 25.4%，多年平均年径流量占流域年径流总量的 64.4%，对塔里木河的形成、发展与演变起着决定性的作用。

塔里木河干流是从肖夹克至台特玛湖区段的河道，全长 1321km。塔河干流区流域面积为 $4.6 \times 10^4 \text{km}^2$ ，流域涉及南疆五个地州 27 个县市和生产建设兵团 49 个农牧团场。塔里木河干流是典型的干旱区内陆河，自身不产流，水资源全部来自其源流补给，为纯耗散型内陆河。在进入塔里木河干流的水量逐年递减的情况下，干流长期以来疏于管理，无工程控制手段，上中游耗水量占阿拉尔断面来水量的比例不断增加，到达下游河道的水量递减更为显著，造成下游大西海子拦河水库以下 357km 的河道断流，土地沙化，胡杨林面积锐减，尾间台特玛湖干涸，具有战略意义的绿色走廊濒临毁灭。



图3 塔河“四源一干”示意图

塔里木河干流卡拉至台特玛湖下游河段，主河道长约 428km，由于河道两侧原来植被良好，故称为绿色走廊，走廊面积为 4240km²。卡拉的来水量（不含库塔干渠水量）已由 50~60 年代（57~67）的 12 亿 m³，减少到 80~90 年代（86~95）的 2.7 亿 m³。阿拉干至台特玛湖的下游下段已断流多年，原有胡杨及圣柳灌木成片死亡，多数复没于流沙之下；铁干里克至阿拉干的下游中段，英苏以上因有大西海子水库少量泄水，尚有胡杨和圣柳，以下因河水断流，植被衰败、沙化严重、生态环境恶化；卡拉至铁干里克的下游上段，农二师 5 个团场现靠塔河干流及库塔干渠来水勉强维持，但农业生产及生态环境常受干旱威胁。因此，塔里木河干流下游绿色走廊的生态环境问题已成为国内外瞩目的重大环境问题。

4.2.2 塔里木河流域综合治理

中国政府十分重视塔里木河流域的综合治理工作，2001 年 2 月国务院第 95 次总理办公会议通过了由新疆维吾尔自治区人民政府和水利部编制的《塔里木河流域近期综合治理规划报告》，规划要求，按照国家实施西部大开发的战略布局，在五年内投资 107.04 亿元，使塔里木河流域的生态环境建设取得突破性进展，这对实现流域经济、社会和生态环境的协调发展，具有十分重要的意义。

根据水资源供需平衡分析，现状水平年干流平均来水量 38.7 亿 m³，与 2006 年治理目标实现后要求达到的来水量 51.0 亿 m³ 相差 12.3 亿 m³，所差水量须通过对源流区采取以节水为中心的治理措施来解决，考虑到源流区下游河道的输水损失，当地灌区节水量须达到 19.75 亿 m³。在源流治理的同时，通过干流综合整治和灌区节水改造节水 3.7 亿 m³，并退耕 33 万亩，

节水 3.18 亿 m^3 ，以满足干流工业生活用水及合理的生态需水，实现大西海子下泄 3.5 亿 m^3 生态水量，输水到台特玛湖的目标。本次近期综合治理的目标与原规划水平年 2010 年所不同之处就是增加了开—孔河向塔里木河下游的输水量，由原规划的 3.0 亿 m^3 （现状为 2.5 亿 m^3 ）提高到了 4.5 亿 m^3 ，干流来水总量由 49.5 亿 m^3 增加到 51.0 亿 m^3 。

规划总投资 107.4 亿元。项目建设内容主要包括：

- (1) 灌区节水改造工程。
- (2) 平原水库节水改造工程。
- (3) 地下水开发利用工程。
- (4) 河道治理工程。
- (5) 博斯腾湖输水工程。
- (6) 生态建设工程。
- (7) 山区控制性水库工程。
- (8) 流域水资源调度及管理工程建设。

4.2.3 塔里木河下游应急生态输水

依据目前塔里木河生态恶化趋势严重的现状，若不采取一些应急措施，很可能会因为流域治理的工程措施跟不上环境恶化的速度，而最终无法实现逐步恢复塔里木河生态、保护绿色走廊的目标。所以，应急向大西海子水库以下输一定的水量，提高河道两岸地下水位，遏制生态劣变的趋势，保证在必要的工程实施完成前，维持和保护现有植被，是十分重要的。

从 2000 年 5 月开始，利用开都河来水偏丰，博斯腾湖持续高水位的有利时机，由塔里木河流域管理局与巴州、农二师共同组织五次向塔河下游生态应急输水，经过三年多时间，从博斯腾湖共调出水量 22.19 亿 m^3 ，自大西海子水库泄洪闸向塔河下游输水 13.79 亿 m^3 ，三次将水输到台特玛湖，最大形成了近 30 平方公里的湖面。输水工程使下游的水文状况得到了改善、生态环境得到了一定程度恢复。

五次应急输水线路主要自博斯腾湖调水，通过孔雀河第一分水枢纽、第二分水枢纽、第三分水枢纽、普惠泄洪闸输送至 66 分水闸，再经库塔干渠到卡拉水库退水闸，最终进入塔里木河，输入大西海子水库；最后经大西海子水库泄洪闸，将水输入其文阔尔河和老塔里木河，进入尾间台特玛湖。

另外，2002~2003 年塔里木河干流来水偏丰，同时塔管局对干流实施严格的水量调度方案，后三次输水期间自塔里木河上中游调剂部分水量，进入大西海子水库并泄入下游河道。

输水线路自博斯腾湖至台特玛湖共计 927.59km。其中，博斯腾湖至 66 分水闸 390.0km；66 分水闸至卡拉 30.0km；卡拉至大西海子水库 150.0km；大西海子水库泄洪闸到台特玛湖 357.59km。应急输水调水线路见图 4。

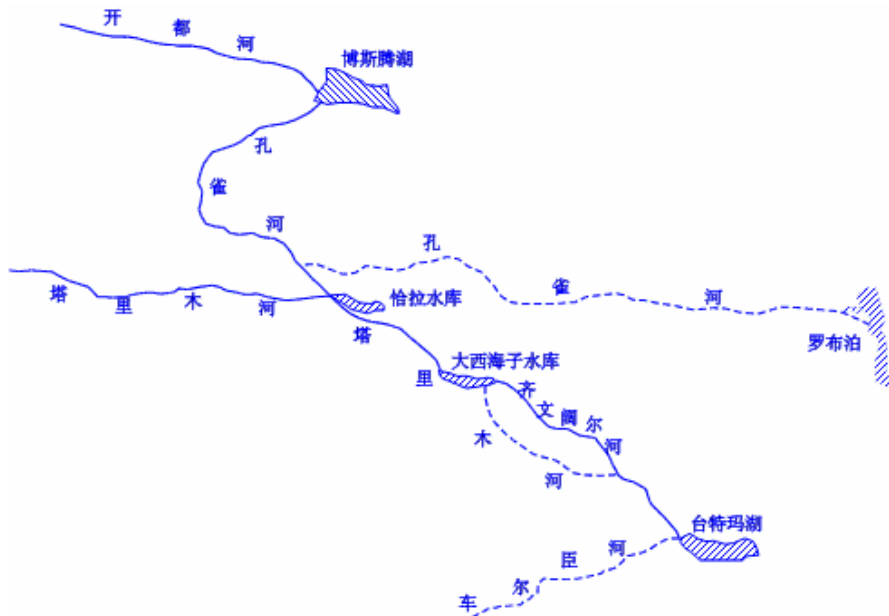


图4 塔河下游应急输水示意图

4.2.4 生态环境保护目标

内陆干旱区的自然植被按照水源的不同，可以分为主要靠降水维持的荒漠生态系统、主要靠河湖水量补给维持天然绿洲生态系统和主要靠社会经济系统用水未消耗部分的人工绿洲生态系统，其中与人类社会经济关系密切的是后两类生态系统。

根据生态环境保护目标、确定维持与改善自然景观及环境状况的自然生态系统，为支撑该系统平衡所需消耗的水分或所消耗的水资源量为生态需水量。

生态需水包括有河道、湖泊的耗水；河道及两岸、湖泊周围的自然生态植被及湿地的耗水；包括绿洲内部与周边的自然生态植被的耗水。河道、湖泊及其植被的耗水由维持一定的河湖水量来保证；绿洲内部与周边的自然生态耗水除河道洪水漫溢外，主要由社会经济用水中未被消耗的水量来满足。生态需水不包括人工灌溉林草的经济与环境用水。

根据上述原则，分别确定各研究区域的自然生态环境保护目标、自然生态需水量，并根据水资源配置的现状提出水资源配置的要求。

自然生态环境保护目标：干流上中游天然植被面积基本上维持现状，改善面积约 $130 \times 10^4 \text{hm}^2$ （1950 万亩）；干流下游最低保护目标是要使已断流的下游 300 多公里（台特玛湖至大西海子）河道、逐步沙化的地域生态恶化得以扭转，要求水流到台特玛湖，地下水位恢复到基本满足自然植被耗水所需的要求，下游生态植被恢复面积达 $10.67 \times 10^4 \text{hm}^2$ （160 万亩）。

自然生态需水量：生态需水指标按林地 $300\text{m}^3/\text{亩}$ ，灌木和草 $150\text{m}^3/\text{亩}$ ，综合按 $200\text{m}^3/\text{亩}$ （约 300mm ）。初步估算生态需水量，干流上中游生态需水量约 39 亿 m^3 ；干流下游生态需水量约 4 亿 m^3 。总计生态需水量约 43 亿 m^3 。

水资源配置：塔河干流的社会经济用水主要是农牧业的耗水，以农牧业耗水综合定额（含渠道、水库的蒸发损失等）估算，综合耗水定额取为 $460\text{m}^3/\text{亩}$ （约 $650\sim 700\text{mm}$ ）。干流上中游灌溉面积按 $6\times 10^4\text{hm}^2$ （90 万亩计），耗水量约 4 亿 m^3 ；干流下游灌溉面积按 $2.67\times 10^4\text{hm}^2$ （40 万亩）计，耗水量约 2 亿 m^3 。这样社会经济的用水量为 6 亿 m^3 ，目前四源流对干流的供水量约 39 亿 m^3 左右，因此可以认为现状自然生态耗水为 33 亿 m^3 ，生态耗水的缺口约为 10 亿 m^3 左右。

4.2.5 生态恢复措施

根据 A，塔里木河干流上中游的生态需水为河流或流域的生态需水，而塔里木河下游的生态需水为河道的生态需水，因此分别采取了定额分析法与流量分析法。为实现上述生态目标，采取了如下措施：

- A、源流采取节水措施，增加向干流供水
- B、开展干流堤防建设，减少干流的无效消耗，增加向下游供水
- C、自博斯腾湖调水，向塔里木河下游应急生态输水。

自 2000 年 5 月以来，先后五次实施由博斯腾湖向塔里木河下游应急输水，自大西海子水库泄洪闸累计向塔河下游输水 13.79 亿 m^3 ，将水输到台特玛湖，形成了近 200 平方公里的湖面。

4.2.6 生态恢复效果

自大西海子向下游的输水水量，主要有两个去向，一是用于补给河道两侧的地下水与土壤水，二是用于河道两侧一定范围内的蒸发蒸腾消耗，包括水面蒸发、土面蒸发与植被蒸腾。

以第五次输水（2003.03.03~2003.07.11，共 131 天）为例，大西海子下泄的 3.40 亿 m^3 水量中，有 2.35 亿 m^3 最终储留在地表以下，进入台特玛湖的水量为 0.23 亿 m^3 ，蒸发蒸腾消耗量为 0.82 亿 m^3 。如果全年输水一次，由于 4 到 7 月的蒸发蒸腾量比较大，认为停水期的蒸发蒸腾量大致也为 0.8 亿 m^3 ，这样，一年的总腾发量是 1.6 亿 m^3 ，地下水土壤水的补给量也大致为 $2.35-0.8=1.6$ 亿 m^3 ，进入台特玛湖的水量大致是 0.3 亿。

根据卫星遥感分析，大西海子至台特玛湖在距河道 $0\sim 1\text{km}$ 的范围内，林地、草地与灌木等植被总面积约为 570km^2 ，估计自然植被的年腾发量约为 300mm ，这样蒸发蒸腾消耗大约为 1.7 亿 m^3 ，与前述的 1.6 亿 m^3 大致吻合。

随着输水的进一步开展，一方面地下水位的不断上升将直接引起蒸发蒸腾量的增加，同

时，随着地下水位的上升，地下水的影响范围将逐渐扩大，从而使得到恢复的植被面积增加；另一方面，由于地下水的影响范围扩大，地下水位上升同样高度所需要的水量也将增加。因此，在输水量有限的条件下，地下水位上升到一定阶段后将保持稳定，而输水从全年的角度讲将全部消耗于蒸发蒸腾。

按照《塔里木河综合治理近期规划》，大西海子每年规划下泄水量为 3.5 亿 m^3 ，首先分析这些水量能够维持的植被面积。随着地下水位的进一步上升，估计塔河下游自然植被的年腾发量为 400mm，根据卫星遥感分析，大西海子至台特玛湖在距河道 0~2km 的范围内，植被总面积为 870 km^2 ，这样可以估算维持这些面积上自然植被正常生长需要的水量恰好约为 3.5 亿 m^3 。因此，可以认为当地下水位恢复的影响范围达到距河道 0~2km 时，地下水位将相对稳定。

塔河下游生态应急输水之前的地下水埋深在 8~10m 左右，目前已经上升了 2.5m 左右，可以预见，在目前的输水模式下，地下水的恢复将逐渐变得缓慢，最终稳定的地下水埋深估计在 5~6m 左右。

在目前的输水实践中，逐步采用面状漫溢输水与河道线状输水相结合，这将在一定程度上改变地下水分布不均匀（靠近河道水位高，远离河道水位低）的现状，有利于地下水的恢复，从而有利于植被的恢复。

4.2.7 塔里木河下游输水的水资源配置分析

在前五次输水中，主要采取的是单线输水模式。随着输水进程的开展，塔河下游的河道不断得到疏浚，同时地下水位不断上升，渗漏量减少，这使得大西海子下泄的水量能够比较迅速地到达台特玛湖。如果仍然采取单线输水模式，将使得水大量进入台特玛湖，不仅起不到恢复两岸生态的作用，同时威胁 218 国道的安全。

因此，从第四次输水开始，沿河道进行了适当扒口开叉分水，以增加水流横向覆盖面积，扩大生态恢复面积。在第五次输水中，分别采用其文阔尔河与老塔里木河两条线路，进行双线输水。

在《塔里木河下游应急输水与生态改善监测评估报告研究》中，对输水方案与水量配置进行了探讨，形成如下原则：

- ① 根据塔里木河近期综合治理的目标，水资源配置以恢复下游绿色走廊为主，恢复台特玛湖水面面积为辅；
- ② 下游绿色走廊的恢复和保护以现有植被为主、以河道两侧和 218 国道两侧为主；
- ③ 实现河道线状输水和漫溢面状输水相结合；
- ④ 面状输水以永久性供水为主，永久性供水与机动式供水相结合的原则。

永久性供水是通过引水对较适宜地点（有一定的自然植被面积）漫溢形成固定的一定生长状态和结构（乔灌草）的生态植被；

机动式供水是多年间歇供水，形成时枯时荣的草本植被，在同样的水量下，扩大保护面积。

在以上原则的指导下，合理配置塔河近期治理所要求的大西海子下泄 3.5 亿 m^3 的水量。首先确定台特玛湖的入湖水量为 1000 万 m^3 ，根据五次输水资料，经过模型预测，沿程消耗 22650 万 m^3 ，面状输水中，永久式输水为 10100 万 m^3 ，机动式输水为 1250 万 m^3 。

4.2.8 生态水权探讨

塔里木河干流生态水权的实现，得益于国家的政策支持于经费投入。共计划投入 107 亿元用于塔里木河综合治理，源流向干流的输水也主要通过以投资换节水的方式，博斯腾湖的调水更是行政手段与经济手段相结合的产物。中央政府通过塔里木河流域管理局，依靠行政（地方行政长官协调会）和经济（国家投资）手段，制定水量调度协议（水权分配方案），并通过具体的监测和调度实现分水协议，从而使生态水权得到维护和实现。

4.3 其他

4.3.1 澜沧江梯级电站

据澜沧江景洪水文站 1957 年至今的实测资料，漫湾电站投入运行前（1993 年），景洪水文站出现的最小流量为 1979 年 3 月 16 日的 388 m^3/s 。自 1993 年 7 月后，景洪站多次出现小于历史上实测最小流量的情况，有时甚至不足 100 m^3/s ，除 1993 年后有的年份来水比往年枯以外，漫湾、大朝山两电站投入并蓄水也是其重要的原因。

今年 3 月间景洪水文站连续出现小流量 269~351 m^3/s ，致使景洪港数十条船只，因航深不足而不能启航。为此曾采取应急措施，上游水库加大放水力度，才得到解决。

表10 澜沧江中、下游梯级最小下泄流量估算表

站	流域面积 / (万 $k m^2$)	多年平均流量 / (m^3/s)	最小流量/ (m^3/s)		电站出力/ (万 kW)	
			情况 1	情况 2	情况 1	情况 2
小湾	11.33	1210	304	342	54.5	61.3
漫湾	11.45	1230	307	346	22.7	25.6
大朝山	12.10	1340	325	365	19.6	22.0
糯扎渡	14.47	1730	388	437	60.2	67.8
景洪	14.91	1810	400	450	19.9	22.4
合计					176.9	199.1

4.3.2 浙江玉溪（杨勇，2004）

玉溪水利枢纽位于浙江省丽水市莲都区大港头镇，在龙泉溪的下游河段，丽水至龙泉的公路边，距丽水市 33km。水库控制集雨面积 3407k m²，多年平均流量 115.42 m³/s，多年平均来水量 36.4 亿 m³。

玉溪水电站仅具日调节能力，由于调节库容很小，电站下游通航需要上游紧水滩水电站及石塘水电站每天 16h（6: 00-22: 00）泄放流量不小于 50 m³/s。在上游水库泄放最小流量的情况下，玉溪水库按照同等标准泄放 50 m³/s，能满足下游河道生态、航运、灌溉、景观等各项用水需求。

4.3.3 福建邓坊一级电站（许天金，2005）

邓坊一级电站位于福建省将乐县高塘镇邓坊村境内的邓坊溪河畔，为引水式电站。坝址以上集雨面积 1015k m²，流域内多年平均降雨量 1724.4mm，坝址断面多年平均径流量 959.6 万 m³，多年平均流量 0.304 m³/s。工程拟建拦河坝高 4.6m，至压力前池间输水系统长 2.6km，其中隧洞长 1.7km，明渠长 0.9km。电站设计水头 183.9m，设计发电流量 0.46 m³/s，装机 2×320kW。

邓坊溪属金溪水系，发源于福建省将乐县万安镇的孔坪自然村，流经邓坊、陈坊、蛇尾、下芦，于尧坑注入金溪干流。流域面积 46k m²，河道天然落差 1060m，其中可利用落差 680m。流域内林深坡陡，地表植被较好。

表11 不同方法计算的流量值比较表

计算方法		流量/ (m ³ /s)	备注
长系列法 (P=90%)		0.046/0.026	最小月平均流量/最小日平均流量
代表年法 (P=90%)		0.073/0.055	最小月平均流量/最小日平均流量
7Q10 法		0.056	
Montana 法	(达到“好”的标准)	0.061/0.122	(10~3 月) / (4~9 月)
	(达到“中或差”标准)	0.030/0.091	(10~3 月) / (4~9 月)
多年平均流量		0.304	

5 结论

5.1 研究思路

生态水权的研究思路可以归纳为图 5，首先应该根据不同河流、不同气候类型、不同水库类型的特点，确定不同生态流量并以法律或协议的形式固定下来，然后在初始水权的划分即水资源规划中对生态水权予以考虑，最后通过水资源管理、工程措施、经济手段等实现生态水权。

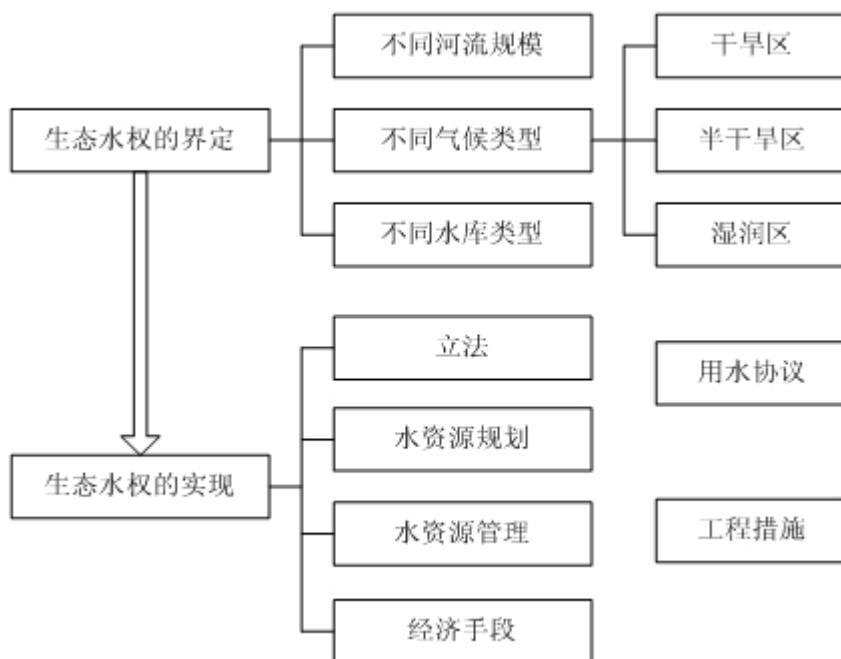


图5 生态水权的研究思路

5.2 关于生态水权的界定

本专题研究探讨了生态水权的概念与计算方法，研究内容涉及干旱区（塔里木河）、半干旱区（黄河）、湿润区（澜沧江），总结起来，生态水权的界定应遵循以下原则：

干旱区内陆河应以下游尾间的水量为目标；

半干旱区的河流，河道生态水量应以入海水量为重要的控制目标；

湿润区一般不存在河道最小生态水量问题，但修建大型水利工程特别是水力发电工程后，需要保证必要的基流与洪水过程，不能单纯从发电的经济效益考虑问题。

总之，生态水权的界定应以便于计算便于操作为原则，同时充分考虑不同区域的特点。

5.3 关于生态水权的实现

节 3.3 总结了生态水权的实现途径，这里简要归纳如下：

立法：我国的水法已经对生态水权要有了明确的规定，但这仍然是原则性的规定，并不具有可操作性。由于生态环境的日益恶化，以及和谐社会建设与节水型社会建设的需要，亟需开展生态水权的立法工作，明确生态水权的具体要求。

协议：由于水资源的紧缺性，历史上产生了各种各样的用水协议、分水协议，但较少考虑生态环境的需要。在生态水权的实现过程中，协议可以成为立法的补充。在政府的指导下，用水户之间通过协议实现生态水权是有可能的。

规划：法律对水权的规定要在规划得到体现，水资源规划特别是水资源供需分析中，要合理考虑生态需水，其优先权仅次于生活用水。新一轮全国水资源综合规划中，对生态水权有比较全面的考虑。但在实践中，一方面对生态水权的界定尚没有统一的认识，另一方面规划并不能在实践中得到很好地贯彻。

管理：政府通过水行政主管部门实现对水资源的管理，主要的手段是取水许可制度。水行政主管部门在审批取水申请、发放取水许可证的过程中，必须对生态用水予以保证。此外，对取水行为进行有效监督，对未经许可的取水行为和超出标准的取水行为采取严厉的惩罚。

工程：工程措施是实现生态水权的重要手段，特别是在生态水权遭到破坏的情况下。另外，生态环境中占有重要地位的人工景观，主要是通过工程手段实现的。

经济手段：与一般意义的水权转让不同，这里的经济手段是指通过政府投资，实现生产生活的节水，从而实现水权从社会经济向生态环境的转移。

致谢

研究过程中多次得到三本木先生的悉心指导，为研究工作提出了许多有价值的建议与意见，三本木先生渊博的学识与扎实的学风使我们受益匪浅，衷心感谢并深表敬意！

参考文献

- 1 陈增奇. 浙江省河流生态环境用水的界定与确定方法探讨. 水利规划与设计, 2004.4(增)
- 2 丛振涛, 周海鹰, 雷志栋等. 塔里木河下游输水过程的分析与模拟. 水科学进展, 2003.5
- 3 洪祖兰. 关于澜沧江梯级电站设置最小下泄流量的建议. 云南水力发电, 2004.5
- 4 李云玲, 谢永刚, 谢悦波. 生态环境用水权的界定和分配. 河海大学学报(自然科学版), 2004.3
- 5 倪晋仁, 崔树彬, 李天宏, 金玲. 论河流生态环境需水. 水利学报, 2002.9
- 6 石伟, 王光谦. 黄河下游生态需水量及其估算. 地理学报, 2002.9
- 7 宋进喜, 李怀恩, 王伯铎. 河流生态环境需水量研究综述. 水土保持学报, 2003.6
- 8 宋兰兰, 陆桂华. 生态环境需水研究综述. 水利水电科技进展, 2004.6
- 9 屠晓峰. 南水北调西线一期工程调水河流生态环境用水阈值的讨论. 黄河规划设计, 2004.11
- 10 王金霞, 黄季焜. 国外水权交易的经验及对中国的启示. 农业技术经济, 2002.5
- 11 王礼先. 生态环境用水的界定和计算方法. 中国水利, 2002.10
- 12 王西琴, 刘昌明, 杨志峰. 生态及环境需水量研究进展与前瞻. 水科学进展, 2002.7
- 13 徐志侠, 王浩, 陈敏建, 唐克旺, 王研. 基于生态系统分析的河道最小生态需水计算方法研究 II. 水利水电技术, 2005.1
- 14 于龙娟, 夏自强, 杜晓舜. 最小生态径流的内涵及计算方法研究. 河海大学学报(自然科学版), 2004.1

课题 11-4

缺水地区的用水稳定性和枯水弹性

邵薇薇（清华大学）

中华人民共和国水权制度建设
特定课题 II-4 缺水地区的用水稳定性和枯水弹性

最终报告书

2006 年 6 月

研究指导者：杨大文

研究者：邵薇薇

一. 研究背景

在研究建立水权制度时，除了考虑通常情况下的水资源开发（如修建水库）、流域内上下游关系、行业部门之间的用水分配、生态环境维护、水污染防治以及跨流域调水等水资源管理中的水权问题外，还需要考虑自然条件变化（如气候的变动性和流域下垫面条件的改变）对水资源管理制度可能造成的影响。在全球气候变动（如地球温暖化）背景下，由于气候异常导致的水旱灾害频繁发生，其中连续枯水发生的频率在上世纪末呈增加趋势，如中国的黄河流域和华北地区在 20 世纪 90 年代都出现了近 10 年的连续枯水期。中国正在以建设节水型社会为目标来建立未来水资源的管理制度，但在高度节水对策下建立的社会经济发展模式，当遇到更严重的枯水时，将出现难以应对的局面。因此，在缺水地区需要研究如何建立具有（枯水）弹性的稳定用水制度。

二. 研究方法

该课题将不考虑异常干旱条件下的危机管理，主要的研究方法包括：（1）通过示意图的阐释给出宏观上枯水弹性范围与枯水弹性指标的定义；（2）尝试用 WPI 指数（Water Poverty Index）来度量中国各大流域的水资源贫乏情况；（3）对中国缺水地区水资源分配现状进行分析（以黄河流域为例），阐释其中存在的问题，以及美国水权制度建设经验对我们的启示；（4）对黄河流域以往的枯水经验进行统计和分析；（5）探讨中国缺水地区水权制度建设的原则，并进行框架初步设计；（6）结合太子河流域，分析其水资源现状和枯水实例。

三. 与枯水弹性相关的定义

(一) 关于若干取水量的理解(参考日本若干取水量的定义)

在日本,用户从河道取水的水量是与他所拥有的水权量是紧密相联系的。其中最大取水量(maximum)是为权利保障服务的,最大取水量对应于可以带来最大程度的权利保障;通常取水量一般是用来计量用户正常取水和用水时的水量;而枯水时的取水量是在不能满足正常取水量但缺水程度不严重时的取水量;最低取水量(minimum)是指在采用雨水利用措施和污水处理措施等方式之后把循环、回收利用的水量也考虑在内时用户所能承受的最小取水量;而渴(枯)水克服量是指度过大枯水时的最低取水量,是枯水时的取水量的极限值。若取水量比渴(枯)水克服量还低,社会就会产生饥荒、死亡等灾害,当产生大灾害时,将会对整个的社会经济造成严重影响。

(二) 关于枯水弹性范围和枯水弹性指标的含义及示意图表示

当发生枯水时,对应于取水量要减少,这时从通常取水量到用户所能接受的渴(枯)水克服量之间的取水量的范围,就是我们要研究的枯水弹性。当取水量或供给水量减少,但不至于导致灾害性的状况时,这时取水量或供给水量可减少的最大程度称为枯水弹性范围。这里的不至于导致灾害性的状况,是指可以有一定的经济损失,但是不至于发生饥荒和死亡等状况。

在研究枯水弹性时,可能要涉及到社会的节水措施。例如,在克服渴(枯)水对抗干旱时,日本过去一般采用一些自卫策略,如开挖河塘、河槽等蓄水措施来尽可能多地收集降雨和蓄存河水,缓解各部门的用水难题,度过大枯水时期。我国目前有些地区也在采用类似的措施,如枯水期时避开用水高峰时把河流中水用池塘的方式蓄存起来以供使用来解决水资源短缺的状况。

我们一般用多年平均的水资源量(如河川径流量)来定义通常意义下的水权范畴,然而实际的水权量是根据实际河川来水量的多少而变化的,所以根据降雨量、蒸发量等的变化,水权量的范围可以扩大,也可以缩小。这是对于自然系统而言。

对于人类系统,我们所研究的水权主要是水的使用权。与自然系统相对应,我们一般用多年平均的可获得水量来定义通常意义的水权范畴,然而实际的可用水量,即实际的水权量是根据来水的丰枯而发生调整和变化的。

我们将用图示来表示扣除生态环境预留水权量后的整个人类社会的水权量对应的取水量,各个取水者(如工业、农业、生活等部门)按照类似持股的方式以其占有水权的百分比来分配水资源。用示意图表示宏观意义上的枯水弹性的含义如下:

图1的中圈表示在平水年时所对应的社会某部门或某用户的取水量,针对于与多年平均河川来水情况相接近时的多年平均的社会取水量。当丰水年时,来水量比较充足,取水量可以有所增加,圆圈的范围将被扩大,假设扩大到外层的蓝圈,社会某部门或用户的取水量在

中圈和外圈之间的范围波动时属于丰水阶段。当遇到枯水年时，原来的取水量必然要被缩减，圆圈的范围将被缩小。当遇到特枯年时，设缩减为最内的红圈，取水量在中圈和内圈之间的范围波动时称为为枯水阶段。

社会部门或用户的取水量在枯水年时可以减少，丰水年时可以增加，这之间取水量的范围称为取水可能范围。从平水年的通常取水量到枯水年可减至的最低取水量的范围也就是我们要研究的枯水弹性范围。

当取水量在取水可能范围之间变化时，我们制定的水权制度能够发挥它的作用。其中枯水年时，社会处于比较缺水的状态，需要采取一定的节水措施，建设节水型社会；丰水年时，整个社会的水量比较充足，称为丰水型社会；当干旱程度超过特枯年时，这时取水量低于了枯水弹性范围的下限，会引发水资源危机，导致社会灾害，这时一般意义下所制定的水权就不起作用了，通常情况下的水权无法维持，此刻水权的规则就需要重新审视，这种状态属于水资源危机管理范畴。

我们若以简单数字示意，如中圈对应的平水年状态下的取水量，定义为 1 个单位，内圈对应的取水量定义为 0.5 个单位，此时若实际的枯水年的取水量为 0.8 个单位，那么实际的取水量就介于两者之间，但仍然是枯水的弹性范围内，也就是说在这个取水量的水平下，社会可能会比正常情况要蒙受一定的经济损失，但是还是可以继续维持的，不至于引发灾害（如饥荒、死亡等）。

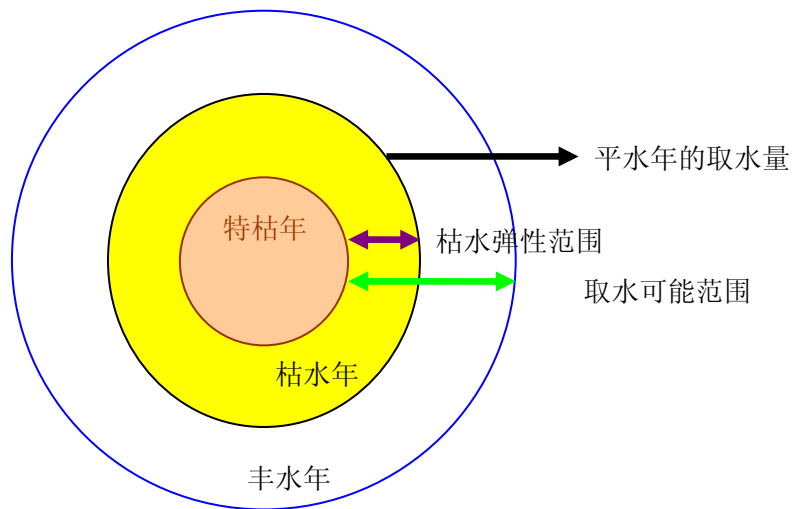


图 1 枯水弹性范围示意图

节水型社会和丰水型社会的界定不是绝对的，随着社会的发展和科学技术水平的提高，我们可以提高工农业和生活的节水技术，提高水的循环和重复利用水平，充分的利用有限的水资源，使生产生活的耗水量降低，这时，原来需要节水的社会可能就会转变成丰水型社会。

具体的措施可能还会涉及到城市、农村社会经济结构的改革和调整以及土地利用、建筑规制等等措施，比如如何结合土地情况有效利用水资源等，这里不作详细讨论。要建成丰水型社会，我们水资源管理部门应该加快做好一个转变，即做好从完全服从行政命令的管理到以行政命令为指导的自主管理的转变，应该使自身的主导地位加强。

根据以上对枯水弹性的释义，我们给出以下定义：当某地区发生枯水不能满足正常用水时，各用水部门都将受到不同程度的不良影响。当取水量或供给水量减少但不至于导致称为灾害性的状况时，这时取水量或供给水量可减少的程度称为枯水弹性范围。这里的不至于导致灾害，是指有一定的经济损失，但是不至于发生饥荒和死亡等极端状况。定义枯水弹性范围的最小值为枯水弹性指标。从图示上看，也就是上面示意图中的内圈所对应的取水量。所以，枯水弹性指标是指某一地区某一行业在发生枯水时，取水量减少但不至于导致灾害性状况的取水量的下限值。同时，还可以采用百分比值来表示，即枯水弹性范围的下限值与正常用水量的百分比。

四. 用 WPI 分析中国各流域的缺水情况

(一) WPI 的概念和组成

众所周知，中国缺水地区主要包含两种类型：(1) 资源型缺水，即天然水资源量不足造成的缺水，如我国的华北、西北和黄河流域；(2) 污染型缺水，即天然水资源量较丰富，但由于水质污染严重造成可用水资源量缺乏，如淮河流域及部分南方河流。在许多缺水地区，天然水资源量不足加上水污染严重已经使得中国的缺水问题变得十分困难。

我们要研究缺水地区的用水稳定性和枯水弹性，首先就要对缺水地区的水资源状况进行评价。观察现有的水资源评价体系，主要是从水量和水质进行评价，没有把社会经济因子纳入其中，具有一定的局限性。如何结合资源和污染的情况，并加上其他考虑因素，来评价一个地区的水资源困乏程度呢？下面向大家介绍一种相对比较新的水资源评价体系：2002 年英国生态与水文研究所（Center for Ecology and Hydrology——CEH）的研究人员 Sullivan 等研究提出了一种类似于消费物价指数（Consumer Price Index——CPI）的水贫乏指数（Water Poverty Index——WPI）。该指数能从多学科交叉的角度，为国家或地区的水资源开发利用提供一个标准化的评价框架，重点评价水的缺乏对人类社会经济发展的影响程度。指数系统中主要考虑国家或地区的水资源的可用度、可及性、人们取用水的能力，与涵养水资源的环境的质量。该指数的提出，使得针对国家和地区的水资源安全性排序成为了可能，并将多种与社会经济发展有关的因子考虑其中，一并纳入水资源的贫乏性的度量。

WPI 指数包括五大组成部分，而这五个组成又都有数个不同的指标来指示。这五个组成分别是：水资源、取得水的途径、取得水的能力、水的使用和与水有关的环境。上述每个组成中，均有一到六个指标，其基本构架如表 1 所示。

表 1 WPI (Water Poverty Index) 的基本结构组成

WPI 组成	指标
资源 (<i>Resource</i>)	可获得的水资源量
途径 (<i>Resource</i>)	可取得洁净水的人口百分比、可使用卫生设备的人口百分比、灌溉面积占耕地的比例
能力 (<i>Capacity</i>)	人均 GDP、五岁以下儿童的死亡率、受教育比例、经济的均衡性 (基尼系数)
使用 (<i>Use</i>)	居民人均每日用水量、工业农业生活用水比例 (以个别所占 GDP 比例调整)
环境 (<i>Environment</i>)	水质和用水压力、水和环境的重要联系

WPI 指数主要用于评价一个国家的水贫乏程度，它作为一个水安全性指标，可以评价一个国家的水资源的富有程度在世界各国中的排序，从而可以检视自己国家的水资源相关的政策和措施。总的来说，WPI 的值越低，国家或地区的水资源越贫乏，WPI 的值越高，国家或地区的水资源越富有。如 CEH 计算出来的世界各国 WPI 中，中国的 WPI 值为 51 分，美国为 54 分，日本为 65 分，俄罗斯为 63 分等。不过另一方面，WPI 值的总分只是对流域水资源贫乏性的总体评价，我们还需要从各个组成的值来具体评价流域的各项指标的均衡性。分组成的雷达图的面积越大，而且分布越均匀的，才真正说明流域的水资源安全性越高。

(二) 简化的 WPI 指数计算指标

由于原定 WPI 的指标主要用来计算各个国家的水资源安全程度，现在我们把这个评价方法应用于国家内的各个流域的水资源安全程度的评价，区域范围缩小了，但是其中有些数据却反而不易收集。后来有学者提出了用简化的指标来计算国内各个流域的 WPI 值，用简化的指标同样可以达到相似的评价效果。于是按照简化的 WPI 指数指标，我们就可以采用《中国水资源公报》的数据方便的分析国内各个流域的水资源安全程度排序。

简化的 WPI 指标计算依据如表 2 所示。

表 2 简化的 WPI 指标计算依据

WPI 组成	指标
资源 (<i>Resource</i>)	年径流总量、地表水与地下水资源量、年平均降雨量等。
途径 (<i>Access</i>)	大中型水库年蓄水变量、年供水量、灌溉面积占耕地面积的百分比等。
能力 (<i>Capacity</i>)	人均用水量、人均 GDP、家庭消费水平、受教育程度、水行业投资情况等。

使用 (Use)	农田实灌亩均用水量、万元 GDP 用水量、万元工业增加值用水量、城市人均生活用水量、农村人均生活用水量等。
环境 (Environment)	符合和优于 III 类水的河长占总评价河长的比率、废污水排放量、水土流失面积等。

(三) WPI 的计算方法

1. 针对一个流域的某一个指标，对其在全国范围内由低到高进行排序，求取其在全国各流域中的相对位置，1 为最高分、0 为最低分。

$$y_j = (x_j - x_{\min}) / (x_{\max} - x_{\min})$$

其中 x_j 为某流域在其变数项目 j 的实际值； x_{\max} 与 x_{\min} 则分别为某变数项目在全国各个流域之中最大值与最小值， y_j 则为该流域相应于该变数项目之指标值。

其中要注意一下，有几个指数的排序是采用的相反数排序，如使用部分中的农田实灌亩均用水量、万元 GDP 用水量、万元工业增加值用水量，因为这三个值的数值越大，反而说明用水效率越低，另外，如环境部分中的废污水排放量，排放量越大，对环境的破坏肯定也越大。

2. 将每一组成中的各个指标的得分平均，并乘以 20，即为该组成部分的总分，各组成均以 20 分为满分。

$$c_i = 20 \times \sum y_j$$

其中 c_i 为某流域在某组成 i 的得分，以 20 分为满分，共有 5 个组成。

3. 将五个组成部门的得分相加，总分即为 WPI 值。

$$WPI = \sum c_i$$

WPI 即为该流域的总分，满分为 100 分。

(四) WPI 指数在我国各大流域的应用

由上面可知，计算 WPI 中将会涉及很多的与社会经济环境相关的因素，这也是我们在评价水资源的过程中要考虑的。现在我们尝试用 WPI 来对我国七大流域的水贫乏程度进行评价。由于数据收集方面的不全面，我们只能用简化的方法进行粗略的评价，但也能反映大致趋势。（以下所用数据主要来自于 2004 年《中国水资源公报》）。

1. 数据资料整理

- (1) 2004 年各大流域的水资源量见表 3:

表 3 2004 年中国各水资源一级区的水资源量

水资源一级区	降水量 (mm)	天然径流深 (mm)	降水总量 (亿 m ³)	地表水资源量 (亿 m ³)	地下水资源量 (亿 m ³)	地下水与地表水资源量 (亿 m ³)	水资源总量 (亿 m ³)
--------	----------	------------	--------------------------	----------------------------	----------------------------	--------------------------------	---------------------------

				m ³)	(亿 m ³)	不重复量 (亿 m ³)	
全国	600.6	244.2	56876.4	23126.4	7436.6	1003.2	24129.6
松花江	412.3	107.8	3854.0	1007.8	429.3	182.1	1189.9
辽河	510.1	106.9	1638.4	335.7	183.2	83.3	419.0
海河	538.2	43.1	1686.6	137.9	237.7	161.6	299.6
黄河	421.8	65.2	3353.7	518.5	352.4	109.5	628.0
淮河	780.0	155.0	2573.6	511.6	391.9	240.7	752.2
长江	1040.3	484.2	18546.8	8633.6	2259.5	100.9	8734.6
东南诸河	1414.4	630.7	2945.4	1313.3	288.3	10.4	1323.8
珠江	1273.6	605.9	7359.3	3500.9	860.9	12.0	3512.9
西南诸河	1114.2	707.2	9404.8	5969.3	1547.3	0.0	5969.3
西北诸河	164.0	35.6	5513.8	1197.7	785.7	102.7	1300.4

(2) 2004 年各水资源一级区的供用水量见表 4:

表 4 2004 年各水资源一级区供用水量

水资源一级区	供水量				用水量				
	地表水	地下水	其他	总供水量	生活	工业	农业	生态	总用水量
全国	4504.2	1026.4	17.2	5547.8	651.2	1228.9	3585.7	82.0	5547.8
松花江	219.6	150.0	0.0	369.6	33.7	69.6	263.1	3.2	360.6
辽河	78.6	109.7	0.7	189.0	28.8	23.4	135.4	1.3	189.0
海河	120.1	247.2	2.8	370.0	52.5	56.6	256.6	4.3	370.0

黄河	237.9	132.1	2.1	372.1	37.1	54.7	277.1	3.2	372.1
淮河	394.4	161.0	1.0	556.4	72.7	97.9	381.7	4.1	556.4
长江	1731.6	78.3	5.5	1815.4	223.2	613.6	948.6	30.0	1815.4
东南诸河	302.3	12.1	1.9	316.3	43.6	96.2	169.0	7.5	316.3
珠江	817.6	42.2	2.5	862.3	134.2	197.5	522.5	8.0	862.3
西南诸河	94.1	2.5	0.2	96.9	8.9	4.6	83.1	0.2	96.9
西北诸河	507.9	91.3	0.5	599.7	16.4	14.7	548.4	20.1	599.7

另外，2004年全国用水组成：全国总用水量5547.8亿m³，第一产业占66.2%，第二产业占22.7%，第三产业占1.6%，居民生活占8.0%，生态占1.5%。

(3) 2004年各水资源一级区的耗水量见表5：

表5 2004年各水资源一级区用水消耗量及耗水率

水资源一级区	松花江	辽河	海河	黄河	淮河	长江	东南诸河	珠江	西南诸河	西北诸河
耗水量 亿m ³	195.7	126.0	255.1	210.4	358.8	838.5	147.3	387.1	64.3	417.5
耗水率 (%)	53	67	69	57	65	46	47	45	66	70

(4) 2004年各水资源一级区的主要用水指标见表6：

表6 2004年各水资源一级区主要用水指标

水资源一级区	人均国内生产总值GDP(万元)	人均用水量(m ³)	万元国内生产总值用水量(m ³)	农田灌溉亩均用水量(m ³)	人均生活用水量(L/d)		万元工业增加值用水量(m ³)
					城镇生活	农村生活	
全国	1.053	427	399	450	212	68	196
松花江	1.278	576	447	517	174	55	180
辽河	1.405	343	242	406	193	55	74
海河	1.541	280	180	238	166	51	64
黄河	0.969	335	343	387	156	42	114
淮河	1.138	270	236	272	149	55	92

长江	1.211	413	335	467	226	70	286
东南诸河	1.920	438	222	558	242	96	137
珠江	1.312	525	396	852	306	120	202
西南诸河	0.484	472	972	613	156	66	271
西北诸河	1.057	2054	1879	719	204	47	137

(5) 2004 年各水资源一级区的水质情况

全国十个水资源一级区符合和优于 III 类水的河长百分比从高到低依次为：西南诸河区 97.2%、西北诸河区 77.4%、长江区 72.4%、珠江区 70.1%、东南诸河区 63.4%、黄河区 45.9%、海河区 41.0%、松花江区 39.1%、辽河区 31.9%，淮河区 31.0%。

2. 中国七大流域的 WPI 计算

按照 WPI 指数简化的指标计算方法，我们来分析 2004 年我国七大流域的水资源短缺情况。

在确定资源 (R) 分指数时，主要考虑流域的水资源总量（地表水与地下水资源总量扣除重复计算量）、年径流总量、年平均降雨量等三项分指标（表 7）：

表 7 WPI 中资源 (R) 分指标的计算

流域	水资源总量 (亿 m ³)	y1	年径流深 (mm)	y2	年平均降雨量 (mm)	y3	C(R)
松花江	1189.9	0.11	107.8	0.11	412.3	0.00	1.47
辽河	419.0	0.01	106.9	0.11	510.1	0.11	1.61
海河	299.6	0.00	43.1	0.00	538.2	0.15	0.97
黄河	628.0	0.04	65.2	0.04	421.8	0.01	0.59
淮河	752.2	0.05	155.0	0.20	780.0	0.43	4.53
长江	8734.6	1.00	484.2	0.78	1040.3	0.73	16.75
珠江	3512.9	0.38	605.9	1.00	1273.6	1.00	15.87

途径 (A) 分指数主要考虑流域取用水的可及性，采用大中型水库年蓄水变量、年供水量、灌溉面积占耕地面积的百分比等三项分指标，但由于《2004 年中国水资源公报》上仅给出了前两项，所以我们暂只用前两项进行计算（表 8）：

表 8 WPI 中途径 (A) 分指标的计算

流域	大中型水库年蓄水变量(亿 m ³)	y1	年供水量(亿 m ³)	y2	C(A)
松花江	-4.0	0.37	369.6	0.11	4.80
辽河	12.9	0.69	189	0.00	6.87
海河	8.4	0.60	370	0.11	7.14
黄河	-20.5	0.06	372.1	0.11	1.71
淮河	-22.0	0.03	556.4	0.23	2.56
长江	29.5	1.00	1815.4	1.00	20.00
珠江	-23.6	0.00	862.3	0.41	4.14

使用 (U) 分指数主要考虑水资源开发利用程度, 采用农田实灌亩均用水量、万元 GDP 用水量、万元工业增加值用水量、城市人均生活用水量、农村人均生活用水量等五项分指标, 根据流域的水资源综合开发利用评价来确定 (表 9)。其中由于农田实灌亩均用水量、万元 GDP 用水量、万元工业增加值用水量的值越大, 说明生产效率越低, 所以此三项的计算方法与前面不一样, 而是:

$$y_j = (x_{\max} - x) / (x_{\max} - x_{\min})$$

表 9 WPI 中使用 (U) 分指标的计算

流域	农田灌溉亩均用水量 (m ³)	y1	万元 GDP 用水量 (m ³)	y2	万元工业增加值用水量 (m ³)	y3	城镇人均生活用水量 (L/d)	y4	农村人均生活用水量 (L/d)	y5	C(U)
松花江	517	0.58	447	0.00	180	0.48	174	0.16	55	0.17	5.52
辽河	406	0.77	242	0.77	74	0.95	193	0.28	55	0.17	11.75
海河	238	1.06	180	1.00	64	1.00	166	0.11	51	0.12	13.13
黄河	387	0.80	343	0.39	114	0.77	156	0.04	42	0.00	8.04

淮河	272	1.00	236	0.79	92	0.87	149	0.00	55	0.17	11.32
长江	467	0.66	335	0.42	286	0.00	226	0.49	70	0.36	7.73
珠江	852	0.00	396	0.19	202	0.38	306	1.00	120	1.00	10.28

在确定能力 (C) 分指数时, 主要考虑了人均用水量、人均 GDP 等两项分指标 (表 10);

表 10 WPI 中能力 (C) 分指标的计算

流域	人均用水量 (m3)	y1	人均国内生产总值 GDP (万元)	y2	C (C)
松花江	576	1.00	1.278	0.54	15.40
辽河	343	0.24	1.405	0.76	10.01
海河	280	0.03	1.541	1.00	10.33
黄河	335	0.21	0.969	0.00	2.12
淮河	270	0.00	1.138	0.30	2.95
长江	413	0.47	1.211	0.42	8.90
珠江	525	0.83	1.312	0.60	14.33

环境 (E) 分指数的确定主要依据水质检测和生态环境质量评价结果, 采用符合和优于 III 类水的河长占总评价河长的比率、废水排放量、水土流失面积等分指标 (表 11)。但是《2004 年中国水资源公报》仅有符合和优于 III 类水的河长占总评价河长的比率这一项数据, 另外, 根据 2004 年《中国环境统计年报》查找到各大流域的废水接纳量和废水治理投资比率, 但是由于数据来自不同出处, 所以分析可能有欠准确。

表 11 WPI 中环境 (E) 分指标的计算

流域	符合和优于 III 类水的河长百分比%	y1	废水接纳量(亿吨)	y2	废水治理投资比率 %	y3	C (E)
松花江	39.10	0.20	20.9	0.95	4.39	0.10	8.35
辽河	31.90	0.02	13.1	1.00	1.13	0.00	6.81

海河	41.00	0.24	44.2	0.81	10.58	0.30	9.03
黄河	45.90	0.36	40.7	0.83	18.83	0.56	11.71
淮河	31.00	0.00	36.5	0.86	12.98	0.38	8.24
长江	72.40	1.00	179.2	0.00	32.62	1.00	13.33
珠江	70.10	0.94	59.5	0.72	8.96	0.25	12.76

各组成部分的值确定之后，通过算术平均算得 WPI 的总值，我们给出了全国水资源一级区（松花江流域、辽河流域、海河流域、黄河流域、淮河流域、长江流域、珠江流域等）七大流域片的 WPI 值及各组成部分的值（表 12）。

表 12 全国水资源一级区 WPI 值及其分项指数

流域	C (R)	C (A)	C (U)	C (C)	C (E)	WPI 总分
松花江	1.47	4.8	5.52	15.4	8.35	35.54
辽河	1.61	6.87	11.75	10.01	6.81	37.05
海河	0.97	7.14	13.13	10.33	9.03	40.60
黄河	0.59	1.71	8.04	2.12	11.71	24.17
淮河	4.53	2.56	11.32	2.95	8.24	29.60
长江	16.75	20	7.73	8.90	13.33	66.71
珠江	15.87	4.14	10.28	14.33	12.76	57.38

我们计算的 WPI 因为指标有所简化，所以不适合与世界 CEH 的 WPI 分级指标进行比较，但是它却可以比较充分的指示全国各大流域以及全国平均的基本情况，可以反映流域在全国范围内的相对水平的高低（表 13）。

表 13 七大流域的 WPI 值排序

流域	黄河	淮河	松花江	辽河	海河	珠江	长江
WPI 值	24.17	29.60	35.54	37.05	40.60	57.38	66.71

我们做出各个流域的 WPI 雷达图如下（图 2 ~ 图 8）：

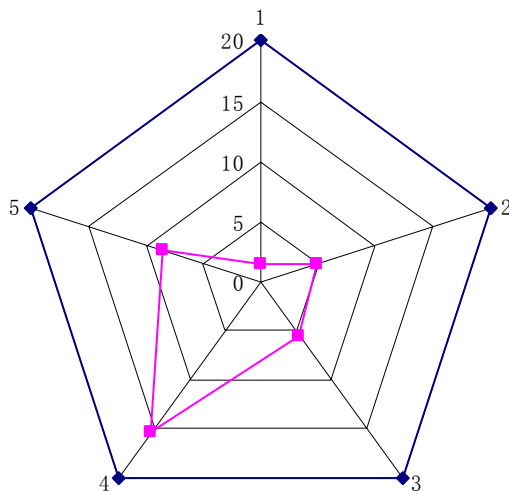


图 2 松花江流域 WPI 示意图

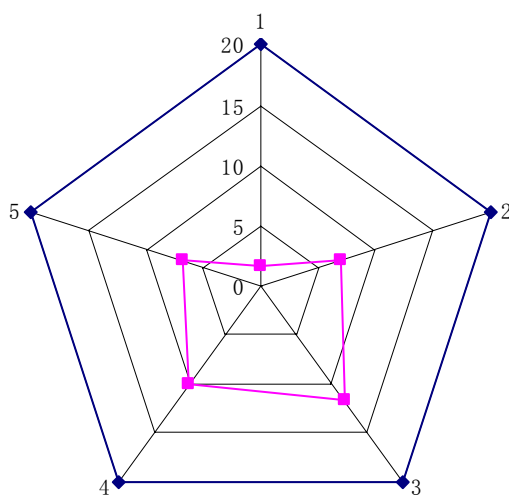


图 3 辽河流域 WPI 示意图

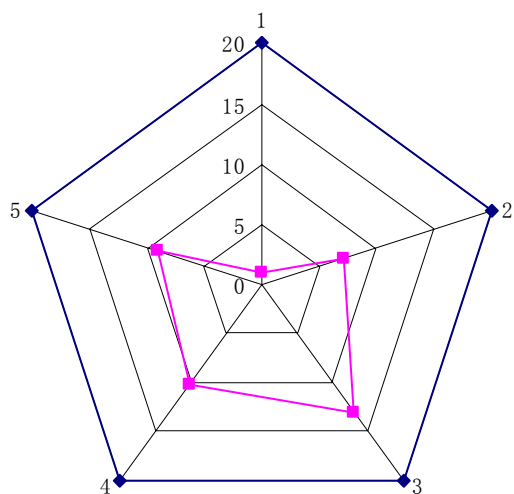


图 4 海河流域 WPI 示意图

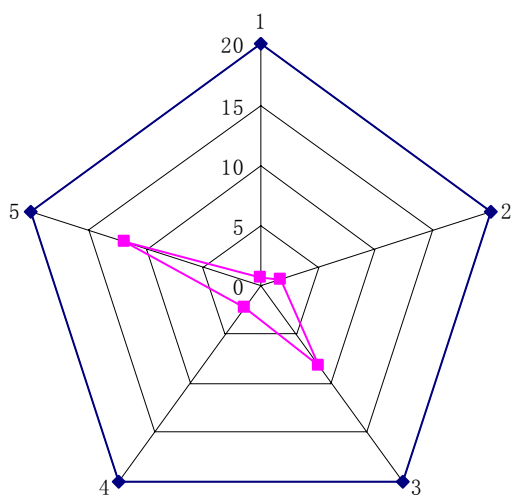


图 5 黄河流域 WPI 示意图

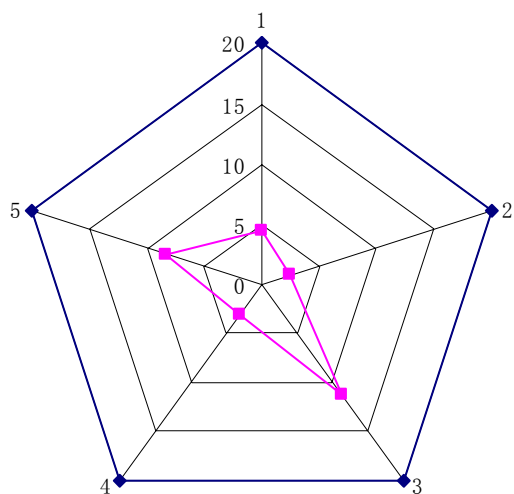


图 6 淮河流域 WPI 示意图

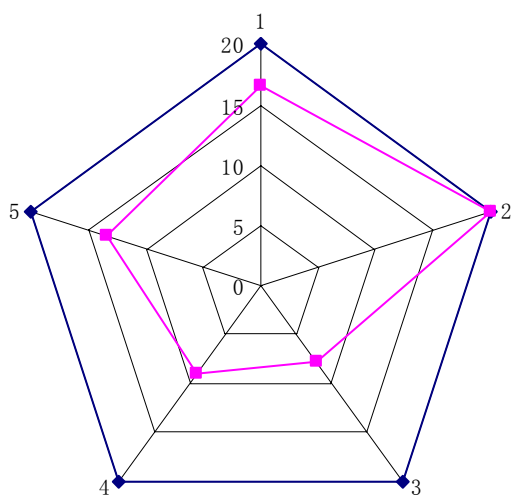


图 7 长江流域 WPI 示意图

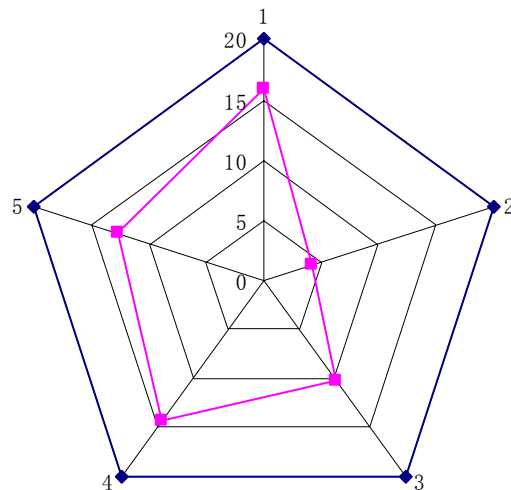


图 8 珠江流域 WPI 示意图

注: 图 2-8 中轴线 1 表示资源(resource), 轴线 2 表示途经(access), 轴线 3 表示使用(use), 轴线 4 表示能力(capacity), 轴线 5 表示环境(environment)

从表 13 和图 2—图 8 我们可以评价各个流域的相对水资源短缺情况。

从 WPI 值来看, 黄河、淮河、松花江、辽河、海河流域的 WPI 值比较低 (<50), 属于水资源安全性比较差的地区, 其 WPI 值低的关键原因在于这几个流域本身的水资源量就不足, 可见资源分指数的指标都小于 5, 另一方面, 人口众多, 人均水资源量不足。不过这几个流域也有各自的特色, 如黄河流域除了资源分指数, 途经和能力分指数也很低, 雷达图极为不均衡, 途经分指数是与蓄水变量有和供水量低有关, 能力分指数低是与经济条件落后, 人均 GDP 低有关; 辽河和淮河的环境分指数较低, 水质很差; 松花江流域的能力分指数比较高; 海河流域其他部分均较高, 但很低的资源项, 严重地限制了其发展均衡。珠江流域虽然总分比较高, 但是途经分指数的值比较低, 这是因为珠江流域 2004 年大中型水库的蓄水量减少得最多。相对而言, 七大流域, 长江流域的水资源安全性最高。

从 WPI 图示中, 我们可以得出不同流域的水贫乏类型, 从而引导我们做出不同的针对性措施, 提高水资源的安全性, 保证流域的水资源发展与经济社会发展相均衡, 以水资源的可持续利用来支撑经济社会的可持续发展。

五. 中国缺水地区的水资源分配现状分析 (以黄河流域为例)

由上面的分析可以知道, 黄河流域是我国水资源安全性最贫乏的地区之一, 是我们最严重的缺水地区之一。而关于黄河流域的水资源分配, 也是众多学者研究得比较多的。下面我们从黄河流域的水资源分配方式的演变来看我国在缺水地区的水资源分配情况。

从 20 世纪 50 年代至今, 中国的水资源分配方式经历了三个阶段 (表 14)。以黄河流域为例, 建国初期黄河的水资源管理以防洪、农业灌溉及水电开发为主, 水资源分配是一种“自

由取用”制度。随着农业灌溉的不断开发，全流域水资源开始出现不足，于 1972 发生了断流现象。这一时期的水资源分配方式为“先来先用”，即上游地区取水处于自然优先地位，可以无约束地用水；因而使得下游的水资源量不能满足需求，从而造成黄河下游河道断流。这种现象一直持续到 1997 年，这年发生了至今为止黄河最严重的断流情况，断流天数达到 226 天，断流河段的长度达到 704 公里（距河口的距离）。事实上，在这期间国务院于 1987 年颁布了黄河流域各省的水资源分配限额（即《黄河可供水量分配方案》），但并未真正实行。

表 14 黄河流域水资源分配方法变迁

年代	水资源分配方式	说明
1950-1987	自由取用	沿岸的任何部门和个人都可以自由取用黄河水，农业灌溉无须交纳任何费用。
1988-1998	先来先用	上游地区取水处于自然优先地位，可以无约束地用水；其结果是造成 20 世纪 90 年代黄河下游河道严重断流。
1999-至今	统一调度	经国务院授权水利部黄河水利委员会对黄河水量实行统一调度。

黄河流域上下游之间竞争性用水矛盾的激化，导致了黄河水权的高度集中的行政性分配。1987 年国务院批准了南水北调生效前的《黄河可供水量分配方案》，即在扣除输沙等生态用水 210 亿 m³ 的前提下，将剩余的 370 亿 m³，黄河水按一定比例分配到了沿黄各省、自治区(表 15)。

表 15 1987 年黄河可供水量分配方案

省区	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东	河北
水量 (亿 m ³)	14.1	0.4	30.4	40.0	58.6	38.0	43.1	55.4	70.0	20.0
比例 (%)	3.81	0.11	8.22	10.81	15.84	10.27	11.65	14.97	18.92	5.41

但这一“分水方案”在执行过程中由于缺乏有效的信息和权威性的流域统一管理机构及相应的法律法规，无法对实际的引水量实行有效监督、控制，和对个别超额用水地区和部门进行制裁，在实际中并未有效落实，一遇枯水年份或用水高峰季节，沿黄引水工程都争先引水，造成分水失控。

为缓解黄河水资源供需矛盾和下游日趋严重的断流局面，1998 年 12 月，经国务院批准，国家计委、水利部联合颁布了《黄河可供水量年度及干流水量调度方案》和《黄河水量调度管理办法》，授权水利部黄河水利委员会对黄河水量实行统一调度。通过黄河水量统一调度，

遏制了下游日趋严重的断流局面，尽管 2000 年遭遇了严重的干旱，但黄河下游仍实现了 20 世纪 90 年代以来的首次不断流，保证了城乡居民生活用水，农业用水也有了较大的改善。在这一水量统一调度方案中规定，在枯水季节或枯水年份上下游各省份采用统一比例（各省各年都按同样比例）减少供水量，丰水年则采用统一比例（各行业部门都按同样比例）增加供水量。

对于此次政府干预，部分学者给予了充分的肯定，但应该看到，这种方式仍然是一种计划经济的延续，由于涉及到流域各地及各行业的利益协调，运行效率低、成本高。

无论使用“分水方案”还是流域统一调度，从根本上说还是一种计划经济的延续。这种配置模式就水权的初始分配而言具有一定的合理性，但对于尚未建立水权交易（转让）市场的黄河流域来说，是缺乏效率的。从目前黄河流域水资源配置的情况来看，存在如下问题：

1. 初始水权分配不具体

目前，黄河流域的初始水权还只是分到干流，没有分配到支流。初始水权的分配应该最终落实到各个用水户，所以在分配到干流之后，还应该再分配到支流，然后各个地区和各个部门，最后要分配到各个用水户。另外，没有统筹分配地表水和地下水，初始水权的分配目前只是针对地表水，导致有些地区在地表水数量不足时，大量开采地下水，造成了大范围的地下水超采。另外，初始水权的分配没有明晰国民经济各个行业用水的优先顺序和保证率，使得初始水权的排他性不能很好的体现。

2. 水资源短缺与高度浪费现象并存

在黄河流域，一方面是水资源总量不足，从 2004 年《水资源公报》的统计数据可见，黄河流域 2004 年的水资源总量在我国的十个水资源一级区中排倒数第三位，仅 628.0 亿 m^3 。另外据统计，目前我国平水年份年缺水量 358 亿立方米，其中农业缺水 300 亿立方米，因缺水少生产粮食 350 亿~400 亿公斤，而这些缺水地区在黄河流域占有较大的比重，到 2010 年，黄河将缺水 40 亿立方米，到 2030 年，将缺水 150 亿立方米。

与此同时，黄河流域农用水浪费却十分严重。在黄河下游的引黄灌区，输水损失达 30%~50%，河西走廊一些渠道，水量损失竟高达 60%~80%。在农用水的利用上，由于普遍采用大水漫灌方式(特别是在中上游地区)，农用水的利用效率极低，每立方米水的粮食生产能力只有发达国家的 1/3 左右。

3. 现行的水资源分配机制运行效率低

《黄河可供水量分配方案》对于黄河在不同来水情况下水量分配办法没有界定，导致丰水年份多余水量无法分配，枯水年份下游无水可用，只能挤占了生态用水。对于流域不同河段的不同用水部门的用水量，该方案亦未明确，由此导致分水方案的可操作性不强。在此基础上制订的《黄河水量调度管理办法》，虽然解决了不同水平年的水量分配问题，但在用水机制上缺乏灵活性。《办法》规定，各省（区）年度用水量实行按比例丰增枯减的调度原则，即根据年度黄河来水量，依据 1987 年国务院批准的可供水量各省(区)所占比重进行分配，枯水年同比例压缩。应该说，枯水年同比例压缩是合理的，但丰水年份同比例增加则值得商榷。首先，按比例分配的水量已满足了基本需求，增加的用水可能会诱致用水浪费，造成用水效率的降低；其次，分水比例大的地区已经是既得利益者，再按同比例获得增量用水会导致新的不公平。同时《办法》还规定，对于月度用水，各省（区）辖区内各用户需向省（区）水利厅（局）申报用水需求计划，水利厅（局）汇总后并于每月 25 日前报送黄河水利委员

会审批。对于年度用水计划，黄河水利委员会于每年的 9 月 20 日至 10 月 10 日受理引黄各省（区、市）下年度即本年 11 月至次年 6 月用水需求计划申报，并于每年 10 月 25 日前报送水利部。这种层层审批的运行机制尽管可对水资源总量进行有效的监控，但运行效率低下确是一个不争的事实。

4. 现行的水资源管理体制和政策难以形成节水激励

从水资源管理层面上来看，现行沿黄灌区采用的是“事业单位，企业管理”的管理体制。作为事业单位，财政部门不安排事业经费，要求它实行企业化管理，但又要承担一些公共物品的服务，不能完全像企业那样追求利润，结果，灌区处于两难境地。由于没有事业经费，目前的灌区收入主要依靠水费，在价格一定的条件下，水费的多寡取决于供水量的多少。由此导致一些灌区为了获得较多的收益，甚至鼓励用户多用水，有些灌区虽然节约了水，却被无偿地调给其他灌区和部门，这严重地影响了其节水积极性。从水资源用户层面上而言，现行的水价政策及分配体制也形不成节水激励。在黄河下游，1998 年的渠首工程供水水价平均为每立方米 0.0045 元，引黄灌区工程供水价格也仅为 0.04 元，因此有人说，1000 立方米黄河水的价钱买不到一瓶矿泉水。对于单个农户而言，如此低的水价，在农业生产成本中所占比重太小，致使农户缺少节水积极性。对于用水地区而言，由于节约的水资源难以转让或得到补偿，加之节水还要进行一定的前期投入，因而也缺乏节水动力。

六. 美国水权制度建设对我国缺水地区建设水权制度的启示

美国水权制度就是要让市场配置水资源，这样，资源配置的效率会更大。作为私人物品时，初始配置产生的水权必须具备三个特性：排他性、让与性、可执行性。作为公共物品的生态、冲沙、航运等用水权，应当主要由政府供应。

（一）美国水法提供私人物品的制度安排及其启示：

美国水权制度有两种：先占原则适用于中西部 19 个州，岸边权原则适用于东部 31 个州。前者维护的水权具有排他性、让与性、可执行性，其水权是真正的私人物品。中西部也建立了世界上最发达的水市场。后者维护的水权缺乏排他性，但是正在转变为先占原则，因为随着水的稀缺程度日益增强，原来丰水的美国东部也在引进中西部水权制度。

1. 排他性

美国中西部水权制度，先占原则的精髓是“先到者权优先”，水权优先顺序创造了水权的排他性，为枯水季节水资源分配提供了法律工具。丰水季节，先于该水权成立的其他水权首先得到满足，枯水季节仅仅在后的部分水权人被剥夺用水权，其他人不受影响。

美国东部水权制度，排他功能欠缺，岸边权原则签发的许可证彼此不具有排他性，新许可证可能损害旧许可证的用水安全，因此，许可证少一些可以避免这种损害，但是许可证总量少了，丰水季节就会导致水浪费，许可证多了，枯水季节水资源分配就会无法可依，全部水权的用水安全就会受到威胁，政府职能确定一个许可证总量，在枯水季节用公权力剥夺一些取水权。

我国的水权制度：我国水权制度主要有四种，自由占用制度，即时占用的均水制度、许可证制度和水量统一调度制度，其中仅水量统一调度制度能够产生排他性水权，其主要适用于黄河、黑河干流，但是也仅仅是在单一干流分配水权。

排他性对于我国缺水地区水权制度安排的启示（如黄河流域）：

（1）国家可以完全取消比例水权，以枯水年为基准，沿黄各省/区/市获得固定水量的水权份额。丰水年多余的份额，可以通过市场交易使用水户获利或者效仿日本奖励给平时节水有效的有水户。另外，沿黄各省/区/市向下属地区分配固定水量的水权份额时，可以按照分水沟渠、管道上下游关系排列用水地区优先权顺序（初始配置中不考虑用水效益的问题）；也可以让用水地区签订和约，拟制一个优先权顺序（初始配置中考虑用水效益的问题）。各地区内部用同样的方法分割固定水量的水权份额，排列优先权顺序。最低层次地区可以向私人用水户分割水权。

（2）为了保障干流下游地区水权份额，支流上可以设立优先于本地大多数取水权的干流生活、重要工业、冲沙、环境用水权份额，使得一部分支流水量必须进入干流。这样，下游地区在干流上的生活、重要工业水权实际上就可以排除上中游地区在干流上的灌溉用水权了。

2. 让与性

美国中西部水市场交易对象是永久性水权、季节性水权、合同水权、临时水权。作为私人物品，水权交易主要是取水权。在美国东部，许可证水权往往可以自由交易，人们获得岸边水权的方式主要是购买临岸土地。

我国自由占用制度、即时占用的均水制度完全没有创设水权，不存在水权交易问题。许可证制度原来表面上和美国中西部、东部的许可证制度很类似，但是其不能交易，没有创设财产权，但是新《水法》通过后，废除了许可证交易障碍。在实行统一调度的水资源上，水权份额不存在交易障碍，例如，黄河干流分配的水权份额可以转让。以后沿黄各省/区/市分割给用水地区、用水户的黄河干流水权也可以转让。但是，分割下去的水权也要做成取水许可证。目前绝大部分黄河干流用水户没有获得许可证水权，沿黄省区之间水权份额的交易也尚未出现。以后，我国消除水权交易障碍不仅要允许水权进入市场，而且要整体上废除“不用则丧失水权原则”，把水权一次性、永远推向市场。

3. 可执行性

市场需要一个证书系统赋予水权以“可执行性”，于是20世纪60~80年代，美国中西部17个州先后开始进行水权的裁决。随着裁决活动不断赋予水权可执行性，水权的排他性让与性才真正发挥作用。

（二）美国水法提供公共物品的制度安排及其启示

作为公共物品的水权主要用于保护内径流流量。美国中西部各州的做法是，确认一些保护内径流的水权，并把它纳入水权优先顺序。

我国《黄河水量调度管理办法》第10条规定，黄河水量调度方案要留有必要的河道输沙用水和环境用水，这表明我国也完全承认作为公共物品的一些水权。在水量统一调度制度中，关键是初始配置要把作为公共物品的水权边界凝固下来，分配给各个政府部门。水权初始配置过程中，提供公共物品的这些政府部门要积极地去负责统一调度，负责分配水权份额的职能部门认领、申请自己的份额，同时承担分水职责的各个部门也要给自己预留水权份额。初始配置结束后，原来负责统一调度、负责分配水权份额的各级行政当局要完全退出水资源分配活动了。原来主要依靠行政命令履行水法、环保法、森林法等公法的各个行政当局都要更换法律工具了。它们保护水环境的行为应当主要依靠私法模式：以一个产权人的角色，运用财产法、侵权法工具保护自己的水权。原来的公法模式仅仅需要支付较低的行政费用。新

模式则需要政府机构拥有更大的支付能力。我国可以模仿美国国会 1980 年为环保局设立“超级基金”的做法，由国家出资为各流域管理局、各省水利、环保部门设立诉讼基金。为了维护自己的输沙用水权、环境用水权等，这些机构可以用这个基金到全国各地对违法的取水行为发动民事诉讼。这样，我国公权力就主要依靠私法提供公共物品了。我国也应当允许私人提供公共物品。

七. 我国黄河流域的枯水经验分析

(一) 黄河流域各省实际用水量分析

表 16 黄河流域各省水资源分配指标及实际用水量（单位：亿方）

	青海	甘肃	宁夏	内蒙古	陕西	山西	河南	山东
1987 年国务院分配限额	14.1	30.4	40.0	58.6	38.0	43.1	55.4	70.0
1988~2003 年实际最大用水量	15.9	30.03	42.5	71.55	25.03	14.4	50.82	134.8
1988~2003 年实际最小用水量	9.83	17.56	30.37	50.46	17.3	9.04	28.25	50.57
1988~2003 年实际平均用水量	12.04	24.55	35.71	62.79	20.87	10.97	34.61	81.8
1988~2003 年实际用水量与分配限额相比的变幅 (%)	69.7~ 112.7	57.8~ 98.8	75.9~ 106.3	86.1~ 122.1	45.5~ 65.9	21.0~ 33.4	51.0~ 91.7	72.2~ 192.6

注：表 16 中数据摘自《中国水资源公报》。

从表 16 中可见，自 1987 年国务院的分水方案开始实施以来，陕西和山西两省的多年平均实际用水量大大小于分配限额，这是应为他们取水措施不完善，无法取用更大量的黄河水，不过与此同时，陕西和山西两省却在大量的开采地下水；青海、甘肃、宁夏和河南四省的多年平均实际用水量略小于分配限额；内蒙古和山东两省的多年平均实际用水量大于分配限额。除陕西和山西两省以外，1988~2003 年的 16 年间，与水资源的分配限额相比各省的实际用水量变幅约在 60%~190%之间。该结果可以初步说明，黄河流域各省总用水量的枯水弹性指标约为正常用水量的 60%。

(二) 黄河流域各部门的用水量与枯水弹性分析

根据《中国水资源公报》和《中国统计年鉴》，对黄河流域各省的农业、工业及生活三个部门自 1998 年至 2004 年的实际用水量进行了分析。表 17~20 分别给出了三个部门（农业、工业及生活，而生活用水又分为城镇和农村）实际用水量的最大、最小和平均值，其变化范围被认为是弹性范围。

表 17 黄河流域各省农业的实际用水量（方/亩）及其弹性

省区	1998~2004 年最大值	1998~2004 年最小值	1998~2004 年平均值	弹性范围%
青海	1060.00	633.00	764.57	82.8~138.6
甘肃	1250.00	579.00	737.28	78.5~169.5
宁夏	3290.00	943.88	1553.48	60.8~211.8
内蒙古	455.00	379.20	423.92	89.5~107.3
陕西	470.00	265.75	314.43	84.5~149.5
山西	224.22	201.00	210.22	95.6~106.7
河南	400.00	157.76	238.95	66.0~167.4
山东	290.00	219.85	256.61	85.7~113.0

表 18 黄河流域各省工业用的实际用水量（方/万元）及其弹性

省区	1998~2004 年最大值	1998~2004 年最小值	1998~2004 年平均值	弹性范围%
青海	237.55	105.26	186.64	56.4~127.3
甘肃	282.21	50.87	164.89	30.9~171.2
宁夏	326.42	90.21	186.77	48.3~174.8
内蒙古	134.00	64.00	89.94	71.2~149.0

陕西	114.57	37.42	77.04	48.6~148.7
山西	150.88	54.00	84.43	64.0~178.7
河南	121.63	41.26	80.52	51.2~151.1
山东	67.86	23.46	40.67	57.7~166.9

表 19 黄河流域各省城镇人口生活的实际用水量（升/人/天）及其弹性

省区	1998~2004 年最大值	1998~2004 年最小值	1998~2004 年平均值	弹性范围%
青海	217	197	202	97.5~107.6
甘肃	193	190	191	99.4~101.0
宁夏	192	151	170	88.7~112.8
内蒙古	134	71	108	65.7~124.1
陕西	178	157	169	92.8~105.1
山西	148	99	119	83.0~124.1
河南	186	159	172	92.7~108.3
山东	143	131	135	97.1~106.1

表 20 黄河流域各省农村人口生活的实际用水量（升/人/天）及其弹性

省区	1998~2004 年最大值	1998~2004 年最小值	1998~2004 年平均值	弹性范围%
青海	124	39	86	45.6~145.0
甘肃	57	41	50	81.7~113.2
宁夏	44	25	34	73.4~130.3

内蒙古	121	28	81	34.5~149.0
陕西	57	42	50	84.2~114.3
山西	48	35	40	88.3~121.7
河南	70	44	58	76.4~121.4
山东	67	49	55	88.8~121.2

从表 17~表 20 可见，自 1998 至 2004 年的 7 年间，黄河流域各省农业用水、工业用水、城镇人口及农村人口生活用水的弹性范围（即最小值与最大值分别相对于平均值的百分比）分别为 60~200%、48~170%、66~124%及 35~149%。由此可见，黄河流域各用水部门的枯水弹性指标值由大到小依次排列为城镇生活、农业、农村生活和工业，也就是说枯水弹性范围最大的是工业、其次是农村生活，再次是农业，最后是城镇生活。城镇生活用水的各省平均枯水弹性指标约为正常用水的 90%，农业用水的各省平均枯水弹性指标约为正常用水的 80%，农村生活用水的各省平均枯水弹性指标约为正常用水的 70%，工业用水的各省平均枯水弹性指标约为正常用水的 60%（这忽略了甘肃的情况，表 21）。

表 21 黄河流域各用水部门枯水弹性统计

用水部门		用水的可能性范围	平均枯水弹性指标
工业		48~170%	60%
农业		60~200%	80%
生活	农村生活	35~149%	70%
	城镇生活	66~124%	90%

分析原因，是因为工业用水一般可以循环利用，当发生枯水时，通过水循环利用技术的提高和生产工艺的改进，可以比较大幅度的缩减用水量。而农业方面，随着现代化农业的推进，农业节水技术也有比较大的提高，另外，在作物的非关键生长期的灌溉用水也可以适当减小，所以当发生枯水时，也可以比较大的缩减用水量。这里的农村生活用水的枯水弹性范围也比较大，可能是因为在农村地区，开采地下水井的数目比较多，并且在农村还可以相对比较容易的采取简易的蓄水措施，如小水塘蓄水等，当发生枯水时，这些蓄存的水可以用来

应急，缓解水资源的紧缺状况，而这些水量是不计入我们的统计的，而实际上生活用水可以缩减的空间很有限，像城市生活用水那样缩减 90% 才是比较合理的。

（三）我国其他一些城市或地区的枯水对策

另外，考察我国一些城市和地区在发生枯水时所采取或学者建议采取的一些工程性措施和政策性对策，主要是北方一些城市和地区。

大连：可以进行海水淡化，但是成本太高，难以接受、还有建设引碧（碧流河水库）入连供水工程；

沈阳：可以实行节水挖潜，开源（如北水南调引松花江的水、东水西调引浑江的水）；

长春：实行引松花江的水入长春；

保定：加大洪水资源化程度，实行农业结构调整；

山西省：可以采取以丰补欠措施，促进水资源动态平衡，改良局部气候，减少温室效应，加大全省绿地覆盖面积，维护山西省几大泉域涌水的保有量，积极采取地下水回灌措施，补偿地下水超采损失；

山东省：水资源优化配置是解决城市缺水问题的基础，节约用水是解决城市缺水问题的首要选择，充分利用非常规水是解决城市缺水问题的必要手段（污水处理回用、海水微咸水利用、雨洪水利用），南水北调工程是解决城市缺水的根本措施，实现城乡水务一体化管理是解决城市缺水的保障措施；

甘肃省：实施农业节水灌溉制度和有效灌溉技术，实施水资源综合开发利用与优化调配管理制度，实施跨流域调水工程是解决甘肃中部和河西干旱缺水局面、满足中、长期供需要求的根本措施，开发陇东白垩系华池组深层承压水淡水资源，在民勤开发民勤东部沙漠边缘深层淡水，实施科技兴地、科技找水发展战略；

北京市：可以依靠南水北调中线工程，南水北调东线计划，实施引拒（拒马河）济京应急工程；

宁夏：可以通过改革灌区的用水管理来缓解水资源短缺的状况。

通过对以上一些城市和地区对抗枯水的对策的总结，我们发现缓解水资源短缺状况的措施主要可以从以下方面着手

1. 开源：从根本上扩大水资源量；
2. 节流：减少水资源的浪费；
3. 科学管理，优化配置：也就是我们说的要实行水资源管理体制的转变，从完全服从行政命令到水资源管理部门因地制宜，自主管理，政府仅仅进行宏观调控，水权流转要遵循于市场体制；
4. 宣传：从意识上加强人们对水资源的重视，使人们认识到它的宝贵性。

八. 枯水条件下各用水部门之间水资源分配的再调整：原则及方法

通过以上分析，我们总结在缺水地区建立水权制度的基本原则应该包括：基本生活用水保障原则及粮食安全用水保障原则，即基本生活用水和粮食安全用水具有第一优先用水权；在此基础上以保证社会经济稳定和发展为目标，即以可持续发展原则、注重综合效益及保障社会稳定原则来优化各地区和各部门的用水；然后根据不同的缺水程度按优先权原则和公平性原则来配置用水量，以实现在缺水条件下的水权制度实施。

在上述原则的指导下，当在某一缺水地区建立枯水期水权制度时，应该首先确定以下指标，并以此为根据来实现枯水条件下各用水部门之间水资源分配的再调整。

- (一) 该地区各用水部门的枯水弹性指标；
- (二) 满足各用水部门枯水弹性要求的各个部门的最低配水量。

九. 缺水地区水权制度框架的初步设计

(一) 框架设计

虽然中国水权制度建设是在水资源发生紧缺的背景下被提出，但通常情况下我们所讨论的水权制度是建立在多年平均来水条件下的一般制度安排。在气候变动条件下水文循环同样具有周期性和波动性，因此应该研究当发生枯水时不同用水部门的适应性。这就是中日水权研究特定课题 II-4 “缺水地区的用水稳定性和枯水弹性研究”的意义所在。

这里，我们建议缺水地区水权制度应该包括三个基本组成部分：通常情况下的水权分配，枯水情况下的水资源分配再调整，以及超过枯水弹性的水资源危机管理与危机预案对策。缺水地区水权制度框架的初步设计如图 9 所示。

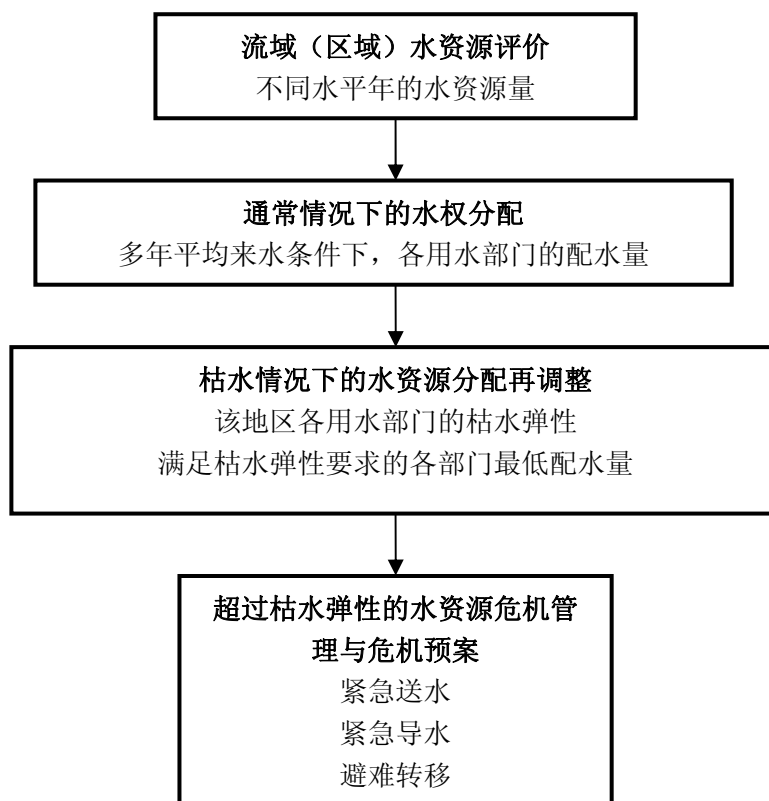


图 9 缺水地区水权制度框架的初步设计

通过以上框架可以看出，我们应该首先在不同水平年的水资源量的基础上对流域(区域)的水资源进行评价，然后再多年平均的来水条件下进行通常情况下的水权分配，分配各个用水部门的配水量，当发生枯水时，我们根据该地区各用水部门的枯水弹性和满足枯水弹性要求的各部门的最低配水量进行枯水情况下的水资源分配再调整，当干旱超过枯水弹性范围时，我们将进行水资源危机管理和危机预案，措施包括紧急送水、紧急导水、避难转移等。

（二）通常情况下的水权分配

中国现阶段的水资源分配问题主要集中于两个层面，即流域向区域的分配和地方政府向社会用水户的分配。

1. 流域向区域分配水资源

主要关注了流域向区域分配水资源的影响因素、分配原则、分配机制和纠纷处理机制。

影响因素主要包括：水资源的自然条件、各地区社会经济和用水现状、各区域用水总量和定额下各区域需水总量、各区域水利工程供水能力的现状和预期、各区域用水结构和用水定额的差异、各地区发展布局、国家的发展政策和计划、以及生态用水等其他应当考虑的因素。

分配原则包括：（1）公平、公正、公开；（2）总量控制和定额管理相结合；（3）现状与未来相结合；（4）考虑用水优先顺序；（5）宏观调控与协商调整相结合；（6）统一管理、加强监督。

分配机制：现阶段主要采取的是行政主导的分配机制，即政府宏观调控，流域内民主协商和用水户参与相结合的机制；未来主要想建立行政主导与市场机制共同作用的分配机制，那时市场机制将在地区之间水资源的再分配中发生更大的作用。

关于流域向区域分配水资源中的纠纷处理机制：

- (1) 纠纷处理原则：主要遵循公平、统筹兼顾、统一调度的原则；
- (2) 纠纷处理目标：主要在于保护合法权益、构建公正合理的水事秩序、以及维护社会稳定；
- (3) 纠纷处理步骤：协商\听证、复议、行政裁决；
- (4) 纠纷处理内容：注重权利和义务；

2. 地方政府向社会用水户配置取水权

地方政府向社会各部门用水户配置取水权的基本要求：主要包括程序方面、技术方面和效率方面等的要求。

地方政府向社会各部门用水户配置取水权的优先次序的一般设定是：紧急用水优先，其次是基本生活用水、基本生态用水、其他生活用水，然后是生长关键期的农业用水、难以调整的工业用水、以及其他农业用水。

地方政府向社会各部门用水户配置取水权主要考虑以下一些因素：合法性，地区水资源的丰裕程度，用水户取水的水量、水质和引水的用途。我们需要设置以下一些分配制度：用水定额制度、国家紧急状态水资源征用制度、协商制度、听证制度、信息采集和汇总制度、监督管理制度和争议解决制度等。

十. 日本水权的枯水弹性

前面我们给出的枯水弹性的相关定义，是宏观上的，在多年平均的水资源量的基础上的取水量的枯水弹性。在日本，已经规定了取水许可量，用水户从河道的取水量是与水权紧密相关的，需要有取水许可证，当发生枯水时，在取水许可的基础上进行取水限制。他们的取水许可量就代表着水权量，枯水时用取水限制率来进行控制和缩减，所以这样的枯水弹性就可以直接认为是微观意义上水权的枯水弹性。下面，我们也用微观意义上的示意图来表示，外层的圆圈表示日本用水户的取水许可量，当发生枯水时，要进行取水限制，取水量要在取水许可量的基础上缩减，但是缩减的量有一个范围，当发生特枯水时就不能采用取水限制率来控制了，这时要另外进行水危机管理，这个在取水许可量的基础上，取水量可以减少的范围，我们就认为是日本水权的枯水弹性范围。

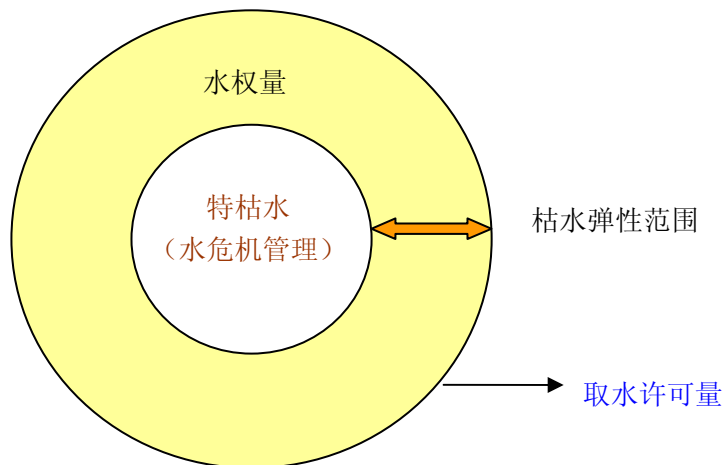


图 10 日本水权的枯水弹性示意图

根据日本各地枯水期取水限制资料分析，按照取水限制时间的长短分别列出取水限制率的最大、最小和平均值（如表 22）。从结果可以看出日本枯水期取水限制具有以下一般规律，即枯水时段越长取水限制率也越大，用水量削减最多的一般是农业，然后是工业，最后是居民生活。但不同地区也具有明显的不同特点：关东地区对自来水、工业用水、农业用水这三种不同用水的限制程度几乎相等；中部地区的木曾川流域对三种用水的取水限制率约为 1:2:2；中部地区丰田市由于工业发达工业用水的循环利用程度较高，所以枯水时限为一个月时，工业的取水限制率最大。

由日本的经验可以得到以下初步结论，即发达工业国在枯水期的水资源分配原则为：在保证基本生活用水的前提下，以优化水资源配置实现社会经济损失最小为原则进行枯水期水资源分配。这些经验可以为中国缺水地区水权制度建设提供参考，但必须认识到中国是农业大国，与基本生活用水一样，保证粮食安全的用水量应该优先达到满足。同时也可以看到，工业的发达水平与其枯水弹性成正比，工业水平愈高则枯水弹性愈大。

表 22 日本各地枯水期取水限制分析结果

取水限制时间一个月以下时，取水限制率的统计值			
	自来水	工业用水	农业用水
平均 (%)	15.5	20.2	25.7
最大 (%)	60 高松市香川	80 阿南市	63 阿南市

最小 (%)	5 名古屋市	10 岛田市	10 铜生市
取水限制时间一至三个月以下时, 取水限制率的统计值			
	自来水	工业用水	农业用水
平均 (%)	20.3	29.7	33.6
最大 (%)	66 高知市	66 高知市	77 京都市
最小 (%)	3.3 伊予三岛市	10 中津市	10 中津市
取水限制时间三个月以上时, 取水限制率的统计值			
	自来水	工业用水	农业用水
平均	32.2	44.8	50.8
最大	75 高松市	82 福冈市	79 福冈市
最小	10 京都市大阪市	10 京都市大阪市	10 京都市大阪市

十一. 黄河流域枯水情况下的水权分配设想

在以上讨论的基础上, 我们提出黄河流域再枯水情况下的水权分配设想, 不过这个分配设想也是基于宏观上的多年平均的水资源量的, 因为在我们国家, 各个部门的取水许可量还没有得到有效的规定。由于我国水权的优先权顺序, 在发生枯水时, 一般都是先减少农业用水, 其次是工业用水, 然后是生活用水, 这主要是因为出于保障社会稳定的考虑, 优先保证生活用水, 对于工业和农业, 在保障基本粮食安全的农业用水之后, 由于工业用水更能产生经济效益, 所以, 一般先减少农业用水量。按照黄河流域的统计资料, 在我国黄河流域, 在

多面平均来水条件下的各用水部门配水量的基础上，发生枯水时，可以按比例缩减，但是要以保障基本生活用水和粮食安全用水为第一原则。在发生枯水时，要减少各个部门从黄河的取水量，一般先减少非作物生长关键时期的农业用水，但是一般要保证至少多年平均的 80%，其次是工业用水，但是一般要保证至少多年平均的 60%，然后是减少生活用水，包括农村居民生活用水和城镇居民生活用水，一般减至多年平均的 90%。当取水量再低于这些枯水弹性指标时，就可能引发社会灾害，如导致饥荒、死亡等等。这个优先顺序主要是出于保障社会稳定的考虑，优先保证生活用水，对于工业和农业，在保障基本粮食安全的农业用水之后，由于工业用水更能产生经济效益，所以，一般先减少农业用水量。

表 23 各用水部门的优先权顺序

优先权顺序	用水部门
1	生活用水和保障基本粮食安全的农业用水
2	工业用水
3	非作物生长关键期的农业用水

表 24 各用水部门枯水弹性

用水部门	至多减至多年平均用水量的
农业用水	80%
工业用水	60%
生活用水	90%

十二. 发生枯水情况和水危机时的对策研究

我们按照发生枯水的严重程度，进行情景分析，研究可以采取的枯水对策。

1. 当发生一般性的枯水时，我们也可以参照日本的自卫策略，在枯水期利用池塘、湖泊等采取小规模接水、存水的措施，主要适用于农村地区。
2. 当发生较长时期的枯水时，这时城市应该侧重于努力健全水循环体系，提高雨水利用和污水处理能力，这是应该大力推广的，还有水资源管理部门应该发挥主导作用，因地制宜。
3. 当取水量超过枯水弹性范围，发生水资源危机时，我们要制定危机预案。参考日本危机管理的办法主要有：

- (1) 紧急送水、给水：采取一些临时的送水措施，如用卡车送水等；

(2) 紧急导水路：主要是通过自来水管送水，下图是日本北千葉紧急导水路的图例，此导水路系统，不仅可以在枯水期起输送紧急用水的作用，还可以在洪水期起泄洪，以及环境净化用水的作用，总之，实现了保护水权的目的，所以在日本，危机管理最主要是采用紧急导水路的方式。如图 11 为日本北千葉紧急导水路示意图。

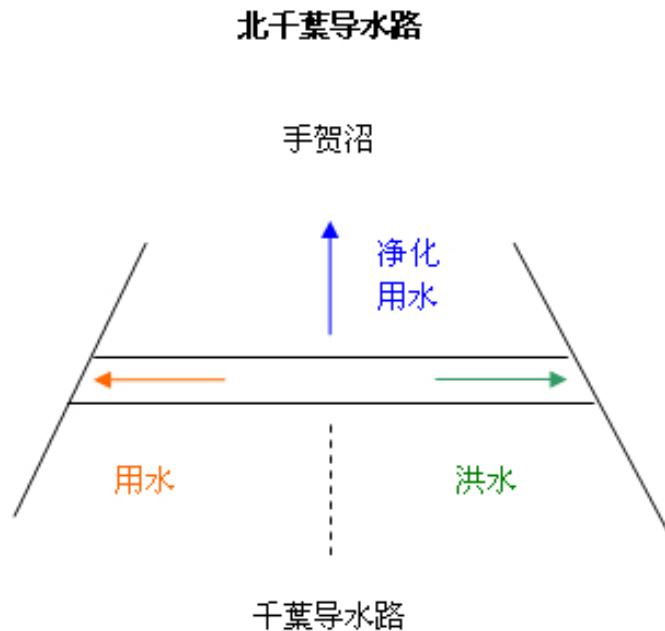


图 11 日本北千葉紧急导水路示意图

(3) 避难、转移：也有一个优先顺序，出于保护环境的目的，一般是先保护多年生的珍贵植物的用水，然后是人和动物。而且人也比较容易实现迁移，所以一般先让人转移。在加利福尼亚州有过枯水时发生人口转移的例子，它们水权也是以果园为最优先，否则果树如果枯死，几十年也再不能恢复。我国石羊河流域的移民也与此有共通之处。

十三. 太子河流域的枯水经验分析

(一) 太子河流域的水资源评价

1. 太子河流域概况

太子河是大辽河左侧一大支流，发源于辽宁省新宾县大红石砬子，流经本溪、辽阳、鞍山三市，于三岔河与浑河汇流成大辽河，于营口市注入渤海。太子河干流全长为 413km，流域面积为 13883km³，属于规模较大的河流。流域内有本溪市、辽阳市、鞍山市、沈阳市和抚顺市共 123 个县区。流域地势东高西低，东部为低山丘陵地区，西部为辽河冲积平原，地势平坦低洼，俗称辽宁腹地。流域内山地占 69%，丘陵占 6.1%，平原占 24.9%。太子河流域位于东经 122° 26' ~ 124° 53'，北纬 40° 30' ~ 41° 39' 之间，属温带湿润半湿润地区。

太子河流域水资源总量为 59.6 亿 m³，其中地表水资源量为 54.6 亿 m³，地下水资源量为 14.0 亿 m³，重复计算量为 9.0 亿 m³，地下水资源年可开采量为 5.5 亿 m³。流域人均占有水量约为 983.5 立方米，亩均占有水量为 794m³，约为全国人均占有水量 2700m³ 和亩均

占有水量 1755m³ 的 36% 和 45%。按照联合国标准规定，太子河流域被列为缺水地区，故该流域也是我国严重缺水的地区之一。

流域内共建成大型水库 3 座，其中干流 2 座（观音阁水库、葭窝水库），支流 1 座（汤河水库），总控制面积 10198km²，总库容 36.82 亿 m³，总兴利库容 22.88 亿 m³，总调节水量 19.87 亿 m³。据 1999 年现状分析，地表水缺水 4.27 亿 m³，地下水超采 6.22 亿 m³，地表水、地下水总缺水量 10.5 亿 m³。浑、太子河流域水资源开发利用已达到 79.8%，没有潜力再进一步进行工程开发。流域内观音阁、葭窝和汤河等大型水库 3 座，其特征值如表 25。

表 25 太子河流域水库特征值（亿方）

水库	总库容	兴利库容	水质状况
观音阁	21.68	13.85	II 级
葭窝	7.91	5.33	III 级
汤河	7.23	3.70	II 级

根据辽宁省水利厅水资源管理年报统计数据表明，近年来，太子河流域年供水量为 19 亿立方米，供水来源中，地表水占 40%，地下水占 60%，流域内水资源总量的使用情况为工业用水占 39%，农业林业用水占 45%，生活用水占 16%。

2. 太子河流域水循环现状

（1）降雨量情况

在太子河流域，随着从西向东行进，降水量便得越来越多，年平均降水量从 600mm 到 900mm 左右，整个流域的多年平均降雨量约为 761mm。如果从降水量变化来看，自 1990 年后半年之后，太子河流域的年降水量进入了少雨期。在 2001 年枯水期，是枯水期中破纪录的少雨。根据辽宁省水利资源公报，太子河流域不同月份的降水量分布大致可以分为丰水期（6 月-9 月）和枯水期（10 月-5 月）。经统计，太子河流域四个月份（1 月-4 月）降雨量最多年为 1987 年，最少年为 2001 年。特别是 2001 年，记录显示，该年 4 月的月份降水量达到有记录以来最少的月份降水量，仅为 4.8mm。该月降雨量是平均月份降雨量 40.6mm 的 12%。在太子河流域，5 月为水稻的平整水田和插秧时期，是最需要农业用水的时期，所以这表明 2001 年枯水受灾的扩大。

（2）水资源开发利用率

太子河流域地表水资源开发利用趋于饱和，观音阁、葭窝、汤河三座水库总库容、兴利库容、多年平均供水量分别占流域多年平均径流量的 100.6%、62.2% 和 60.3%，而且流域内不存在修建大中型水利工程的理想场所；地下水年可开采量为 5.5 亿 m³，而实际开采量达 11.14 亿 m³，开发程度为 202.5%。

（3）地下水漏斗

地下水被大量超采，致使区内出现了以辽阳首山，鞍山旧堡、海城等为中心的大面积地下水漏斗。其中首山漏斗区面积达 320km²，中心水位埋深 22.5m。鞍钢在首山水源地即将

报废和时开时停的水井有 14 眼，占全部生产井的 1/4；通过漏斗区的沈大铁路和沈大高速公路的地面沉降速度达到了 3.33—3.64mm/a，是交通安全的潜在隐患。生态环境用水包括地下水回补，维持并逐步恢复地下水环境。然而太子河流域受水资源量不足和经济条件的制约，地下水补给工程一直未能得到有效实施。

（4）农业灌溉管理水平

农业是用水大户，灌溉对确保农业稳产高产和区域粮食安全的重要性不言而喻。太子河流域是我国重要的商品粮基地之一，但是其农业灌溉的问题较多。用水管理松散，现行管理制度对用水户几乎没有什么约束，特别是自流引水灌溉，由于水价低且缺少必要的水量计量设备，用水户只管敞开闸门，大水漫灌，茭窝水库管理局长期受此问题的困扰；农业灌溉率约 32.3%，与全国平均 47.5%的灌溉率相比处于低水平；灌区的工程不配套，一些渠道年久失修，渠系利用系数一般在 0.5 左右，灌溉毛定额平均约为 839.0 立方米/亩，是全国平均水平的 1.75 倍。

（5）产业结构、用水结构中工业比重比较大

太子河流域的产业结构主要以钢铁、煤炭、建材、石油化工等重工业为主，鞍山、本溪、辽阳三市工业产值在国民经济中的比重分别为：70.5%、62.6%和 68.8%。产业结构以重工业为主，技术和管理水平不高，决定了工业用水定额高，万元工业产值用水量为 208.1m³，是全国平均水平的 2.7 倍。

根据辽宁省水利厅水资源管理年报统计数据表明，太子河流域年供水量为 19 亿立方米，供水来源为地表水约占 40%、地下水约占 60%。流域内水资源总量的使用情况为工业用水占 39%，农业林业用水占 45%，生活用水占 16%，与全国（生活用水占水资源使用总量的 5.2%、工业用水占 20.7%和农业林业用水占 63.0%）的平均水平相比，生活和工业用水所占比例偏大，农业灌溉所占的比例偏小，这与太子河流域城市化发展水平和产业结构是基本对应的。

（6）水质污染情况

日前太子河流域也受到了水质型缺水的影响。由于流域内的产业结构主要以能源、原材料为主，而且生产工艺落后，不仅水的消耗高，污染物排放量也大，致使太子河干支流和区内的茭窝水库长期受到污染。2000 年对流域干流河长 398km，支流 25km 的河段进行评价，只有干流上游小市段为 II-III 类水质，绝大部分评价河段水质为 IV、V 类或超 V 类。主要超标污染物有高锰酸钾指数、BOD、氨氮、挥发酚等。茭窝水库位于木溪市下游，由于长期接纳木溪市的工业废水和生活污水，水质较差，库水几乎全部用做农业灌溉和大辽河河口压盐用水；渔业环境恶化，水库中的鱼有酚味，不能食用，茭窝水库管理局不得不放弃养殖业。

（7）生态环境用水

目前太子河流域水资源规划仍采用传统规划方式，即只考虑工农业和生活用水，而几乎忽略了生态环境用水。汤河水库于 1970 年投入使用，多年平均农业供水量为 1.28 亿 m³，工业供水量为 0.57 亿 m³，随着工业用水的发展，1980 年到 1986 年均工业供水已达 0.94 亿 m³，从 1998 年以后水库蓄水更是全部用于工业和城镇生活，不再为农业供水。而且供水方式是采用封闭式管道，除非在汛期发生弃水，在非汛期水库一般不会考虑向下游河道放水。

随着城市用水紧张局面的加剧，还出现城市用水挤占农业和生态用水的现象，上面汤河水库的情况就是一个典型例子。另外，观音阁水库多年平均调节水量为 9.24 亿 m³，但其

中工业和城市供水就占了 7.9 亿 m^3 。日前水库的供水方式还是采用河道供水，随着下游城市对清洁水源需求的增加，若不采取其它措施，很可能观音阁水库也会像汤河水库那样，为减少供水损失，使用管道给各个城市输水，下游河道生态用水又将被挤占。

3. 太子河流域水循环发展趋势

(1) 水库成为存蓄清洁水资源的重要手段

由于河道水体会受到污染，水库除了具有防洪、灌溉等功能外，还具有了另外一种重要的功能：存蓄清洁水资源。受到污染的河水污染了两岸浅层地下水，使沿岸生活和工业用水安全受到威胁，很多地下水源因不能引用而被迫放弃。为解决用水问题，许多城市纷纷把水源地移到上游水库，鞍山和辽阳的生活饮用水和几个大企业的用水均取自汤河水库。为了拦蓄更多清洁水资源，1998 年“引兰入汤”工程建成，把蓓窝水库的支流兰河的水拦蓄到汤河，另一项把蓓窝水库另一条支流细河的水引到汤河水库的“引细入汤”工程也将在近期实施。

(2) 面源污染日趋严重

改革开放以来，太子河流域种植业和饲养业发展迅速，又加上植被遭到不同程度破坏，富含 N、P 等的有机物质直接排放或经雨水携带而进入水体，使观音阁、覆窝和汤河水库不同程度地受到富营养化威胁。汤河和观音阁水库水质良好，属于集中式生活饮用水水源地一级保护区，均可达到地表水环境质量标准 GHZBI-1999II 类标准。按照标准中湖泊水库特定项目标准值，2000 年观音阁水库总磷、总氮平均超标 9.4 倍和 15 倍，汤河水库总氮平均超标 4 倍，总磷为标准值的 0.7 倍。虽然现行标准对总氮的规定过于严格，但太子河流域的面源污染足以引起有关部门的注意。

(3) 地下水开始受到污染

辽阳首山位于辽河平原东部，是太子河流域重要的地下水源，其水源补给条件主要以太子河侧向补给、大气降水和稻田入渗为主。50~60 年代以前，首山地下水为低矿化的 HCO_3-Ca 型优质淡水，70 年代以来开始检测出水中游污染物，近年来出现了污染范围扩大、浓度增加的趋势。“八五”期间污染测井占监测井数的 22.2%，而“九五”期间上升到 62.5%，硫酸盐的平均浓度也从 89.0mg/L，上升 4 到 121.5mg/L，而且按地下水质量标准 GB/T14848-93111 类标准，部分井位总铁和亚硝酸盐氮超标。

(4) 水边景观和水文化未受到足够重视

在城市河道综合治理中，水边景观是一个重要的方面。精心设计的水边景观，不仅会大大改善城市面貌，而且可以带来良好的社会、经济和生态效益。水边景观应当是自然的、亲水的和适宜生物多样性存在的，要突出地方历史文化特色，不仅要重视其功利价值，还要重视其生态环境功能。水文化是流域人民世代和水旱灾害搏斗、与水和谐共处的过程中孕育、发展和丰富起来的。体现当地水文化的水边景观设计具有丰富的娱乐和教育功能。目前太子河流域的河道和护岸多采用浆砌石或混凝土结构，虽然看上去整洁、漂亮，然而水边景观和水文化丰富的内涵和功能未得到应有体现。

4. 太子河流域的水资源供需情况

太子河流域目前的水资源存量与水需求量（2003 年）的估算见图。（单位：百万 m^3 /年）

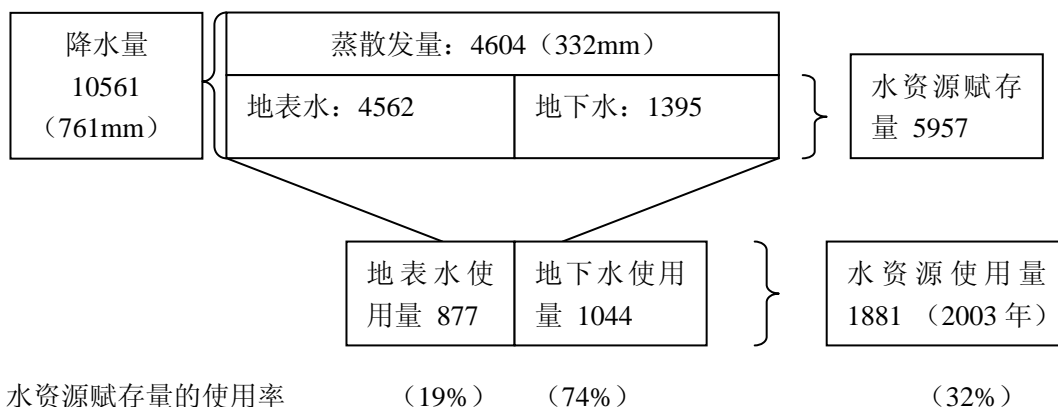


图 12 太子河流域目前的水资源存量与水需求量 (2003 年)

注: 降水量: 太子河流域年平均降雨量 (1984—2003)

地表水: 将观音阁水库所在地的年平均出流率(1958—1983) 乘以平均降水量计算。

地下水: 根据地下水用水量 (2003) 与太子河基流量数据 (2003) 进行估算。

水使用量: 根据水资源管理公报 (辽宁省水利厅, 2003)。

5. 太子河流域的水资源分配

随着社会经济的发展, 预测太子河流域的水需求总量将从 2003 年实际用水量 18.8133 亿 m³/年的基础上进一步增加。2010 年的水需求总量将超过 20 亿 m³, 在 2020 年达到 20.8 亿 m³/年。各县级行政区的水需求量预测结果如表 26 所示。

预测水需求量显著增加的地区有鞍山市区 (2020 年约增加 6700 万 m³/年, 以下同)、辽阳市区 (约增加 6400 万 m³/年) 及平山区 (约增加 3100 万 m³/年)。三个地区水需求增加量占总增加量的 80%。上述地区分别为鞍山、辽阳、本溪市行政中心地区, 是主要工业地区, 也是 2003 年工业用水供水量大的地区。

预测水需求量显著减少的地区有辽阳县 (2020 年约减少 2, 500 万 m³/年, 以下同)、灯塔市 (约减少 2400 万 m³/年)。上述两地区是 2003 年农业用水供水量较多的地区。该地区水需求量的减少是由于灌溉效率的自然改善 (-0.658%/年) 所取得的效果。

表 26 2003 年太子河流域各区的实际水需求量

地域		水需求量 (万 m ³)						合计
		城市	比例	农业	比例	工业	比例	
沈阳市	苏家屯区	384	11.84	2537	78.25	321	9.90	3242

鞍山市	海城市	3965	18.57	15303	71.67	2085	9.76	21353
	鞍山市区	7597	26.28	0	0.00	21311	73.72	28908
	千山区	820	10.88	6500	86.21	220	2.92	7540
抚顺	抚顺县	50	23.26	150	69.77	15	6.98	215
	新宾县	216	12.99	1350	81.18	97	5.83	1663
本溪市	本溪县	822	22.94	1246	34.77	1516	42.30	3584
	平山区	436	4.53	485	5.04	8706	90.43	9627
	溪湖区	153	3.81	1247	31.02	2620	65.17	4020
	明山区	4565	46.19	790	7.99	4528	45.82	9883
	南芬区	598	11.07	2066	38.25	2737	50.68	5401
辽阳市	辽阳县	3730	13.45	22825	82.30	1180	4.25	27735
	灯塔市	2887	9.52	25714	84.75	1740	5.73	30341
	辽阳市区	4385	19.42	0	0.00	18196	80.58	22581
	宏伟区	80	15.09	140	26.42	310	58.49	530
	张苓区	436	7.25	470	7.82	5105	84.93	6011
	太子河区	320	5.82	3130	56.92	2049	37.26	5499
合计		31444	16.71	83953	44.62	72736	38.66	188133

5. 农业工业用水的生产定额

将各农业领域的经济生产高按单位水量进行换算，并称之为农业用水的经济生产定额。该经济生产定额越高意指水利用的经济效果越大，相反，其数值越低，水利用的经济效果越小。太子河流域各地域的农业用水的经济生产定额，比工业用水的生产定额小。特别是占农业用

水约 80% 的水稻灌溉用水的生产定额是 1 万元/万 m³ 左右，仅为工业用水的约百分之一。大部分农业用水的生产定额的对比见表 26。

表 27 太子河流域各地域农业用水与工业用水的生产定额 (单位: 万元/万 m³)

		水稻	玉米	蔬菜	大型家畜	猪	羊	家禽	养殖	育苗	工业用水
沈阳市	苏家屯区	1.2	2.2	14.4	87.8	101.3	50.2	330.4	3.1	6.4	82.8
鞍山市	海城市	0.8	5.5	12.3	170.1	99.3	43.7	209.3	4.1	1.0	193.1
	鞍山市区	0.7	4.9	12.1	285.7	99.9	43.6	257.6	4.1	4.9	
	千山区	0.8	5.0	12.6	302.0	105.2	46.5	281.7	4.3	4.9	
抚顺	抚顺县	1.3	0.9	6.8	111.1	130.3	81.7	252.0	21.1	2.1	89.3
	新宾县	1.0	0.7	48.8	92.9	132.9	29.6	199.6	38.1	0.4	
本溪市	本溪县	0.7	0.6	5.0	48.9	86.1	41.7	156.4	1.7	111.9	193.7
	平山区	0.6	0.6	5.4	266.5	148.2	56.2	218.2	9.6	1.8	
	溪湖区	0.6	0.5	7.1	271.1	122.6	57.9	182.2	5.1	3.0	
	明山区	0.6	0.8	11.1	148.5	154.0	85.8	281.2	8.0	3.0	
	南芬区	0.7	0.6	5.8	118.4	111.1	81.9	354.9	65.4	19.5	
辽阳	辽阳县	0.9	1.5	4.6	67.6	78.7	35.0	144.0	12.4	2.1	69.1

市	灯塔市	0.9	1.7	6.1	104.6	82.8	23.4	237.5	19.5	2.1
	辽阳市区	1.0	1.5	7.1	139.4	124.4	152.4	183.8		11.0
	宏伟区	1.0	1.5	7.1	139.4	124.4	152.4	183.8		11.0
	张湾区	0.8	2.0	3.9	138.3	136.7	306.7	313.9		32.8
	太子河区	1.0	1.4	7.4	145.3	137.0	19.3	172.8		2.1

(二) 太子河流域枯水实例分析

1. 太子河流域的枯水实例——2001年春旱对策实例

(1) 枯水记录

在辽宁省全省内，2001年是特大干旱年。枯水期2月至6月上旬的降水量（4.33月），明显少于历史上典型干旱的1972年、1982年、1989年、2000年等9个年份同期的降水量，留下了自1949年以来同期降水量为56毫米的记录。

在全省来看，枯水规模为1949年以来的最小雨量，枯水概率是50年间的首位，相当于1/50。不过，在太子河流域，相当于为10年的第一位。2001年8月-9月，雨量恢复，全年的降雨量相当于水平年的雨量。

在枯水期，辽宁省境内各河流径流量明显减少，小河干涸，大河出现持续性、间断性断流（表）。由于降水的地域分布不均，地下水补给量不足，地下水开采量增加，因此，地下水水位急剧下降。

表 28 2001年枯水时太子河辽阳观测站的断流记录

次数	发生时间 - 终了时间	期间
1	6月11日8时-6月12日9时	25小时
2	6月18日17时-6月21日8时	63小时

3	6月24日8时-6月27日7时	71小时
4	7月8日12时-7月11日8时	68小时
5	7月16日5时-7月17日4时	23小时
6	7月17日11时-8月17日	1个月

另外，太子河流域大型水库在2001年6月11日的蓄水量见图13。

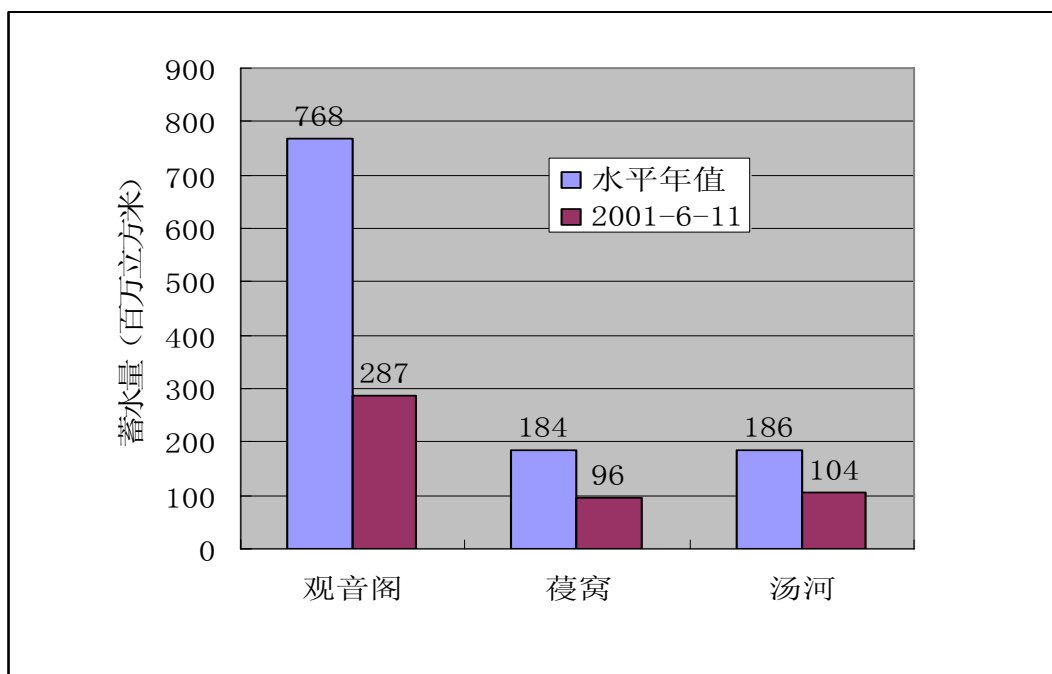


图13 太子河流域大型水库2001年6月11日的蓄水量

辽宁省按照政府的紧急抗旱措施，省境内实施抗旱对策。主要对策是：节水指导，水管理的强化，水利设施的统一管理。特别是在城市部分进行节水指导，在农村部分确保生活用水。同时，对工业用水收益性高的企业，缩减用水量的30%，收益性低的企业实施操作停止。

水利厅在2001年干旱时所获得的教训如下：

- 1) 水资源不足，制约辽宁省社会经济的发展
- 2) 水资源浪费、污染严重，加剧了供水紧张局面
- 3) 农业基础设施脆弱，农业生产受制于自然气候条件

4) 现行体制和政策难以形成有效的节水机制

5) 农村人畜饮水保障低

6) 抗旱服务组织不健全

(2) 国家的紧急抗旱对策指示

面对全国许多地区发生了几十年来最严重旱情，国家做出了重要指示，并指示干旱地区要确实实行用水管理。特别是要重视节约用水、充分发挥中央、地方、企业和群众多方面的节水积极性。

为此，加强水资源统一管理，按照先生活、后生产，先节水、后调水，先地表、后地下的原则安排用水，重点要做好三方面的工作。

- 1) 保证城市供水安全
- 2) 解决农村饮水困难
- 3) 搞好工农业生产，安排好灾区生活

(3) 辽宁省采取的主要抗旱措施

1) 城镇节水采取的措施

①各市建立枯水期应急管理制度、供水周报制度，针对缺水情况及时制定处理意见。制定保证优先用水的原则，首先是保证城市居民的基本生活用水，其次是生产用水。要保证2001年新栽苗木的用水，保证植树成活率。

另外，组织力量对用水量大的工业企业的用水量逐个重新核定，在保证年初生产任务的情况下，按正常年用水计划，平均压缩30%的供水指标，城市供水节水行政主管部门按照重新核定的水量，与用水企业签订用水协议。

②对用水用户实行《用水指标证》制度，按平均压缩30%的指标重新核定供水量，对居民用水实行定额管理，定额为每月每户6至9立方米。

对超指标、超定额用水的，由城市供水节水行政主管部门按有关规定加价收费。加价的标准为：居民超定额用水每立方米加价1至1.0倍，工业、经营服务业、机关事业和高消费、高耗水的用水单位，超定额用水价格以现行分类水价为基础，加价1.0至2.0倍。

各市要根据本地区缺水情况，在规定的幅度内，提出具体加价意见，按审批程序报省物价局批准后实施。收取的超计划加价水费，用于城市供水节水设施改造，供水管网改造，建设中水设施及城市供水应急预案工程。

③对通过自备水源超定额用水的企事业单位、机关团体，均按累进加价办法加收水资源费，即超定额用水量为5%至10%、10%至15%、15%以上的分别按水资源费征收

标准加收一、三、五倍，超定额外用水量超过 20% 的实行限量用水。

2) 工业用水的节水措施

严格控制工业用水，在保证经济增长速度的前提下，全省工业企业压缩 30% 的用水。

做到有保有舍，对耗水量大、污染严重、经济效益差的企业严格限制用水，对涉及国计民生、用水效率高、经济效益好、合同饱满的优秀企业保证基本用水，保证对外合作项目的基本用水。抓好冶金、电力、石油化工、纺织和造纸等高耗水行业的节水工作。

3) 水行政主要部门加强水资源统一管理和调度

2. 枯水年的水资源分配

(1) 2001 年干旱年的水分配

2001 年是 1949 年以来的特大干旱年，辽宁省的平均降水量仅为 595mm。政府加强水资源的一元化管理和科学技术的应用，采取了《生活用水优先于生产用水，节约用水优先于调整水的分配，地表水优先于地下水》的原则来进行水的使用分配。

城市的供水保证：挖掘节水潜力、通过广告宣传加强提高市民节约用水意识、制定用水指标和节水指标、通过水费收缴体系控制用水、普及城市节水技术和使用节水型器具。

农村饮用水的供给：开发枯水时的应急水源、推动小规模与水储备设施储备的建设、通过强化用水管理来维持用水秩序。

维持工业、农业的生产：种植结构的调整、对用水量大、污水排放多的企业要关闭或停止生产。

(2) 分配的优先顺序

我国的用水保证率指标如下（表 29）：

表 29 我国各用水部门用水保证率

用途		用水保证率
1	农业用水（水田）	75%
2	农业用水（旱田）	50%
3	工业用水	95%

4	生活用水（一般）	95%
5	生活用水（重要城市）	98%

另一方面，中上游和下游之间的关系调也有较大的困难，考虑到水资源紧缺的下游收益却很高这个事实，为保护水源并解决水土流失问题，有可能需要通过某种手段从下游向上游转移收益。

十四. 结论及展望

本文参考日本若干取水量的定义给出了宏观上枯水弹性范围与枯水弹性指标的定义和图示；尝试用简化的 WPI 指数来度量中国各大流域的水资源贫乏情况并进行分析；以黄河流域为例，对中国缺水地区水资源分配现状进行分析，并参考美国水权制度建设的经验，给出部分建议；对黄河流域以往的枯水经验进行统计和分析；探讨中国缺水地区水权制度建设的原则，并进行框架初步设计；统计分析日本水权的枯水弹性，阐释了枯水弹性的定义在微观上的理解；最后结合太子河流域实际情况，分析其水资源现状和枯水实例。

今后，我想在学习分布式水文模型的基础上，更好的评价区域的水资源状况，另外，全面收集资料，研究各个地区用水部门的水资源供需平衡关系，还有，在学习 2006 年颁布的《取水许可和水资源费征收管理办法》的基础上，研究各个用水部门的取水许可量，并在此基础上，继续研究满足枯水弹性要求的各个部门的最低配水量。

课题 11-5

水质改善增加可利用水资源

韩松俊（清华大学）

目 录

1.	水资源的水质特性	1
1.1.	水资源的特性与水质密切相关	1
1.2.	水质恶化是由于人类活动的影响	4
1.3.	水质改善是实现水资源可再生的重要途径	7
2.	水质改善措施	11
2.1.	水质改善研究进展	11
2.2.	水质改善措施	14
2.2.1.	水质改善规划	14
2.2.2.	水功能区划	15
2.2.3.	水质监测	17
2.2.4.	水质评价	18
2.2.5.	水污染防治	20
2.3.	水库调度改善水质及应用实例	22
2.3.1.	水库调度改善下游水质	23
2.3.2.	考虑下游水质的水库调度	25
3.	水权结构权利与义务耦合分析模型	33
3.1.	水权结构中的权利与义务	33
3.2.	模型结构	34
3.2.1.	权利与义务循环分析	35
3.2.2.	权利和义务的优化配置	36
3.2.3.	权利和义务的流转	39
4.	模型应用 I：上下游水资源冲突分析	41
5.	模型应用 II：水质约束下的的水权交易	43

5.1.	工业用水向城市用水转移的权利义务分析.....	43
5.2.	理想的水权交易潜力分析.....	45
5.3.	水质义务约束下的的水权交易分析.....	46
	参考文献.....	49

1. 水资源的水质特性

1.1. 水资源的特性与水质密切相关

水资源通常是指可供人类直接利用，能不断更新的天然淡水。主要指陆地上的地表水和地下水。通常以淡水体的年补给量作为水资源的定量指标，如用河川年径流量表示地表水资源量，用含水层补给量表示地下水资源量。也有将水资源定义为自然界任何形态的水，包括气态水、液态水和固态水。地球上水的总储量很大，为 13.86 亿立方千米，其中淡水储量只占 2.5%；但陆地上通过全球水文循环的多年平均年径流量有 4.7 万立方千米，其中有 40% 分布于适合人类生存的地区。

目前，国内外对“水资源”的定义有不同的见解，1977 年联合国教科文组织（UNESCO）建议“水资源应指可资利用或有可能被利用的水源。这个水源英国具有足够的数量和可用的质量，并能够在某一地点为满足某种用途而可被利用”。而《中国大百科全书》的定义为“地球表层可供人类利用的水，包括水量、水质、水域和水能资源，一般指每年可更新的水量资源”。这些定义基本上都包括水量与水质两个方面。

水资源一词由来已久，如何理解其内在涵义，却尚无公认的定论。究其原因，主要有以下几个方面：（1）水的表现形式多种多样，如地表水、地下水、降水、土壤水等，且相互之间可以转化；（2）水具有流动性、侵蚀性和许多化学特性，因此我们在谈到水资源时应包括水量和水质两方面；（3）水对社会发展形成许多基本的约束，如对土壤生产力、工业生产因子、能源资源以及人类健康的影响；（4）水与大多数社会部门有关，或是部门必需的物质基础，或对部门造成破坏，水资源的开发利用受自然因素、社会因素、经济因素、环境因素等多种因素的影响；（5）

水作为研究对象，常涉及到数学、物理学、化学、经济学、管理学等等学科的知识，是一个非常复杂的综合学科。

广义的水资源通常包括水量资源、水质资源和水能资源。水量资源指可以用于生产和生活的淡水资源，包括江、河、湖泊、陆地上地下水以及人工水体中的水。而水质资源是指在不影响水的正常用途的情况下，水体所能容纳的污染物的量或自身调节净化并保持生态平衡的能力，也被称为水环境容量。水环境容量是制定地方性、专业性水域排放标准的依据之一，环境管理部门还利用它确定在固定水域到底允许排入多少污染物。在水资源开发利用保护中，水量资源和水质资源密不可分。

我国水资源总量丰富但人均稀少。在最近的 50 多年中，我国经历了历史上最快的发展历程，目前水已成为制约国民经济和社会发展的最大瓶颈，水资源很可能成为 21 世纪中国最为稀缺的自然资源。据有关预测，我国用水高峰将在 2030 年前后出现，用水总量为 7000 亿~8000 亿 m^3 /年。经比较分析，全国实际可利用水资源量约为 8000 亿~9500 亿 m^3 ，需水量已基本接近可利用水量的极限。

我国水资源地区分布不均，与人口、资源和生产力布局不相匹配。北方人口占全国 46.5% 以上，耕地占 64.8%，GDP 占 45.2%，水资源仅占 19.5%。其中黄淮海地区人口占全国 34.8% 以上，耕地占 39.1%，GDP 占 32.1%，而水资源仅占 7.7%。与此同时，由于我国气候、地形等特点，降水和径流的时间分布与经济社会发展需水不同步，大部分地区汛期 4 个月降水量占全年总降水量的 70% 左右，给水资源的开发利用带来了困难。加之我国水源结构、供水结构、用水结构和用水指标不尽合理，水资源配置任务艰巨。

不利的自然环境、不合理的用水模式给我国经济社会发展造成了严重的影响和损失。据水利部统计，在洪涝灾害方面，我国仅在 20 世纪 90 年代因洪涝灾害导致的直接经济损失就达 1 万亿元之巨，其中 1998 年损失达到 2500 多亿元。在

干旱灾害方面，目前全国每年农业缺水 300 亿 m^3 左右，年平均损失粮食产量 250 亿 kg ；城市每年生活与工业缺水 60 亿 m^3 ，影响工业产值 2300 亿元；全国建制市中有 400 多个城市缺水，资源型、工程型、污染型缺水占城市总缺水量的 70% 以上；另外，在农村贫困地区至今还有 2400 万人饮水困难。在水污染灾害方面，我国每年平均污水排放量超过 600 亿吨，经处理后，达标排放率仅为 24%；在全国约 10 万 km 的评价河长中，达到 IV 类以上污染的河长占 47%；全国湖泊有 75% 以上的水域水质污染严重；另对全国 118 座城市饮用水情况的调查显示，64% 的城市地下水含水层受到严重污染。此外，在很多地区还存在着森林草场植被退化、河湖萎缩、灌区次生盐碱化、土壤沙化以及水土流失严重等一系列生态环境问题。

水资源危机表现之一是水资源量的日益短缺和匮乏。在过去 100 年中，人类经历了史无前例的变化，导致对水资源和其他自然资源需求的增长：人口增长 3 倍；水资源消耗总量增长 10 倍；世界经济发展 20 倍；世界燃料消耗增长 30 倍。据估计，到 2050 年世界人口可能增长 1 倍，达 106.4 亿，其中发展中国家占 87%，即 92.9 亿。世界人口的大幅度增长必将带来总需水量的增加，生活水平的提高也将增加人均需水量。

水资源危机表现之二是水污染。工业化和城市化的迅速发展，使许多水域和河流遭受到严重污染。据估计在 2025 年将有 50% 的人口居住在城市，人类活动的发展将使更多的废弃物不断污染可利用的水源。在污染物中，未处理的或部分处理的污水中，农业和工业排放的污水占主要部分。这些污染物将严重影响水质，特别是生活用水的水质。发展中国家许多中心城市附近的水源已被严重污染，特别是地下水、湖泊和某些河流。这种污染将使某些水源不能被利用，除非进行非常昂贵的处理。按照目前发展的趋势，很难设想在 21 世纪初期人们能对全球水质状况有清楚的了解和有效的控制。因此，许多过去认为可以经济开发的水源，将来很可能成为不适宜的，特别是不适于饮用。

水资源具有很多独特而重要的性质，很多特性都和水质密切相关，不少特性包含了对水质的要求。水的流动性、侵蚀性和许多物理化学性质，因此水资源包括水量和水质两个方面；循环性：水文循环人类的生活和生产活动输移和分散了很多重要的元素，但同时很多污染物被有意无意地引入水文循环中；有限性：水质恶化加剧了水资源紧缺；时空分布不均：不仅水量上分布不均，水质的时空差异性也非常大；多用途性：不同用途对水质有着不同的要求

1.2. 水质恶化是由于人类活动的影响

水文循环地球上的水在太阳辐射和重力作用下，以蒸发、降水、径流等形式往返于大气、陆地和海洋间周而复始的运动。又称水循环。在海陆间水气交换和径流归海，属全球水文循环；在陆面上蒸发入大气的水气又以降水形式回归陆面，属陆面水文小循环；同样，在海洋面上也有海面水文小循环。成书于公元前 239 年的《吕氏春秋》中有“云气西行云云然，冬夏不辍；水泉东流，日夜不休；上不竭，下不满，小为大，重为轻，圜道也。”这是人类最早提出的朴素却较完整的水文循环思想。

在水文循环过程中，大气中水气主要来源于海洋上的蒸发；约有 15% 来自海洋的水气由大气环流带到陆地上空，这些水气形成陆面上降水的 89%。另外 11% 的陆面上降水来自陆地本身的蒸发所产生的水气。陆面降水在陆面形成土壤水、地下水和地表水，除消耗于蒸发重返大气外，其余汇流入海。按多年平均说来，海洋中的水量保持平衡，陆地上各类水体中水量也收支相抵，水体中水不断更新补充，使淡水周而复始，不断净化。

水文循环是地球上最重要的物质和能量循环，指地球上的水在太阳辐射和重力作用下，以蒸发、降水、径流等形式往返于大气、陆地和海洋间周而复始的运动。随着人类生产、生活等活动的不断进行，地表及地表植被的性质

和状态被改变，干扰水气在地表水和大气界面上的转换，形成人类活动对水文循环过程的影响，在生物圈方面水文循环的研究是研究全球变化的核心问题。同时，人类在生产、生活活动中取水、用水、耗水、排水造成的局部水文循环，成为陆面水文循环中的一个侧支，并对陆面水文循环产生影响。人类活动对水文循环的影响改变了水质变化的自然状态，造成了水质的恶化，应该从机理上研究造成水质恶化的不同原因，才能有针对性的进行水质改善。

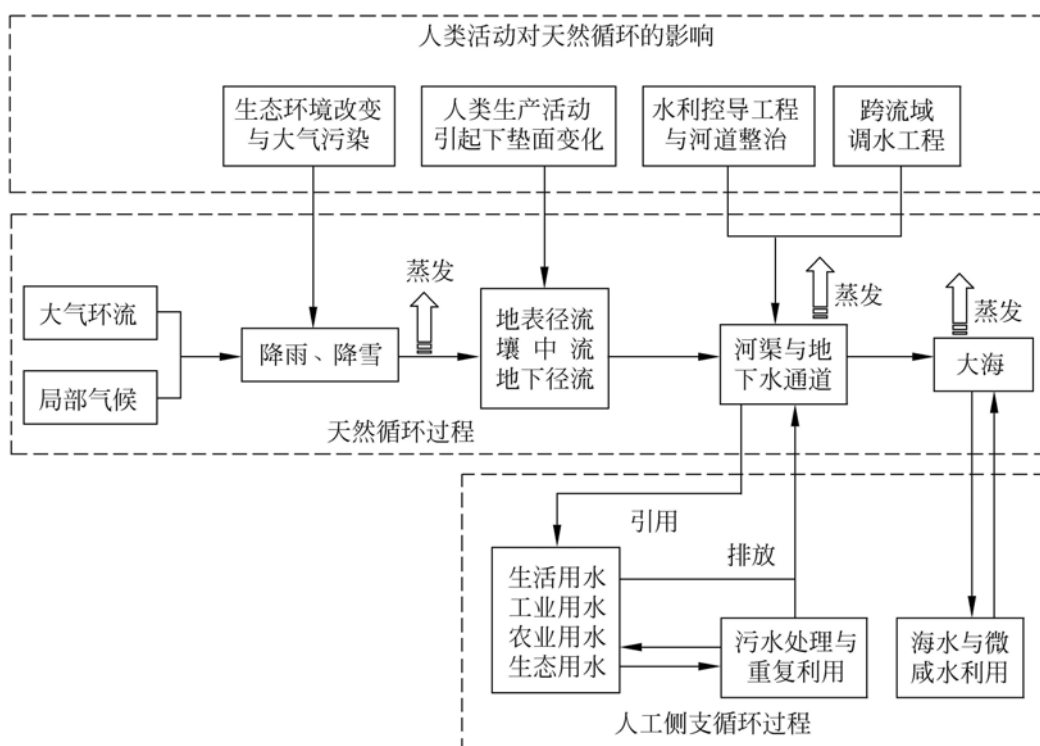


图 1 人类活动对水文循环的影响（摘自《现代水资源规划》）

工业化和城市化的迅速发展，使许多水域和河流遭受到严重污染。据估计在 2025 年将有 50% 的人口居住在城市，人类活动的发展将使更多的废弃物不断污染可利用的水源。在污染物中，未处理的或部分处理的污水中，农业和工业排放的污水占主要部分。这些污染物将严重影响水质，特别是生活用水的水质。发展中国家许多中心城市附近的水源已被严重污染，特别是地下水、湖泊和某些河流。这种污染将使某些水源不能被利用，除非进行非常昂贵的处理。按照目前发展的趋势，很难设想在 21 世纪初期人们能对全球水质状况有清楚的了解和有效的控制。

因此，许多过去认为可以经济开发的水源，将来很可能成为不适宜的，特别是不适于饮用。因此要把人类活动（包括引水与排水）与生态环境联系起来。

人类活动对水循环内部机制的影响，可归纳为3种途径：

（1）水循环路径的改变：对地表水主要是通过河道用水和跨流域调水；对地下水主要是大规模抽取淡水；海水的淡化利用则直接增加了某些地区或城市的淡水补给量。我国人类社会水循环通量已占总通量的5600/28000，也就是说在28000亿m³的总资源量中有20%是为满足人类社会的需求，而改变了其自然循环的路径。对一些缺水地区，其改变量可高达80%~90%。

（2）流域水文特性的改变：由于土地的下垫面、土壤孔隙水和持水结构的变化以及城市化进程等使流域蒸发、径流、下渗等水文特性发生相应的变化，改变了自然循环状态的水文特性。

（3）水循环动力条件的改变：如温室气体的增加，使地表温度升高，从而加剧了大气环流的运动，改变了降水与蒸发特性。人类社会系统能量的输入、大规模提水供水系统的出现，也改变了某些地区和河流的水循环自然动力系统。由此可见，随着社会和科学技术的进步，原来在自然循环基础上所定义的水资源属“可更新的自然资源”，已不能涵盖其全部内涵，尤其是受到人类活动影响的那一部分水资源的转化和再生已不再是一种纯自然的现象，随着科学技术的进一步发展，这部分水资源所占的比重将越来越大。因此现代水资源的循环特征应包括水资源的自然循环和人类开发利用循环两部分。正是水资源的这种循环特征，决定了水资源的可再生性。这里我们用可再生性来描述现代水资源的循环特征，可理解为一个流域或区域的水资源能够通过水资源循环不断得到更新、补充、再生，周而复始地重复利用的特征。更新主要指自然循环部分；补充主要指海水淡化、深层地下水抽取、跨流域调水和人工增雨部分；再生主要指经过人工处理，恢复进入水资源二次或多次循环的那一部分。因此，可以认为水资源是不可耗竭型的再生性资源，其可再生能力表现为自然再生能力和人工再生能力两个方面。

1.3. 水质改善是实现水资源可再生的重要途径

所谓水资源的可再生性是指流域水资源在水量上损失（蒸发、引水等）后和水体被污染后，通过大气降水和水体自净（或人工水质改善）可以得到恢复或者更新。水资源的人工可再生能力主要包括水质改善、海水淡化、人工降水、跨流域调水等能力。它主要取决于社会经济发展实力与科技发展水平。科技水平越高、社会经济实力越强、投入越多，水资源人工再生能力越强。但它也不是无限的，人工可再生能力将受到地理环境、水环境、社会经济和科技水平等因素的制约。

水质改善是增加可利用水资源的一个重要方法。水资源质的可再生性与水体的纳污和自净能力有着密切关系。当污染物进入水体的强度低于水体的自净能力时，或者污染物排放量处于水体环境容量以内时，水质将可以恢复，此时水质具有可再生性。反之，水质将恶化，水质可再生性遭到破坏。因此应该根据水资源可再生能力制定水质标准。

水资源的自然可再生能力取决于水资源的自然循环。水资源通过全球水文循环过程周而复始地不断循环运动，使其在量的方面不断得到补充，在质的方面不断得以净化。根据水资源存在形式的不同，水资源的自然可再生性又可分为地表水资源再生能力、地下水资源再生能力、土壤水资源再生能力、植物水资源再生能力与大气水资源再生能力。一定区域的水资源可再生能力取决于该区域各种水资源可再生能力的叠加。但是，一个区域水资源自然可再生能力不是绝对的，而是有条件的。在水资源自然再生过程中，不同存在形式的水资源，其正常更新循环周期是不同的。对水资源的开发利用必须考虑其更新循环周期与再生能力，如超过其再生能力，就会延长水资源的再生周期，使其可再生性减弱。例如，超量开采地下水就会降低某一地区地下水和土壤水的再生能力，延长其再生周期。因此，在开发利用水资源过程中，应遵从水资源可再生性的自然规律，务必使之不受到干扰和破坏。

水资源的人工可再生能力主要包括废水资源化、海水淡化、人工降水、跨区域调水等能力。它主要取决于社会经济发展实力与科技发展水平。科技水平越高、社会经济实力越强、投入越多，水资源人工再生能力越强。但它也不是无限的，人工可再生能力将受到地理环境、水环境、社会经济和科技水平等因素的制约。

就目前情况而论，水资源的人工可再生能力提高的空间依然存在，但要付出高额的代价。例如，如果人类在不断开发利用水资源的过程中使其质量不断下降，失去作为资源的使用价值，变成废水，污染环境和河流，破坏清洁水源，就必须加以处理，恢复其使用价值。

总之，无论是自然的还是人工的，水资源可再生能力都是有限的。它与人类开发和利用水资源的过程有很大关系。开发水资源旨在满足人类对水资源的需求，而利用是不断使水资源丧失其使用价值，是不利于水资源再生的过程。因此，人类在开发利用水资源的过程中务必自律，尽量节约，降低消耗，尊重规律，维持和保护水资源的可再生能力。

流域水资源在水量上损失（蒸发、引水等）后和水体被污染后，通过大气降水和水体自净（或人工水质改善）可以得到恢复或者更新水资源可再生性必须考虑水资源量和质两个方面。水资源质可再生性是指水资源所赋存的水体在水文循环的过程中，遭受自然或人为污染后，通过水体的自净功能使水质得以恢复的一种能力。水资源质的可再生性与水体的纳污和自净有着密切关系。当污染物进入水体的强度低于水体的自净能力时，或者污染物排放量处于水体环境容量以内时，水质将可以恢复，此时水质具有可再生性。反之，水质将恶化，水质可再生性遭到破坏。

水资源量的可再生性与水资源质的可再生性有着天然紧密的联系，水资源量可再生性直接与水文循环特性有关，它是水资源质可再生性的基础，水资源质的可再生性与人类活动排污直接联系。例如，河流在枯水期水体更新慢，水资源量可再生性小。在同等排污情况下，枯水期水质比丰水期差，水资源质可再生性也

就小。

水资源量可再生性和水资源质可再生性综合决定了水资源整体的可再生性，只有水资源量和质的可再生能力都大时，水资源的可再生性才高。这是因为水资源内涵包涵水量和水质两方面，水量的亏损和水质的恶化都是对水资源的损耗。

1. 水资源的可再生利用特点

随着社会的发展和人口的不断增长，在人为和自然的双重作用驱动下，流域发展需求与资源承载能力的矛盾日趋尖锐，许多流域的水资源供需矛盾日益突出，导致社会、资源、环境系统关系处在失调的边缘。一方面，缺水、断流、污染等问题对社会经济和生态环境造成了极大的影响；另一方面，管理不善、效率不高、用水浪费、随意污染等问题又普遍存在，两个方面形成明显反差。因此，在遵循可再生利用的原则下对流域有限的水资源进行合理配置，使之能够在最大限度上满足社会经济可持续发展和生态环境保护的需求，同时维护和改善流域自身水循环的可再生途径，促进资源与社会经济和生态环境进入良性循环的轨道，是当前经济建设和社会发展中急需研究解决的问题，具有重大的现实意义。

水资源的可再生利用实际上是指水资源在社会经济系统可持续发展过程中的利用准则。“可再生”及“可再生利用”的含义主要有以下两个方面：

1) 从宏观尺度上讲，水资源具有可再生性和有限性地球上各种形式的水，在太阳辐射和地心引力的作用下，不断地循环往复，变化形式，这种周而复始的循环运动，使得自然界各种水体不断得到更新，赋予水资源可以“永续利用”的特点，这就是水资源在宏观尺度上的可再生性的含义。

但是水资源并非取之不尽，用之不竭，就特定的区域、特定的水体、特定的时段而言，水资源是有限的，一旦水资源实际利用的速率超过了其更新的速率，或者对水质的破坏程度超出了其更新能力，就会面临水资源数量或质量的危机，甚至造成水循环和环境的破坏。这就是水资源的有限性。因此，宏观尺度上的水资源可再生利用的核心就是从数量和质量上维持水资源的可再生循环过程。例如，

黄河的断流问题、泥沙问题和污染问题都是对流域水资源可再生循环过程的严重威胁。

2) 从中小尺度上讲, 水资源具有在一定区域内可再生的特性在一个中小尺度的区域内, 水资源可再生利用的特性主要体现在以下几个方面。(1) 对污水进行人工处理, 使其达到可以被其他一些部门重新利用的标准, 从而实现其再生过程; (2) 通过对地下水的补给和开采的循环过程, 实现对上游入渗水量的二次使用, 在区域内实现对水资源的可再生利用; (3) 对汛期的弃水、冲沙用水和生态用水的合理开发和利用; (4) 海水淡化、人工增雨等措施的应用。因此, 在中小尺度上对水资源进行可再生利用的关键是要处理好以上过程中对水量和水质的控制, 避免出现水质恶化、地下水过量开采和生态用水不足等问题。

从以上两个角度来讲, 水资源可再生利用的研究应该包含两个方面的基本内容: 一个方面是对可利用的水资源进行优化配置的研究, 提高水资源的利用效率, 使得有限的水资源能够实现经济效益、社会效益和生态环境效益的最大化; 另外一个方面是对维护和改善水资源可再生途径的研究, 对于水资源再生途径中的人类可以控制的环节进行科学有效的管理, 从而维护水资源再生过程的连续性, 并实现对水资源再生过程的优化。

2. 水资源可再生利用途径

从科学问题和科学规律的角度, 在可持续发展的原则指导下, 研究流域水资源可再生维持途径, 寻求流域水资源利用新的平衡点, 实现水资源再生过程的良性循环, 水质改善是其中一个重要的途径。

2. 水质改善措施

为了防治水污染和合理利用水资源，采取行政、法律、经济、技术等综合措施，对水资源进行的积极保护与科学管理，称为水资源保护。

当前，我国水资源的短缺已成为可持续发展的严重制约因素，可以说已经成为我国可持续发展的瓶颈。如上文中所述，我国人均水资源两 2200m³，属于轻度缺水的国家；水资源时空分布严重不均，人口众多和传统工业经济发展速度较快加剧了缺水问题；严重的水污染又使缺水问题日益严重。近年来，水资源保护以及成为非常尖锐的问题。水污染防治是水资源保护的当务之急。

水质改善的目标是减少和消除有害物质进入环境，防治水污染，维护水资源的水文、生物和化学等方面的自然功能，使人类活动适应于水生态系统的承载能力，最终保护水资源的永续利用，造福人类、贻惠子孙。

水质改善的主要内容包括水量保护和水质保护两个方面：在水量保护方面，主要是对水资源统筹规划、涵养水源、调节水量、科学用水、节约用水、建设节水型工农业和节水型社会；在水质保护方面，主要制定水质规划，提出防治措施。如制定水环境保护法规和标准；进行水质调查、监测与评价；研究水体中污染物质迁移、污染物质转化和污染物质降解与水体自净作用的规律；建立水质模型，制定水环境规划；实行科学的水质管理。

2.1. 水质改善研究进展

各国大多通过设立行政机构、制定法律政策，针对具体情况采取相应技术措施通过综合治理来保护水资源。

（一）设立行政机构方面

水质改善管理是指通过一定的手段对人类损害水资源，特别是损害水质的活

动施加影响，也就是指采用政策、法律、经济、技术、教育等手段，根据生态学原理在环境容量许可的范围内，对从事开发活动的集团或个人的行为进行规划、协调和监督控制，以防止水环境污染和生态破坏。

美国 1970 年成立环境保护局负责管理水质改善。在我国，目前水质改善的主管部门是水利部水资源司及下属的七大江河流域水利委员会的水质改善部门，以及国家环境保护总局。它们的主要职责是，负责流域那水体水环境的监测工作；制定流域的水质改善规划；搞好水体功能区的划分；以及加强对直接入河排污口的管理。

（二） 制定政策方面

为了保障水质改善工作的顺利进行，各国都制定了一系列的水质改善政策，并以法令法规的形式确定下来。

美国有 1899 年制定江河港口管理法，亦称“废物法”（Refuse Act），主要禁止向通航水域倾倒垃圾，1924 年制定了水污染相关的油污防治法，1948 年制定了水污染控制法，在 1961，1966，1970 年对水污染控制法进行多次修改，1972 年改为水清洁法（Clean Water Act），主要针对点污染源控制。1987 年通过“水清洁法修正案”，主要制定控制面源的污染计划。为了确保饮用水安全，美国环境保护局依据大众健康标准，确立了饮用水中杀虫剂、铅、砷等 80 多种污染物质的含量标准，并建立了时间间隔不等的定期水检测制度。清洁法案中要求工业、农业以及城市和家庭做到“零排污”，对于违反环境法的公司或工厂则处以重罚。如全球最大的零售商沃尔玛，就曾先后两次因其建筑工地污水排放指标超标，被处以数百万美元的罚款。

中国先后通过了《中华人民共和国环境保护法（试行）》（1979）、《中华人民共和国海洋保护法》（1982）、《中华人民共和国水污染防治法》（1984）、《中华人民共和国水法》（1988）、《中华人民共和国环境保护法》、《中华人民共和国水法》（2002）。环境立法是国家环境政策的具体化、条文化和制度化，是开展环境管理

的法律依据和重要手段。

为了保障人体健康，维护生态平衡，保护水资源而规定的各种污染物在天然水体中的允许含量，以及污染源废水排放时允许污水浓度、总量以及最大限制值。即根据水体的不同用途分别制定不同的水环境质量和污染源排放标准：美国按 1972 年颁布的四种水质标准：游览水、水生物养殖水、公共给水、工农业用水。我国的水质标准包括：《渔业水质标准》（试行 HJ35-79）、《海水水质标准》（GB3097-97）、《生活饮用水卫生标准》（GB5749-85）、《农田灌溉水质标准》（GB5084-92）、《地面水环境质量标准》（GB3838-2002）、《地下水质量标准》（GB/T14848—93）；在污染源排放方面，我国制定了《污水综合排放标准》（GB8978-88）。

（三）具体措施综合治理方面

面对世界水资源污染日益严重的情况，综合一些国家采取的对策，大致有以下几种：

（1）在组织上强化防治水污染的专门机构负责全国的水污染防治，地方上也成立相应的管理部门，开展调查研究工作；

（2）在全国建立监测系统。水质监测分两个方面：一是污水处理厂的监测；而是江河湖泊的监测。从而严格控制水质和污水的排放；

（3）普及和改善下水道，逐步以排水、排污分流制取代以往的合流制；

（4）建设污水处理厂对城市生活污水及工业废水进行集中处理。工业废水一般采用归类处理，把相同性质的废水集中处理以达到排放标准，而生活污水则由市政当局进行处理。在污水处理上，目前大多数国家已逐步从二级处理（生化处理）发展为三级处理（进一步除去其他有害成分，如有机物和溶解性无机物等）；

（5）回收副产品，综合利用，合理用水；

（6）鉴于污水的三级处理成本较高，一般达到工厂同步投资的 30%~35%。目前，不少国家把发展无害技术作为主要攻关项目，记记致力于开展无害技术的

研究，特别是污染严重的部门比较活跃，并已取得了初步成果。

2.2. 水质改善措施

如前文所示，水质改善不仅需要加强行政管理，制定法律制度，做好水质改善规划，还需要加强水污染防治技术的研究推广。

2.2.1. 水质改善规划

水质改善规划是在调查分析河流、湖泊、水库等污染源分布、排放量和方式等情况的基础上，与水文状况和水资源开发利用情况相联系，利用水质模型等手段，探索水质变化规律，评价水质现状和趋势，预测各规划水平年的污染状况；划定水体功能分区的范围和确定水质标准，按功能要求制定环境目标，计算水环境容量和与之相应的污染物消减量，并分配到有关河段、地区、城镇，提出符合流域或区域的经济合理的综合防治措施；结合派域或区域水资源开发利用规划，协调干支流、左右岸、上下游、地区之间的水质改善；水质水量统筹安排，对污染物的排放实行总量控制，单项治理与综合治理相结合，管理与治理相结合。综合防治水污染

我国在 1983 年开始，在传统的江河流域规划中增加了水质改善的内容。各流域机构会同省市水利、环保部门开展了长江、黄河、淮河、松花江、辽河、海河、珠江等七大江河流域水质改善规划。1988 年底，七大江河流域水质改善规划先后制定完成，除完成干流的水质规划外，对 135 条河流，271 座城市进行了水质改善规划。

《水法》第十四条，第十七条水质改善规划予以明确规定。水质改善规划作为水利专业规划，应当报人民政府批准。为了落实有关规定，水利部于 2000 年在全国布置开展水质改善规划编制工作，2003 年，根据以上规划成果印发了《全国

水质改善规划初步报告》。目前，水质改善规划又纳入全国水资源综合规划进行编制。

2.2.2. 水功能区划

欧洲各国关于划分集水建筑物保护区的立法和规定有很大差别。法国把保护区分为紧靠集水建筑物的近保护区，较近保护区和远保护区。在近保护区内，除特许者外，禁止一切活动；在较近保护区内，禁止钻井、开间露天采石场，禁止进行露天开挖或者填土工程，禁止堆放垃圾、放射性废物及一切可能使水质恶化的物品，禁止修建渠道、水库，禁止存放液体或气体燃料，化学物品及一切废水，禁止进行地下或地面建筑，禁止施用粪肥、有机肥或化肥农药，禁止放牧及所有可能直接或间接污染水质的活动，或者对这些活动作出规定；在远保护区内，仅对上述活动作出规定，不禁止任何活动。

德国把保护区分为几个保护带：保护带 I：从保护带范围到集水建筑物周围至少 10m 远，在泉的上游至少 10m，要求对保护带 I 加以圈围并种植草皮；保护带 II：从保护带 I 的边界起直至相当于地下水在 50 天内运移的距离止；保护带 III：从保护带 II 的外边界起直至汇水盆地边界。保护带 III 不应受化学产品或放射性物品的污染，根据情况可把保护带 III 划分为保护带 IIIA 和保护带 IIIB。

瑞士 1985 年 4 月修改的联邦法把瑞士划分为三种地区：可对资源进行全面保护的水保护区，集水建筑物周围保护区，未来可能修建集水建筑物的保护区，本保护区内禁止可能危害地下水未来使用的一切工程。瑞士的集水建筑物保护区分为保护带 I，II，III，对于保护带 I 周围要求加以保护，对保护带 II，要保证消灭掉大部分病菌和病毒，并保证不降解物质不运移到集水建筑物中。保护带 III 是保护带 II 和相邻保护区之间的缓冲地带。

大部分欧洲国家，都采用德国的模式，并在划分较近保护带或保护带 II 时，

大多以至少 50 天内地下水的运移距离为标准，因为 50 天是消灭病毒污染的最短距离。

我国水功能区划采用二级体系，即一级区划（流域级）和二级区划（省、市级）。一级功能区划包括保护区、保留区、开发利用区和缓冲区四类。它从宏观上解决水资源开发利用和保护的问题，站在可持续发展的高度协调地区间用水关系。一级功能区划中的缓冲区是为协调省际间、矛盾突出的地区用水关系，以及在保护区与开发利用区之间为满足保护区水质而划定的水域。根据水功能区划分技术导则，缓冲区范围的大小由行政区协商划定，省际间和功能区间水质差异较大时缓冲区可长一些，反之则可短一些。一级水功能区由流域管理机构会同流域内省级人民政府水行政主管部门划分确定。

二级功能区划是在一级功能区划的基础上对开发利用区进行的细划，包括饮用水水源区、工业用水区、农业用水区、渔业用水区、景观娱乐用水区、过渡区和排污控制区七类。其中，排污控制区与过渡区的划分是二级功能区划中最复杂的，也是最敏感的环节。目前我国的水功能区划对排污控制区、过渡区还缺乏明确的界定。一般而言，排污控制区指生活、生产污废水排污口比较集中的水域；过渡区指为使水质要求有差异的相邻功能区顺利衔接而划定的水域。水功能区划技术导则对排污控制区与过渡区的范围及水质保护目标规定为：入河排污口所在排污控制区范围为该河段上游第一个排污口上游 100 m 至最末一个排污口下游 200 m；该区域内污染物浓度可以超过 V 类水标准，但排放浓度必须低于地面水排放标准，并保证通过过渡区后达到下游功能区水质的要求。

一般河流都按照其功能划分并加以保护，但对于特殊区域，在划分功能区、确定保护标准时还需考虑更多的因素。我国经济相对发达地区的湖泊、水库、感潮河网等特殊水域，由于其特殊的社会、自然特性、水动力特征和污染特征，这些水域的水质改善规划，与一般河流相比较，这些水域具有差异很大。例如：对于太湖、滇池这样的浅水湖泊而言，将整个区都作为保护区是不可行。根据风生

湖流占据主导地位，不同风况下湖泊流动形态差异极大，从而形成不同的污染分布状态和污染物迁移途径。所以在进行水域功能区划时，需要充分考虑到湖泊（尤其是湖湾）环流形态和自净能力的时空变化。再如：对于受潮汐影响的珠江三角洲河网，由于河道四通八达，受潮汐、径流共同作用河流流向不定，因而其水质改善规划的制定要比一般河流更为困难。在对水功能区范围、水功能区保护标准、污染排放区的大小、污染物的允许排放量等进行定量化时，首先需要真实掌握河网的水动力特性。只有掌握了河网的水动力特性，才能把握不同水文条件下污染物的流动去向和分布特征。例如通过一维河网数学模型（需要时还可包括二维、三维局部数学模型）手段进行计算，得到水体纳污能力。

《中国水功能区划》报告中对全国 2069 条河流、248 个湖泊水库进行了区划，区划分水功能一级区 3397 个，区划总计河长 21.4 万 km。在全国 1333 个开发利用区中，共划分水功能二级区 2813 个，河流总长 7.4 万 km。区划中确定了各水域的主导功能及功能顺序，制定了水域功能不遭破坏的水质改善目标，将水质改善和管理的目标分解到各功能区单元，从而使管理和保护更具有针对性，通过各功能区水质改善目标的实现，保障水资源的可持续利用。

2.2.3. 水质监测

水质监测是为了掌握水体质量动态，对水质参数进行测定和分析，是水质改善规划以及防御治理的基础。

早在 1957 年水利系统就规划建立了全国水化学站网，70 年代开始了水污染监测，1984 年颁发了《水质监测规范》，重新规划了全国水质站网。各流域与各省、市、自治区于 1985 年先后完成了本区的站网规划，并进行了全国汇总和审定。截止 2000 年底，开展水质监测的测站共有 2718 个，其中与水文相结合的水质监测站占各类水质测站总数的 62.3%，形成了水利系统较为健全的监测体系。作为

水质改善、规划、预测预报、调查评价、环境监督管理、环境工程等方面的基础工作，已经受到重视，并得到了很快发展。

在监测技术方面，当前监测分析手段有物理、化学和生物学的方法，对监测要求具有完整性、及时（瞬时）性、连续性和精确性。在进行水质监测时，对监测参数、采样地点、采样频数、采样时间、采样方法以及样品保管、运输、分析方法、统计方法等多方面进行规划设计。一些单位开展了监测技术的实验研究，如进行了水质监测断面设置，快速的微生物毒性测试方法，水样采集、保存和前期处理方法，分光光度法同时测定水中砷和硒，地面水污染遥感分析等。此外，生物监测技术也引起了重视，对底栖动物、菌类、藻类从采样、生物鉴定到评价方法进行了研究，还开展了对饮用水大肠菌群测定及紫露草微核测技术、藻类的急性毒性试验等。在贯彻执行《水质监测规范》中，长江水保局还编制了《底质监测技术规定》和《水生生物监测技术规定》，可适用于不同水系、不同水质特点的水质监测技术和水质分析方法的研究，受到了各大流域单位的重视。

近几年水质监测工作范围不断扩大，部分省市开展了地下水水质和降水水质监测，城市暴雨径流水质监测，承担了 272 处矿泉水的水质化验分析，开展了饮用水水源地的水质动态监视性监测，主要排污口的水质监测，水污染的沿程监测，污水团的追踪监测等等。通过编制水资源质量年报、水质简报、水质季报和整编水质年鉴等工作，为水质改善和国民经济建设提供服务。

2.2.4. 水质评价

水质评价是水资源污染治理、衡量水质改善效果的标准之一，它是根据水体的用途，按照一定的评价参数、水环境质量和评价方法，对水体质量进行定性或定量评定的过程。水环境质量预测是根据水体质量的历史资料或现状，结合未来人口和经济的发展需求，经过定性的经验分析或通过水质数学模型的计算，

探讨水环境质量的变化趋势，为控制水污染的计划和决策提供依据。

水质评价的分类：按照时间分为回顾评价、预测评价；按用途分为生活饮用水评价、渔业水质评价、工业水质评价、农田灌溉水质评价、风景和游览水质评价；按水体类别分为江河水质评价、湖泊水库水质评价、海洋水质评价、地下水水质评价；按评价参数分为单要素评价和综合评价；对同一水体又可以分别对水、水生物和底质评价。

评价的方法大体可以分为：生物评价方法、一般统计法、综合指数法、数理统计法、模糊数学综合评判法、浓度级数模式法、Hamming 贴近法。各类方法的主要优缺点及适用范围列于下表。

表 1 水质评价方法比较

名称	基本原理	适用范围	优缺点
一般统计法	以监测点的检出值与背景或饮用水标准比较，统计其检出数、检出率、超标率及其分布规律	适用于水环境条件简单、污染物物质单一的地区，使用水质初步评价	简单，但应用有局限性，不能反映总体水质状况
综合指数法	将有量纲的实测值变为无量纲的污染指数进行水质评价	适用于对某一井、某一地段或时段水体质量进行评价	便于纵向、横向对比，但不能真实反映各污染物对环境的影响大小，分级存在绝对化，不尽合理
数理统计法	在大量水质资料分析的基础上，建立各种数学模型，经数理统计的定量运算，评价水质	前提是水质资料准确，长期观测资料丰富，水质监测和分析基础工作扎实	直观明了，便于研究水化学类型成因，有可比较性，但数据的收集困难
模糊数学综合评判法	应用模糊数学理论运用隶属度刻画水质的分级界限，用隶属函数对各项指标分别进行评价，再用模糊矩阵复合运算法进行水质评价	区域现状评价和趋势评价	考虑了界限的模糊性，各指标再总体中污染程度清晰化、定量化、但可比性较差
浓度级数模式法	基于矩阵指数模式原理	连续性区域水质评价	克服了水质分级和边界数值衔接的不合理
Hamming 贴近法	应用泛函分析中 Hamming 距离概念，定量分析任意两模糊子集间的靠近程度	适用于需自定水质级别的情况，评价具有连续性，适用于区域评价	便于根据实际情况定出水质分级标准，评价结果表达信息丰富

生物评价方法主要评价水生物的种类、数量和群落结构随环境而变化。利用这种变化信息来评价水质，可以反映水体污染多因子综合效应和历史状况，生物评价方法对其他评价结果的验证有重要意义。该方法适用于评价流速缓慢而较长河流的水质。该方法难以确定水体污染物的种类和浓度，一般情况该方法还要配合化学指标为主的水质指数评价方法。

水质评价是一个复杂的综合性工作，上述评价方法都各有优缺点和局限性。一个全面的水质评价，理应反应出水体的污染程度，污染范围和污染历时，但已有的方法只能评价水体污染程度，其他两个方面反映不够。因此，水质评价的发展方向是不断完善综合评价和生物学评价法，以及在水资源开发利用中采用水质和水量统一的评价方法。

2.2.5. 水污染防治

尽管在水资源规划是要将水污染作为一个约束条件，避免走上“先污染后治理”的老路，但是在当前，我国的经济情况决定了，预防也不能彻底消灭所有污染源。人类在生活和生产过程中必然会排放出各种各样的废污水，这是只能靠妥善地处理污水。

我国严重的水污染现象形成的原因包括人口增加和经济增长的压力；工业结构不合理及粗放型的发展模式；废水处理率不高，大量废水在没有净化达标的情况下直接排放；面源污染严重，没有采取有效措施控制；更主要的是环境保护意识淡薄、环境管理措施跟不上、环境执法力度不够；排污收费等经济制约机制还不完善，未能且到对防污治污的控制。

我国的中国工程院院士、清华大学钱易教授认为，我国水污染灾害形成的主要原因，首先是经济结构的不合理。在七十年代末到八十年代中期，发展了大批的乡镇企业，效益并不高，或者说是牺牲了环境利益而获得了一些经济效益，后

果是造成了严重的水污染。目前，我们还有大量的工业企业仍然是粗放性的生产模式，工业废水处理并不理想，即便实现了达标排放，还是有大量的污染物排入了江河湖泊中，污染程度已经超过了河流湖泊自身的环境容量。随着经济的发展，工业废水的排放量还要增长，污染物也会随着增加，如果只重视末端治理，很难达到改善目前水污染状况的目的。如果我们大力推行清洁生产，实行污染物排放的源头控制，污染物排放会有较大幅度的削减，工业生产也可以做到增产不增污。控制水环境污染的关键在于严格控制污染物的排放量和减少污染源排放的废污水量，因此，提倡节约用水，进行清洁生产与污染全过程控制，大力开展污水治理，充分利用水体自净能力，是控制水污染的基本途径。

她还指出我国的水污染防治战略应当尽快实行调整。首先，应当从末端治理转向源头控制；第二，从单纯的工业点源污染治理，转向面源污染和内源污染统一的综合治理；第三，在加快城市污水处理厂建设的同时，实行废水资源化利用。

目前一些行业主要从改革生产工艺、整顿产业结构入手，最大限度地压缩单位产品的污水量和污染物排放量；实行工艺改革与无害化处理、集中治理与分散治理、人工处理与自然净化相结合，提高污水处理的设施运行率、设备利用率、污染物去除率。水污染处理的主要措施包括：

- (1) 我国水体污染的主要特征是有机物污染，故采用二级生物处理流程，尤以活性污泥处理的应用最为普遍。
- (2) 利用土地处理系统净化污水，即是利用土壤—生物系统，使污水中有机污染物和无机营养盐类得到转化和去除，达到净化污水，使污水变成水资源予以再用。这是一种低费用、低能耗、高效的污水净化方法，缺点是占地面积大，受气候、土壤和土地利用因素的影响。近二十年受到世界各国重视，特别在中小城市污水处理中是优先考虑的适用技术。我国在学习、引进和消化国外技术的基础上，根据我国的特点，试验研究了各种类型的土地处理系统的工程设计参数和运行管理条件。在污水土地处理系统的慢速

渗滤、快速渗滤和地表慢流等三大主要类型中，慢速渗滤研究和发展的历史最长，技术逐步成熟。近年来也加快了快速渗滤和地表慢流系统研究。

- (3) 利用增加水量提高水体自净能力，从而减少污水处理费用的研究已趋实用化，如利用引水、建库蓄水提高枯水期环境容量等。在进行水污染防治时，提出了引水调度措施提高水环境容量，如第二松花江、伊洛河为下游提供最小环境流量，苏州市外城河自阳澄湖补充水源，大运河干流和苏南乡镇的水污染综合防治增加河流流量，福建省漳浦县兴建南门溪引水排污工程等等。一些措施的运用和研究成果，结合了地区防洪除涝、供水、灌溉、航运，通过水量调控，提高水体自净能力，改善水环境状况。其中提高水环境容量总量控制措施是根据水体容许纳污量，通过水质数学模型计算、经济技术可行性分析、优化负荷分配、结合水质控制目标来确定。调控水量是提高水环境容量总量控制的主要措施之一。

水资源管理和保护效果与社会—经济—自然复合生态系统可持续地稳定地发展密切相关。开展水资源管理和保护体制法规的不断完善，技术方法的创新性研究，不仅有助于国家决策、主管部门和公众加深水利对国民经济发展和社会进步的保障和支撑作用的认识，而且能充分展现水资源管理的科学性、优越性，进而更自觉地按照经济发展规律合理配置水资源、优化水资源管理、科学制定水利发展规划；不仅有利于政府对整个国民经济的宏观调控，而且有利于对国民经济实施产业结构调整，进而也有利于水利自身的发展。

2.3. 水库调度改善水质及应用实例

应该认识到单纯的依靠增加河道流量是不能解决河流污染问题的，对于人为污染的河流要通过减少排污量来改善河流水质。可以利用水库调度对水资源配置的功能，蓄丰泄枯，增加枯水期水库泄放量，增加下游的枯水流量，从而显著提

高下游河道环境容量，有利于改善下游水质。特别是原有河道污染严重时，利用水库的调度增大枯水流量，河流的稀释自净能力相应增加，从而水质得到显著的改善。如在水库的正常兴利调度中，有目的地考虑改善下游水质的要求，则会收到更好的效果。突发严重的河流污染事件时，紧急增大水库下泄流量对于稀释污染水团浓度加快污染水团下行速度有重要作用。但是要考虑污染物的毒性，有毒污染物不宜稀释下冲，应该尽量截流减小污染范围争取原地治理。

2.3.1. 水库调度改善下游水质

为了改善下游水质首先要摸清控制污染河段的临界时期。这就是在调查各河段的污染源（包括污染负荷、污水量、污水排放方式以及各种污染物的排放浓度等）及分析河段的污染特性的基础上，确定控制河段污染的临界时期。松花江哈尔滨等地以 12 月至次年 3 月冰封期水质最坏；上海黄浦江有机污染引起水质发黑、发臭多在 5~9 月，而受咸潮倒灌影响，自来水的水质问题多发生在 1~4 月。明确了控制污染的临界期，就可以给水库调度运用提出要求，研究能否改变供水方式以适应改善下游水质的要求。在发电方面，可以在充分发挥容量作用的前提下适当调整运行方式，增加临界期的出力，使泄水量增多，而在临界期以外的枯水调节期则适当减少出力，维护整个枯水调节期的总泄水量不变。

以前吉林丰满水库下游的松花江污染较严重，三岔河以上累计污水流量约为 $35\text{m}^3/\text{s}$ ，在正常枯水年份，水库发电流量达 $350\text{m}^3/\text{s}$ ，基本上可以适应稀释污水的要求，但如遇调度不善或其他原因，使这段时间发电出力过小，则对防治河流污染十分不利。从改善下游水质出发，还可考虑适当调整整个枯水期的运行方式，使丰满电站 12 月至次年 3 月的平均出力适当加大，而枯水期以外其他月份的出力适当减少（以容量可以平衡为前提）。这样，在控制污染临界期内，丰满水库可以下泄更大的流量，从而对改善下游水质十分有利。

2005年11月受吉林石化公司双苯厂车间爆炸事故影响，松花江发生重大水质污染事故，水利部门紧急行动，采取各项应对措施，竭力减少松花江水体污染对沿江城乡供水的影响。措施之一就是加大上游水库下泄流量，加快污染水团下行速度，稀释受污染水体。11月23日，第二松花江丰满水库下泄流量由 $300\text{ m}^3/\text{s}$ 加大到 $600\text{ m}^3/\text{s}$ ，24日又加大到 $1000\text{ m}^3/\text{s}$ ；11月22日，在建的嫩江尼尔基水库下泄流量由 $20\text{ m}^3/\text{s}$ 加大到 $120\text{ m}^3/\text{s}$ 。由于松花江干流处于枯水和封冻期，江水污染浓度大，下行速度慢，丰满和尼尔基水库下泄流量的加大，对稀释污染水团浓度、加快污染水团下行流速和延缓江水冻结起到了至关重要的作用。

目前，汉江下游枯水期2月份前后频繁爆发水华，随着丹江口水库大坝加高，调蓄能力增强，以及引江济汉联合调度，可增加汉江下游2月份前后的河道流量，从而有效缓解汉江下游水体富营养化现象，控制蓝藻“水华”的爆发。

四川沱江干流总长达600多km，经成都、资阳、内江、泸州后注入长江，流域面积约 2.7万 km^2 。两岸人口密集、工业企业众多。由于缺乏有效环境管理，沱江接连出现了两次严重污染事件。2004年2月下旬，由于川化集团公司第二化肥厂的技改设备事故，3月2日沱江上游突发水污染事件，四川简阳、资中、内江等沿江两岸群众的饮水及正常生活、生产受到了严重影响。各级水文部门充分发挥水文站点作用，加密测点，密切监测水质情况，为沿江城市饮水的取水工作提供决策依据。四川省水利厅科学调水、配水，错峰用水，在尽力确保成都市生活、工业生产用水的前提下，联合调度都江堰、三岔水库的清洁水源，通过都江堰和三岔水库分别调水 5000万 m^3 和 500万 m^3 为沱江冲污，调水流量甚至大于沱江上游来水。经过连续23天的跨流域调水冲污，沱江内江段水质于3月27日得到恢复。但在调水冲污过程中，由于对沱江干流的石桥、沱江、南津驿等梯级水电站缺乏统一调度与管理，污水团下泄缓慢，调水冲污效果并不理想。这一事件充分暴露了电调与水调的矛盾，暴露了企业在处理经济利益与生态保护中的局限性，

也暴露出管理制度的薄弱。由于沱江上游的东方红纸业有限公司偷排超标废水，2004年5月3日沱江资中江段再次发生水污染事故，造成死鱼12万多斤，直接经济损失近90万元。

2.3.2. 考虑下游水质的水库调度

沁河是黄河三门峡~花园口区间两大支流之一，发源于山西省长治市沁源县霍山南麓的二郎神沟，由北向南流经山西省的沁源、安泽、晋城、阳城和河南省的沁阳、武陟等县（市），于武陟县南贾村汇入黄河。干流全长485km，平均比降3.8‰，流域面积13532km²。沁河流域属大陆性气候，年平均气温10~14.4℃，无霜期173~220天。沁河河川水资源主要为大气降水补给，多年平均降水量617mm。

河道按照自然特点分为四段：河源至孔家坡，河道长96km，落差940m，平均比降13.62‰，河床多砾岩，河床顺直，植被好，水土流失轻微；孔家坡至润城，河道长235km，落差531m，平均坡降2.26‰，上段谷深流曲，下段穿行润城盆地，两岸陡峻，植被较差，有水土流失现象；润城至五龙口，河道长92km，落差328m，平均比降3.57‰，河道斩切太行山，穿行于宽约200~300m的峡谷间，岸壁陡立，水流湍急，河段内石灰岩地区溶洞水发育，该段宜建高坝，规划中的河口村水库即位于此段的末端，在五龙口之上的9.5km处；五龙口至沁河口，河段长90km，落差45m，平均比降0.5‰，本河段流经冲积平原，丹河口以下已经成为地上河，高出两岸地面2~4m，最大的达7m，为防洪重要河段[エラー! ブックマークが定義されていません。]。

沁河可以作为北方干旱地区河流的代表，根据现有的生态环境问题设计水库生态流量过程线，设计多个生态调度方案供选择。

根据2000年资料统计，沁河流域共有中型水库五座，其中山西省四座，分别是任庄水库、申庄水库、上郊水库、董封水库，河南省一座，是青天河水库。其

中任庄水库、申庄水库、上郊水库、青天河水库位于沁河的支流丹河上，董封水库位于沁河的支流南大河上。总库容为 1.53 亿 m^3 ，其中兴利库容 0.52 亿 m^3 ，已淤积库容 0.41 亿 m^3 ，有效灌溉面积 16.4 万亩，实灌面积 13.2 万亩。流域内现有小型水库 103 座，其中 100 座分布在以土石山为主的山西境内，对山西的水土保持和蓄水灌溉起到了积极的作用。小型水库总库容 1.01 亿 m^3 ，兴利库容 0.58 亿 m^3 ，有效灌溉面积 4.85 万亩。

规划中的济源河口村水库，位于五龙口水文站以上 9.5km 处，即沁河最后峡谷段出口以上约 9 km 处，河口村水库控制流域面积 9223 km^2 ，占沁河流域面积的 68.2%。水库的开发任务是以防洪为主，结合供水、生态保护，兼顾发电。河口村属大（2）型水库工程，坝高 117m，总库容 3.3 亿 m^3 ，兴利库容 1.24 亿 m^3 ，水库结合灌溉放水进行发电，装机容量 3.5 万 kW，多年平均发电量 1.0 亿 kW·h。

沁河出五龙口后进入沁黄冲积平原，长 90km 的河道，靠堤防束水，成为地上河，历史上决口频繁，洪水危害很大。下游河道防洪安危，直接影响到豫北平原的工农业生产和京广、焦枝铁路交通运输。下游地区历史上就引沁灌溉，近年来农业迅速发展，而沁河天然来水丰枯悬殊，远不能满足灌溉和供水需要，用水矛盾十分突出。河口村水库修建后，可将沁河下游小董站洪峰流量由 8740 m^3/s 削减到 4000 m^3/s ，防洪标准由 20 年一遇提高到 200 年一遇，基本解除沁河下游的洪水威胁，并对黄河下游防洪具有一定的作用。

由于沁河干流缺乏骨干性调蓄工程，以沁河干流为水源的灌区，引水保证程度低，导致灌区面积不断萎缩，上下游灌区争水矛盾尖锐。河口村水库修建后，广利和沁北灌区可从水库直接引水，一定程度上满足灌溉用水要求。

沁河下游两岸小型企业较多，废污水多未经处理直接排入河道，加上上游来水较少，稀释水量不足，导致河流水质不断恶化；下游灌区近年来引水量不断增加，河道断流情况也日益严重。河口村水库修建后，将对下游生态环境保护起到积极作用。

根据沁河的特点初步确定以河口村水库为调度对象，以五龙口站为控制性测站，五龙口以下河段为研究对象设计生态流量过程线。

五龙口站集水面积 9245km²，有 1956 年 7 月至 2000 年 6 月的实测资料系列，属黄委水文局。根据《沁河水资源利用规划报告》的结果，五龙口站 1986.7~2000.6 年系列的实测径流量 7.00 亿 m³，比 1956.7~1986.6 年系列减少 6.24 亿 m³，减少幅度为 47%，如下表所示。沁河五龙口站 2000 年的天然径流量为 4.38 亿 m³，比 1956.7~2000.6 年系列均值偏少了 7.22 亿 m³，其天然径流量的来水频率相当于 95.6%，属特枯水年。

五龙口以上 1986.7~2000.6 年系列多年平均降水量为 539mm，比 1956.7~1986.6 年系列 636 mm 减小 97mm，减小幅度约 15%。最近十多年处于枯水年份，所以计算中采用 1986~1998 年系列比较合适。

表 2 五龙口站不同系列的流量比较

	单位	1956.7-1986.6	1986.7-2000.6	减少量	减少百分比	1956.7-2000.6
实测径流量	亿方	13.24	7.00	6.24	47%	11.25
实测流量	方/秒	41.98	22.20	19.79	47%	35.69
天然径流量	亿方	13.47	7.60	5.87	44%	11.60
天然流量	方/秒	42.71	24.10	18.61	44%	36.78

沁河的年径流量为 6.62 亿立方米，水质优良，达到地表水三类标准。虽然沁河全程未遭受污染，但沁河小董断面现状年断流天数达到 228 天左右，水质为超 V 类，工业发达区的润城段面污染已是不争的事实。

过去沁河的中上游一直植被覆盖好，水蚀模数小，清流不绝。现在却由于沿岸坡地开发，水土流失严重，河水日见浑浊。

沁河的状况不像山西境内的其它河流那样差是由于周边欠开发的缘故。现在晋城的国民生产总值沁河流域只占百分之三十，而丹河流域却占到百分之七十，同两河拥有的水资源比例正好颠倒。如果说丹河流域已经进入了工业文明时代，那沁河流域大体上还在农业文明时期。沁河过去造就了当地的农业文明，农业文

明现在却充当着沁河的保护神。

沁河现在的流量同过去相比已经大幅度缩减，由于人为引水将减少。沁河早已不堪重负，而沁河上游的临汾市又在安泽县兴建油坊沟引水工程，一旦竣工就会从沁河引走五立方米的流量。阳城电厂发电要用掉北留延河泉的全部泉水，无疑使沁河失去了一个重要的补充来源。张峰水库的上马，虽然会增加对沁河的调节能力，但也为利用沁河的水资源提供了更大的方便。

煤炭化肥企业的违法排污已经污染着沁河，耗水量大的化肥生产基地建设加剧了缺水和污染。随着晋城经济重心的西移，沁河污染可能加剧。随着丹河流域三号煤层的枯竭，晋城市的煤炭开采业正在大举向西迁移，晋煤集团和市县两级煤炭系统已经陆续在沁河沿岸投资兴建了一批大煤矿。这些煤矿一旦建成投产，不但会造成地下水泄漏，而且要牵引相关产业的大发展，并带动一批为煤炭工业服务的小城镇崛起，如果环境保护和污染治理不能同步跟进，沁河的污染范围和污染程度就只会加剧。

根据《沁河水资源利用规划报告》中“水资源开发利用现状评价”的结果，沁河的主要生态环境问题涉及到以下三方面。

(1) 干流缺乏控制性工程，地表水开发利用程度较低，地下水超采严重

沁河流域目前尚无一座骨干性调蓄工程，使地表水的开发利用受到限制，流域地表水的开发利用程度较低，现状水资源开发利用程度仅 40% 左右。为适应社会经济快速发展及水需求的不断增长，各部门各行业不得不大量开采地下水，致使区域地下水超采严重。

(2) 局部河段水质污染严重

沁河由于局部地区煤矿矿坑排水以及煤化工企业污水排放，导致部分河段自净能力下降（主要是阳城以下河段），环境容量减小，但干流主要断面的水质良好，如五龙口断面的水质可以达到Ⅲ类水质标准。沁河下游流域内的沁阳、温县和武陟等县的小型企业废污水未经任何处理，直接排入沁河支流老蟒河，加之干流来水

较少，稀释水量不足，致使小董以下水质不断恶化。

（3）沁河断流情况严重

据对 1951~1997 年 47 年实测逐日流量资料统计，沁河下游断流（以小董站为例，下同）始于 1951 年，47 年中有 45 年发生断流，几乎年年发生断流，其中断流天数最多的年份为 1991 年，共断流 319 天，连续断流时间最长达 240 天（1979 年 10 月~1980 年 7 月），从断流的年际变化看，五十年代年均断流 26 天，六十年代为 68 天，七十年代为 167 天，八十年代为 157 天，九十年代（1990~1997 年）为 228 天，可见九十年代断流有加剧的趋势。造成断流的原因一是九十年代以来处于一个连续的枯水期；二是从沁河出山口水量分析，下游河南省灌区的引水是造成小董断流的主要影响因素，如引沁济蟒、广利、丹东等灌区的大量引水，其退水退入蟒河和卫河等河流，是造成沁河小董断流的主要原因。此外沁河最大支流—丹河的断流问题也相当严重，目前丹河除汛期有少量几场洪水进入河南外，其它时段均已无出境水量，丹河山路平以下更是处于常年断流的状态。

综上所述，规划中的河口村水库在实现防洪、供水这两大功能的同时需要解决的生态环境问题包括防止河道断流、改善河流水质、适量回补地下水。此外，假设为了发展旅游业需要维持五龙口站的河道景观，保护武陟站下游的河岸湿地。

以河口村水库为调度对象，以河口村水库以下河段为研究对象，以五龙口水文站为控制性测站。

生态环境目标为保证河道不断流维持一定的河道基流，在五龙口断面水质为Ⅲ类的基础上保证武陟（小董）断面水质达到地表水Ⅲ类标准，假设五龙口站需要维持河道景观，武陟站需要保护一块河岸湿地。

沁河中下游地区岩溶地貌的各个发育阶段，能够影响到壤中流、潜水与深层地下水的水分运动，河床渗漏以及河床附近的岩溶发育也使得岩溶水与地表水有着紧密的联系。在干旱或地下水超采的地区如果保证一定量的河道基流则河流可以自然补给一定量的地下水，所以不再单独考虑补给地下水的流量要求。

为了实现确定的三个生态环境目标，下面分别设计维持河道基流、实现水质目标和保证输沙用水的流量过程要求。

(1) 五龙口断面基流

根据现有的五龙口站 1986~1998 年逐日平均流量资料计算逐月平均流量，以这 13 年各月次最小平均流量为各月河道基流量。

表 3 五龙口站逐月基流过程线 单位：方/秒

月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
河道基流	2.29	3.70	5.03	2.11	1.24	1.27	3.43	2.58	4.39	6.22	6.38	4.54
均值	6.40	7.17	9.88	10.08	8.42	8.75	26.05	62.57	22.05	13.20	15.40	8.81
基流/均值	0.36	0.52	0.51	0.21	0.15	0.14	0.13	0.04	0.20	0.47	0.41	0.52

(2) 保证武陟基流

武陟站流量变幅大，断流频繁。武陟站最大 1982 年 8 月 2 日出现过洪峰流量 4130m³/s，其次是 1954 年 8 月 4 日的 3050 m³/s 和 1956 年 7 月 31 日的 2130 m³/s。最小的是多年不同月份都出现过干河，特别是 1950 年 7 月 1 日、1952 年 8 月 1 日、1952 年 9 月 1 日、1965 年 10 月 1 日，大汛期也出现干河。1997 年断流 282 天。1997~1998 年连续断流 340 天^[エラー! ブックマークが定義されていません。]。

为了保证武陟断面不断流，根据现有的武陟站 1986~1998 年（缺 1988 年）逐日平均流量资料计算逐月平均流量。考虑到由于河道断流使得月平均流量中有 0 值，以这 12 年各月非 0 次最小平均流量为各月河道基流量。计算结果如下所示。

表 4 武陟站逐月基流过程线 单位：方/秒

月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
基流	0.36	0.09	0.23	0.12	0.61	0.71	0.33	7.38	4.50	2.46	6.47	1.40
均值	1.03	1.08	2.63	5.67	4.73	4.93	16.64	51.52	18.18	6.64	10.56	3.94
基流/均值	0.35	0.09	0.09	0.02	0.13	0.14	0.02	0.14	0.25	0.37	0.61	0.36

由于生态流量过程线的设计是以五龙口站为控制性测站，需要由武陟站的逐月基流过程线根据径流关系计算得到五龙口站的流量过程要求。为了简化计算采用 1986~1998 年（缺 1988 年）系列五龙口站和武陟站的逐月流量资料拟合流量

相关关系。鉴于武陟站有河道断流且基流过程线的流量值都较小，所以选取武陟站非 0 且小于 8 的流量值和对应五龙口站流量拟合流量关系。

表 5 武陟站逐月基流过程线对五龙口站的流量要求 单位：方/秒

月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
武陟站基流	0.36	0.09	0.23	0.12	0.61	0.71	0.33	7.38	4.50	2.46	6.47	1.40
五龙口流量	6.28	6.00	6.14	6.02	6.54	6.64	6.25	13.61	10.61	8.48	12.66	7.36

(3) 实现水质目标

根据《沁河水资源利用规划报告》生态环境需水量预测的结果，沁河流域山西省河段水质整体良好，2000 年水质监测各项指标评价结果显示，五龙口断面水质为 Ⅱ类，该断面综合污染指数为 0.15，水质较清洁，因此五龙口以上 2010 年水平各区废污水要求达标排放。随着污水处理率的提高，各河段水质及水环境将得到明显改善。五龙口以下由于沁河沿途接纳了部分工业企业废污水，加上河道径流减少稀释用水不足，导致下游河段水质恶化。因此，沁河流域环境需水预测主要集中在五龙口以下河段。由于沁河下游干流为地上河，除大堤以内污水排入沁河外，大堤以外的污水均排入老蟒河，不影响武陟（小董）断面以上的水质，但老蟒河的污水问题也应加大力度处理，严格控制排放。根据河南省焦作市环保局统计资料，2000 年五龙口以下可以影响武陟断面水质的废污水排放量达到 777 万 t，主要来自造纸厂和化工厂。2010 年工业废污水量预测，采用万元产值排污系数法计算出 2010 年工业废污水排放量 1485 万 t。

为防止河流水质污染的加剧，提高水环境质量，改善沁河流域生态环境状况，应采取措施对废污水进行治理，通过更新技术和生产设备来减少工业废水的排放量、修建污水处理厂对污水集中治理、严格控制新污染源的产生等，使 2010 年五龙口以下入河污水总量控制在 600 万 t 以内。通过分析，为使武陟断面水质达到地表水 Ⅱ类标准，需要非汛期基流量为 $3\text{m}^3/\text{s}$ ，以维持河道不断流和稀释污水。据此，

2010年武陟断面径污比达到 15:1，可以满足下游河道维持良好水环境的要求。

根据五龙口站~武陟站月平均流量相关关系，并考虑一定的沿途用水，相应于武陟断面需要维持 $3 \text{ m}^3/\text{s}$ 的生态基流，五龙口断面需要维持 $9.04 \text{ m}^3/\text{s}$ 的基流。

3. 水权结构权利与义务耦合分析模型

3.1. 水权结构中的权利与义务

水权是一种客观存在的权利义务关系，只要在有水的治理、开发和利用行为，就存在水权问题。广义水权指所有涉水事务的相关活动的决策权，反映各种决策实体在涉水事务中的权利义务关系，狭义水权指水资源产权，是与水资源用益（分配利用）中相互的权利义务关系。

在广义水权中涉及有关水质的权利和义务关系，相关事务如水质调查评价监控，水污染防治，污水管理以及水污染危机应急机制等。

在狭义水权体系中，作为产权客体的财产权利需要同时满足有用性、可控性和稀缺性三个条件。其中有用性必然包括水质的要求，如果水质恶化到无法使用的程度，则无法满足水权的基本要求；而随着社会经济发展和技术进步，可以控制和利用的水资源的范围越来越大，通过水质改善增加可利用水资源。由于水污染造成水质性缺水，会造成水资源的稀缺性增强，造成水资源价值增大，水权的要求提高。

从水权权利束来看，水权权利束主要有配置权、提取权和使用权三项权能，这种配置权不仅包括水资源量的配置，而且包括水质的配置，例如流域水污染总量的控制和分配，通过排水区域调整改善流域或区域总体水质。水权的提取权是指用水主体对水资源提取和使用的权利，但同时也包括了避免恶化水质影响他人或生态环境的义务。

从水权质量来看，水质是水权质量的重要特征，随着工农业生产的发展以及生产环境保护措施的不同，水质在年内、年际有很大的变化。随着水权体系的加强，水权体系的水质标准将越来越明确。

由于水资源的可再生性，水资源的水质情况不是一成不变的，而是随时变化

着的，与之相应的水权也会随着水质的变化而变化。其中最明显的莫过于水质改善后的水权变化，例如污水处理的水权。如果水质改善前后的水权变化不统一和明确，则会造成水质改善政策的冲突。

中国水权制度建设的主要内容中包含了对水质的要求。水资源所有权制度建设强调了国家对水资源量和制进行统一管理和对水资源的经济、环境和生态价值进行评估的制度，明确规定了国家对水资源具有水量和水质两方面的配置权。水资源使用权制度建设中，明确了确定分配水资源额度和水环境容量额度两个方面的内容，进行附带权限和义务的初始分配。以及完善取水许可管理制度，对谁的使用目的、水质等方面进行监管。

污水处理后水权变化的规定，可以参考加州水法的规定规定“一个致力于回收处理那些由于渗漏流失掉的本地水或者回收本地废水的人，可以被授予开发水或者处理水的使用权，只要其结果不会损害已有的合法用户的权利”。而污水水权的界定、分配和交易以及水质改善后水权增大的问题是目前水权制度建设比较薄弱的环节，需要进行分析研究。

目前我国大部分地区实行污水处理收费政策，并未规定污水处理后的水权问题，不过在霍林河地区已经开始通过“谁治理、谁使用”的原则分配污水处理后的水权。

3.2. 模型结构

由于水资源具有数量和质量两方面的特性，水权也具有权利和义务两方面的内容，因此在水权结构的分析中一定要突出权利和义务的耦合。主要应该包括不同用水主体权利与义务的循环分析、权利的初始优化配置和权利和义务流转，模型结构见下图。

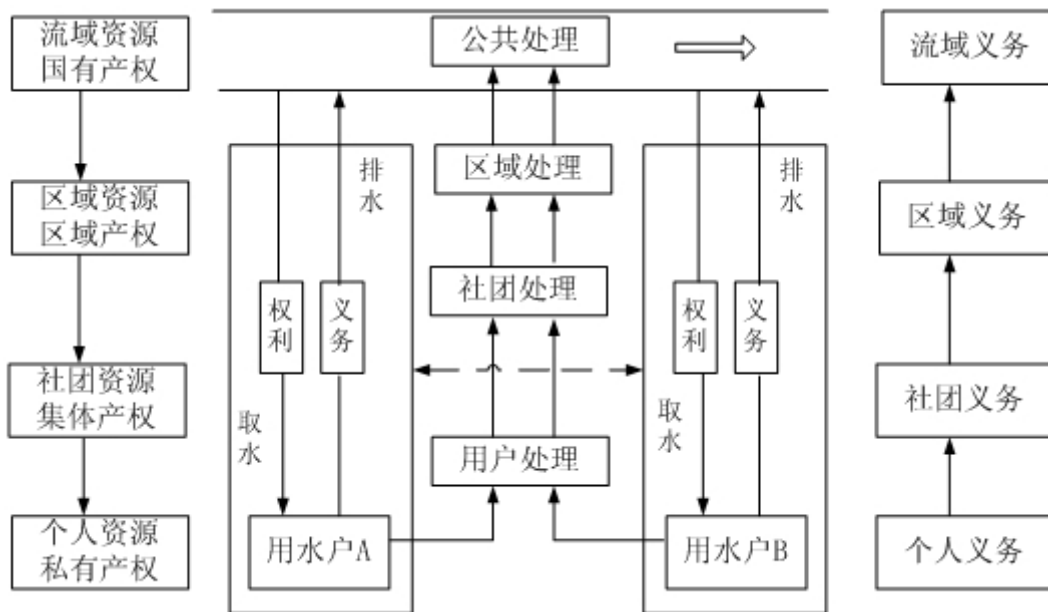


图 2 水权结构权利和义务分析框架

3.2.1. 权利与义务循环分析

由于我国处于一种公共水权体制之下，水资源产权通过自上而下的科层结构通过不同的赋权体系逐层分配到各级用水主体中，其中水资源的属性也由国有的流域资源转换为区域（地方行政主体）所有区域资源，继续向下转换为用水集体所有的社团资源，最后成为个人所有的资源。这其中，水权在不同的主体之间进行流转。各级用水主体在拥有权利的同时也必须履行自己的义务，主要是减少排污保障水质的义务。而义务则是通过自下而上的科层结构通过不同的体系逐层向上一级用水主体履行，具体表现就是，下一级用水主体向上一级用水主体履行规定的水质义务。这样，权利和义务就在不同等级的用水主体之间实现了循环。其中，权利的循环主要表现在水权的分配，而义务的循环体系在治污费用的分担机制和各级排污量的控制。

而同一等级的用水主体之间也存在权利和义务的循环，从图中可以看出，用水户 A 和 B 同时具有取水的权利，也同时具有不污染公共水源的义务。但是由于用水户 A 位于用户 B 的上游，因此用户 B 的权利受到用户 A 的义务完成情况的影

响。如果用户 A 在行使自己取水权利的同时能够完成自己保障水质、水量的义务，那么用户 B 的取水权利将不受到用户 A 的影响；反之，如果用户 A 不能完成保障水质、水量的义务，那么用户 B 的权利将受到影响，在这种情况下就会产生冲突。这样的情况广泛存在于上下游用水主体之间，比如黄河不同省份之间的用水纠纷。

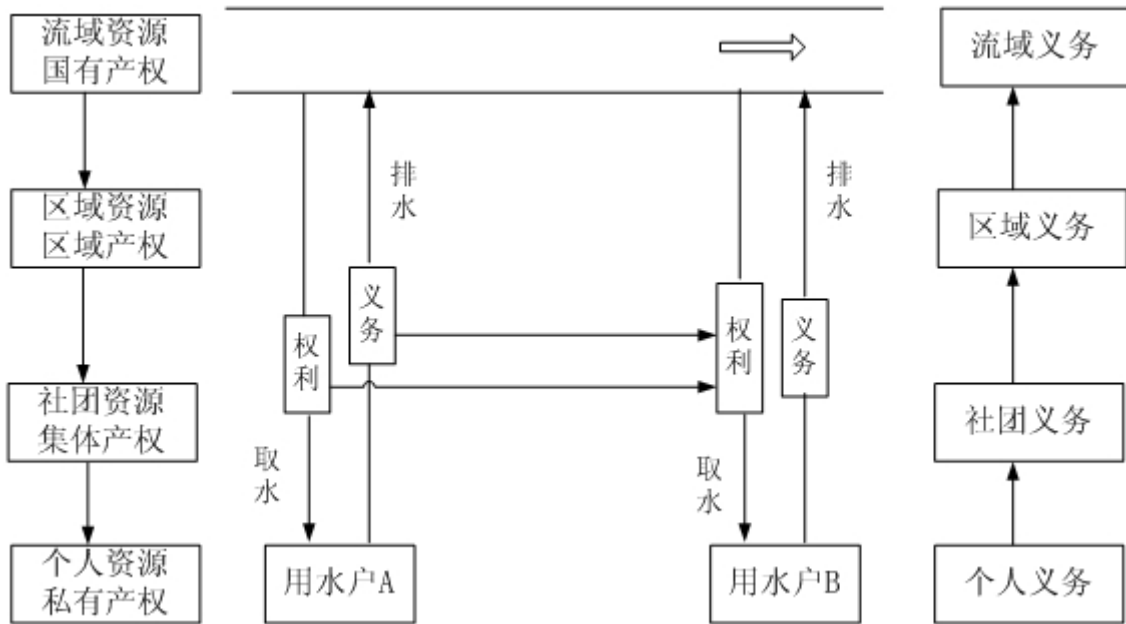


图 3 不同用水主体之间权利和义务的循环

就水质改善的成本承担来说，应该注意权利和义务的联合分析，也就是我们常说的“谁污染，谁治理”。

3.2.2. 权利和义务的优化配置

在我国公共水权体系下，中央政府和各级地方政府分别是不同层次权利和义务循环的最上级主体，而最上级主体拥有在最大化收益的要求下，对下级主体的权利和义务进行配置的权利，具体来说水资源配置和排污量的分配可以说分别是权利和义务的配置，而这种对权利和义务的配置需要在一定程度上满足最优化的目标，但是由于目标的多样性，这种优化配置具有多目标的特性。

优化目标：

$$\max \text{ or } \min \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n Goal1(i, j)$$

$$\max \text{ or } \min \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n Goal2(i, j)$$

...

$$\max \text{ or } \min \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n Goaln(i, j)$$

其中， $Goal1 \sim Goaln$ 是不同的优化配置目标，主要包括不同用途的收益、环境目标和社会发展目标等，而 i 和 j 分别代表不同层次的用水主体。

在优化配置的时候，必须满足一定的约束条件，主要约束条件如下：

(1) 水量平衡约束

水库节点水量平衡约束：

$$REWS_{last} + WR_{up} + RWT_{up} = \sum WW + REWE + REWL + WR_{down} \pm REWD + REWS_{end}$$

其中：

$REWS_{last}$ 为水库上一年末存蓄的水量；

WR_{up} 为水库上游河道年度来水量；

RWT_{up} 为水库上游支流汇入库区的水量；

WW 为水库年度总取水量；

$REWE$ 为库区蒸发量；

$REWL$ 为库区渗漏量；

WR_{down} 为水库年度下泻水量；

$REWD$ 为水库跨流域输引水量，输出为正，引进为负；

$REWS_{end}$ 为水库年末存蓄水量。

区域水量平衡约束见，有：

$$WS_{up} + RWT \pm RWD + WS_{out} = WS_{in} + RWL + RWE + WS_{down}$$

$$\text{或：} WS_{up} + RWT \pm RWD + \sum DRW = \sum WW + RWL + RWE + WS_{down}$$

水文控制断面水量平衡约束见式 (4-15)，有：

$$WS_{down} = WS_{up} + RWT \pm RWD + WS_{out} - WS_{in} - RWL - RWE$$

(2) 公平约束：

人均最低生活用水保证约束：

$$\sum_l WW_{dom,l} \geq \sum_{urban} 365 \cdot \mu \cdot MINDW \cdot POP_l + \sum_{rural} 365 \cdot \mu \cdot MINDW \cdot POP_l$$

其中：

WW_{dom} 为生活需水量；

μ 为生活用水保证率，一般取 0.98；

$MINDW$ 为区域人均最低日均需水量；

POP_l 为区域人口（包括城镇人口或农村人口）。

人均最低粮食保证约束：

$$\sum_l WW_{agr,l} \geq \xi \cdot \varphi \cdot POP_l \cdot MINDF \cdot CFW$$

其中：

WW_{arg} 为农业需水量；

ξ 为农业供水保证率，一般取 0.80；

φ 为区域粮食市场保有率，为区域人均粮食产量与人均最低年度粮食消耗量的比值；

$MINDF$ 为区域人均最低年度粮食消耗量；

CFW 为每公斤粮食综合用水定额；

区域最低发展约束：

$$\sum_l WW_{ind,l} \geq \lambda \cdot MEANW_{ind}$$

其中：

WW_{ind} 为工业需水量；

λ 为工业用水保证率，一般取 0.90；

$MEANW_{ind}$ 为区域多年平均工业用水量；

(3) 生态环境用水约束：

河道内生态环境用水约束主要包括：

河道生态基流约束：指为维护河道生态环境平衡，使水体具有一定的自净能力和接纳污染物的容量，非汛期河道需保持必要的基本流量。具体表现为区界水文控制断面年径流量必须大于某一阈值。亦即：

$$WS_{down} \geq WEBF$$

$WEBF$ 为生态基流。

最小河道输沙约束：

$$WS_{down} \geq MINWST$$

$MINWST$ 为最小河道输沙水量。

河口最低流量约束：

为预防河口地区湿地生态退化和濒海水域生态、生物资源衰竭，需要保持一定的入海流量。

$$WS_{down} \geq MINWF_{estuary} \quad (4-43)$$

其中：

$MINWF_{estuary}$ 为河口最低流量阈值；

WS_{down} 专指濒海水文站过水量。

河道内生态环境需水约束最终取上述三种约束的外包线作为河道内综合生态环境用水约束。

河道外生态环境用水约束：

主要包括水土保持用水及绿洲、湿地以及其他生态用水：

$$WW_{eco} \geq MINWW_{wsc} + MINWW_{o\&m} \quad (4-44)$$

其中：

$MINWW_{wsc}$ 为区域最低水土保持用水阈值；

$MINWW_{o\&m}$ 为绿洲、湿地以及其他生态用水阈值。

此外，根据具体情况还有其他不同的约束。

3.2.3. 权利和义务的流转

在同一等级内，由于不同用水主体的发展水平和需求不同，不同用水主体所拥有的权利和义务并不一定与其需求匹配，在这种情况下，就会产生不同用水主体之间权利和义务的流转，具体表现为水权和排污权的交易。

从水资源的效率角度，假定两个用水主体分别 A 和 U，总水量 T，用水量分别是 Q，T-Q。A 用水量是 Q，效益是 $F_1(Q)$ ；U 用水量是 T-Q，效益是 $F_2(T-Q)$ 。

水资源配置目标函数：

$$\max F = F_1(Q) + F_2(T - Q)$$

最优化条件，一阶倒数为 0

$$\frac{dF}{dQ} = \frac{dF_1(Q)}{dQ} + \frac{dF_2(T-Q)}{dQ} = F_1'(Q) - F_2'(T-Q) = 0$$

最优配置时： $F_1'(Q^*) = F_2'(T - Q^*)$

而目前水资源的配置并不在最优配置点上，因此会产生权利的流转。

如果仅从承担义务的成本角度分析也可以得到类似的结论，但是在权利的流转过程中，如果不进行一定程度的约束，就会造成只有权利的流转，而忽略了相应的义务，那样就会损害第三方的利益，因此，水质义务应该是水权交易中一个值得注意的方面，应该把权利和义务进行“捆绑”流转，见下图。

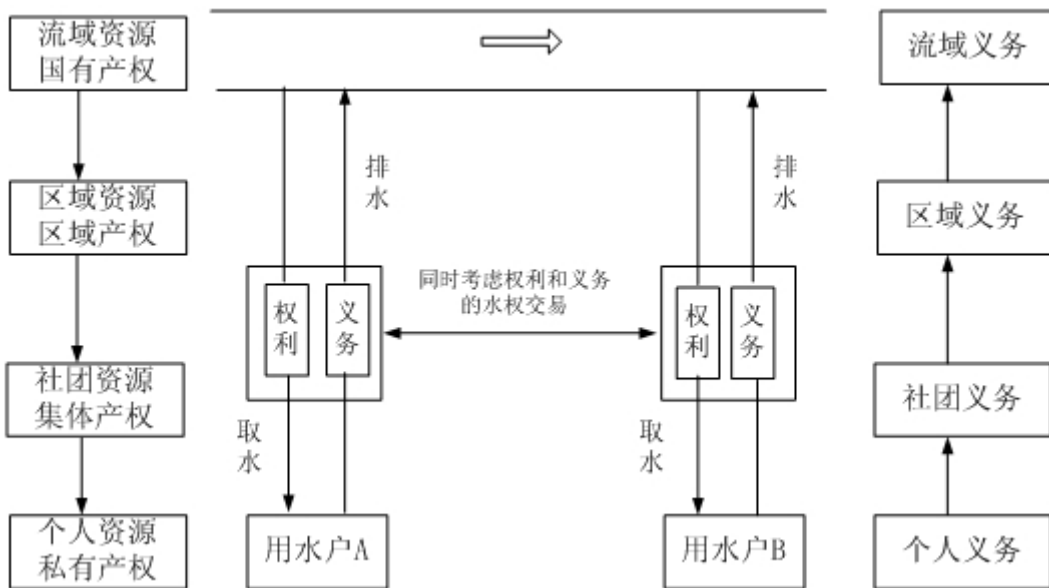


图 4 同时考虑权利和义务的流转

4. 模型应用：上下游水资源冲突分析

近年来随着经济的快速发展，相对滞后的某水库上游地区政策决策中，发展经济是上游的必然要求。在上游的经济发展目标驱动下，造成了下游的水量和水质目标之间的冲突，该水库 20 世纪 90 年代来水 215 亿 m^3 ，只有 50 年代的 1/5。据测定，某水库水质常年处于Ⅲ类标准，某水库正面临着水体污染和水资源短缺的双重危机，于 1997 年被迫退出饮用水水源地的功能，目前仅能用于工业和城市河湖景观补水。其冲突表现为跨边界水量短缺和跨边界水质污染以及流域生态环境恶化并存的危机，代表了我国跨边界水资源冲突的典型症状。

流域内水资源匮乏是造成区域间水资源冲突的自然原因，而水资源利用和管理上的人为原因加剧了这种矛盾，主要表现在上游经济发展挤占了生态环境需水；以流域机构为主体的流域统一管理机制未发挥其应有的功能；缺乏断面水量、水质标准和水质改善双向补偿机制；各行政区之间缺乏必要的沟通与协调等。

某水库跨边界区域水质改善政策冲突建模。

冲突局中人

水库跨边界水资源冲突中，上游地区要发展经济，忽视水环境保护，而下游地区水资源短缺，水污染严重。由于缺乏明确的水资源产权，无法明确地区的用水权利与保护职责，以及上下游的收入差距的原因，“污染者付费”原则并不能有效的实施，上游在没有实质性补偿的前提下不愿意进行污染物削减；下游则倾向于“污染者付费”，要求上游单独承担污染治理费用；在没有外部协调的情况下，上下游之间进行非合作博弈，博弈的结局是造成现状的跨边界水量、水质冲突。

跨边界污染也涉及中央政府的利益，促进全流域经济净效益最大，改善流域生态环境建设，维护社会公平与稳定是中央政府的重要职责。因此选择中央政府作为冲突协调者，采取措施促进上下游之间的合作，使联合治污成为可能。

冲突局势中的局中人有：上游、下游和中央政府。

局中人可选策略

下游地区存在两种可选策略：依据“谁受益，谁补偿”原则，负担部分费用：通过强化上下游的经济协作力度，提供必要的资金、技术援助来帮助上游进行产业结构调整和实施清洁生产工艺；

依据“污染者付费”原则：要求上游单独治理污染，恢复某水库饮用水源地功能。

对于上游有关地区有三种可选策略：保持现状，以现有的经济增长方式和现有的污染治理力度，延续经济发展；

部分削减：加大污染治理力度，由于产业结构调整牵涉范围大，影响面广，费用不确定以及带来经济效益的滞后性，倾向于污染的末端治理，即建设污水处理厂和进行分散污染源治理；

完全削减：通过末端治理、产业结构调整、清洁生产和节水工程等工程和非工程措施完全削减污染物。

中央政府作为协调者的角度具有两种可选策略：

激励政策：鼓励上下游之间的合作，建立水源保护与建设基金，如果上游在水资源利用时考虑下游的生态环境，则对上游提供环境有利的经济发展和污染治理项目、技术和相关的优惠政策支持；

控制政策：在省（自治区）际和重要河段设置控制断面，制定断面水量、水质标准，实施断面水量与水质总量控制制度，并建立有利于实施断面总量控制的法律、制度、机构和监控的外部环境，完善流域管理的职能。

通过博弈分析，可知，最后的博弈均衡应该是，在中央政府的引导下，上游地区约束用水行为，通过各种措施进行水质改善，而下游为上游的发展提供一定的资金支持。

5. 模型应用：水质约束下的水权交易

5.1. 工业用水向城市用水转移的权利义务分析

经济总量是对区域经济发展进行宏观控制的有效目标，其中总产出量与区域资源总量密切相关，因而水资源短缺会影响区域经济增长。生产是通过劳动使资源成为产品或提供服务的过程，可以用生产函数式

$$Y = F(K, L, R, W)$$

其中 Y 最大产出量， K 资本投入， L 劳动投入， x_i 资源投入量， W 水资源投入量， R 除水资源以为其他资源投入量

$$Y = AK^\alpha L^\beta R^\gamma W^\eta$$

对上式作全微分

$$\frac{dY}{Y} = \alpha \frac{dK}{K} + \beta \frac{dL}{L} + \gamma \frac{dR}{R} + \eta \frac{dW}{W}$$

$\eta \frac{dW}{W}$ 为水资源投入增长对总产出量的贡献， η 为水资源对经济总量增长的影响系数，是一定技术水平和产业结构的函数。从理论上讲，每增加一个单位的水资源开发利用量所形成的国内生产总值的香烟增量不仅取决于供水的新增投入，还取决于相应的新增固定资产、新增中间投入以及新增劳务投入。

水资源作为资源系统中重要的组成部分，通常是与其他资源共同发挥作用的，并且是大多数生产过程中必不可少的投入要素之一。由于国民经济发展，对水资源的需求逐渐增加，而水资源的开发利用并不能无限满足这种需求，因此在水资源分布较少而人口和经济活动相对集中的地区必然要发生水资源短缺现象。

水资源短缺最直接表现是经济不稳定和经济总量损失，例如农业因水资源短缺而减产，工业因水资源短缺而引起产值损失。受经济系统与资源系统的耦合作用的影响，水资源短缺将综合反馈到国民经济系统的各个方面，迫使其作出调整，

其中最明显的就是对国民经济产业结构演进的作用。

假定在一定技术条件和产业结构下，各投入要素对总产出的投入产出关系式固定的，因而他们是同步增长的

$$\frac{dY}{Y} = (\alpha + \beta + \gamma + \eta) \frac{dW}{W}$$

$\alpha + \beta + \lambda + \eta = 1$ 水资源短缺带来的经济增长损失量为：

$$\Delta \frac{dY}{Y} = \frac{dW_1}{W_1} - \frac{dW_1'}{W_1'}$$

$\frac{dW_1}{W_1}$ 是经济增长目标要求的水资源投入增长率， $\frac{dW_1'}{W_1'}$ 是实际增长率

但 $\alpha + \beta + \lambda + \eta = 1$ 的假设在现实中并不存在

$$\text{令 } Z = \alpha \frac{dK}{K} + \beta \frac{dL}{L} + \gamma \frac{dR}{R}, \text{ 则}$$

当水资源短缺时，经济系统会发生反馈以减小经济增长的损失。

$$\frac{dW}{W} = (\frac{dY}{Y} - Z) / \eta$$

减小 $\frac{dW}{W}$ 有三个途径：

减小 $\frac{dY}{Y}$ ，即降低增长速度

增大 Z ，即增大其他资源在经济增长中的贡献程度，调整产业结构

增加 η ，通过技术进步，管理水平提高和其他节水措施

从上面的分析可以看出，当水资源发生短缺时，维持经济发展的途径之一是重新分配各种投入资源对经济增长的贡献，以同样数量的水资源满足更多数量的其他资源配置的需要。这样将导致区域经济系统结构改变，其结构的改变包括工农业结构的改变以及农业内部种植结构、工业内部产业结构的改变。

假定 η 不变，要实现经济增长必须改变产业结构，即经济系统对工业、第三产业部门产生倾向性。在农业和工业内部，耗水结构向低耗水型转变。而反过来，也会产生水资源由农业用水向工业转移。在一定价格体系下，农业单位产值需水

量远远高于工业，而且农业用水占总用水的 70%，因而发生水资源短缺时，要求农业用水向工业和第三产业转移农业用水占的份额很大，因此通过增加 η ，即通过技术进步，管理水平提高和其他节水措施减少用水量的潜力比工业及第三产业大，这也在一定程度上要求农业用水向工业和第三产业转移。

农业用水向工业和第三产业转移过程中，与权利流转随之而来的义务流转也应该注意。然而在现实中，用水转移之后，工业和第三产业并没有承担相应的义务，这样造成了污染严重、水质恶化，这正是我们国家水资源危机的一个困境。因此，工业和第三产业需要增加水质改善措施，承担起之前缺失的义务。

5.2. 理想的水权交易潜力分析

考虑两种可能的水权交易的情况：一个是水权在不同地区的交易潜力，一个是水权在不同用水行业的交易分析。

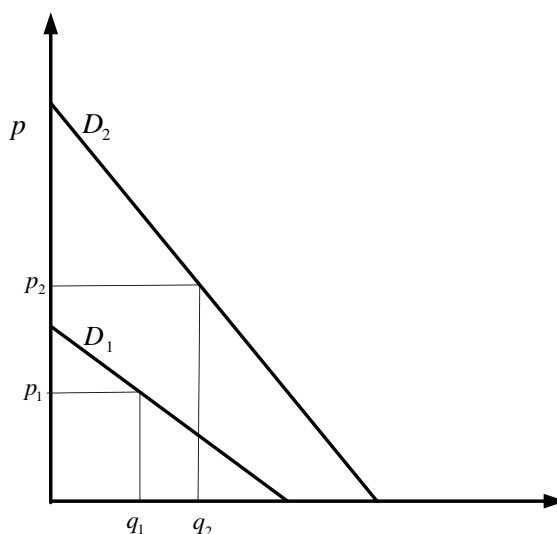


图 5 不同用水地区水权交易市场潜力分析

如图 5，假定有 1、2 两个用水地区， D_1 、 D_2 分别是上述两个地区的需水曲线，由于不同的经济发展条件和资源禀赋，两个地区之间的需水价格存在差异。为分析简便，假定二者具有相同的输水成本。如图， p_1 、 p_2 分别是地区 1、地区 2 的市场出清价格。比较发现，地区 1 的价格远远低于地区 2 的价格，存在潜在的贸易收益 (potential gains from trade)。在这种情势下，理论上如果从地区 1 向地区 2

转移部分水量，必将大大增进全社会的用水效益。

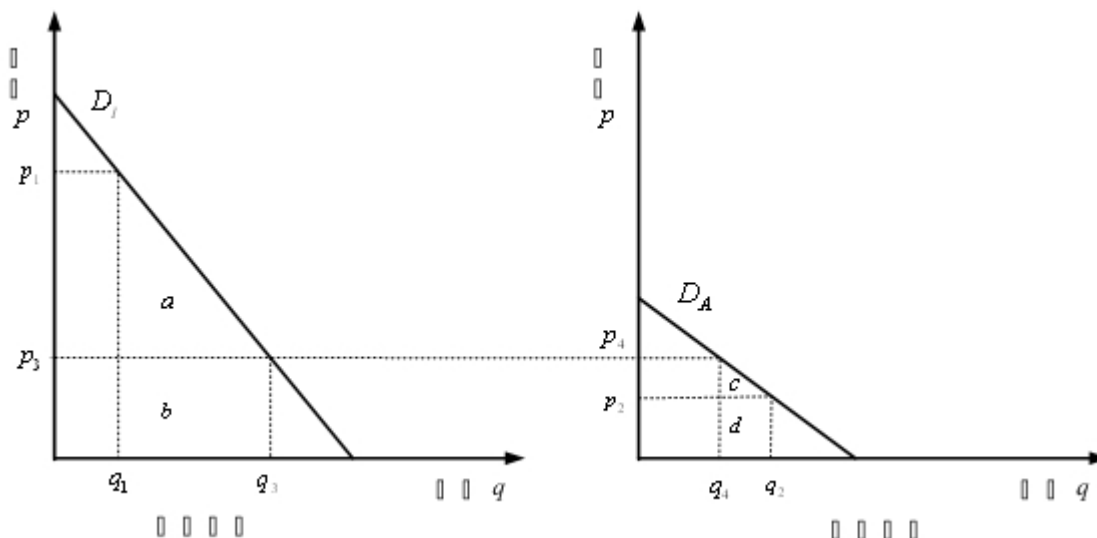


图 6 不同用水行业水权交易市场潜力分析

另外一种情形见图 6。假定存在两个不同的需水单元，一个是工业需水单元，另一个是农业需水单元。同样，假定二者的输水成本相同。可能由于受历史水权分配的影响，工业用水被分配 q_1 的水量，农业用水被分配 q_2 的水量。与此相应，工业用水的水价为 p_1 ，农业用水的水价为 p_2 ，二者之间存在着较大的潜在贸易利润。如果将单方水从农业转移到工业，将获得 $p_1 - p_2$ 的净利润。显然只要这种差异存在，通过市场配置就会不断产生正的净收益。最终在 $p_3 (= p_4)$ 这一点，二者的边际价值相等，此时通过市场配置实现了全社会净总收益的最大化，净总收益值为 $(a + b) - (c + d)$ 。

5.3. 水质义务约束下的的水权交易分析

在水权转让管理办法中应该涉及一定的水质要求，而这些方面在目前还比较欠缺。水权转让过程中的退水量和地点的改变、水体环境容量的改变往往造成对生态环境以及第三方利益的损害，因此在水权转让制度设计中应该进行水质的考虑，对第三方权益进行补偿以消除水权转让对水质的影响。最重要的是要确定河流的最小流量，以保证水质的要求。

在水权市场设计中更应该考虑水质要求，可以设计一种水权交易比率制度以消除水质恶化的影响，减小水权市场的交易成本。

$$\begin{aligned}
 V_0 - (1 - R_1)q_1 &\geq F_1 \\
 V_0 - (1 - R_1)q_1 - (1 - R_2)q_2 &\geq F_2 \\
 &\vdots \\
 V_0 - (1 - R_1)q_1 - (1 - R_2)q_2 - \dots - (1 - R_n)q_n &\geq F_n
 \end{aligned}$$

由上式可以看出，传统方式的水权交易引起河道环境流量减小、水质恶化的根本原因，是由于不同用途的用水，其退水系数 R 不同。不同退水系数的水权若以 1: 1 的方式自由交易，则会减少部分河段的环境流量，可能表现为三种情况：

(1) 上游回流比率高的用水转移给下游低回流用水，使得下游用水处之后续河段水流量减少；例如当 $R_1 > R_2$ ，若水权从 Z_1 ，转移到 Z_2 会导致 Z_2 之后所有河段的水流量减少。

(2) 下游用水转移给上游用水，使得交易双方之间河段水流量减少；例如若水权从 Z_2 转移到 Z_1 ，会导致 Z_1 与 Z_2 之间河段水流量减少。

(3) 下游回流比率高的用水转移给上游低回流用水，会使得上游用水处之后续河段水流量减少；例如当 $R_2 < R_3$ ，若水权从 Z_3 转移到 Z_2 会导致 Z_2 之后所有河段的流量减少。由此可见，1: 1 的传统水权交易方式无法保障生态环境需水量，也就不能保证水质维持稳定。

为了保障任何交易不导致任一河段环境流量的减少，交易必须遵循一定的规则。

为了保障最小环境流量，应在水权交易制度上采取一定的限制，在对水权交易比率的设计上，充分考虑外部成本内部化对交易双方产生的激励作用，即限制不同回流比率用水之间的交易比率，以保证任何交易都不会引起环境流量的减少。水权交易规则设计如下：

(1) 把一条流域划分为若干个区域，每个区域只有一个取水点，分别按其顺序编号。水的取用、消耗、以及回流都发生在这些取水点上。划分区域的原则为相同用水属性的连续区域划为一区，如分为农业用水区、都市用水区。

(2) 根据每一河段的主要用途, 规定每一取水点相应的最小环境流量需求 F_i 。在只有本地回流情况下, 由于环境流量必定由上游至下游递减, 最小环境流量需求的制定也必须适当调整以符合实际。例如上游 i 点的环境流量需求较小 (即 F_i 设定较小), 而导致下游 j 点水量过小, 即使 $i+1$ 到 j 点取用水均为零, 也无法达到其最小环境流量需求, 那么此时需要重新设定 $F_i=F_j$, 以使下游 j 点的环境流量达标成为可能。此时 $(i+1)$ 点到 J 点取用水则均为零。

(3) 分配初始水权。由于实际水量随季节变化很大, 可以把一年划分成干季和湿季两个时期, 则此问题可以转化为固定水量情况下的讨论。在每一时期期初, 据预计的水量来决定初始水权量, 从上游开始逐一分配水权, 以使每一点的环境流量刚好等于最小环境流量需求, 即满足等式:

$$V_0 - \sum_{j=1}^i (1 - R_j) iniq_j = F_i$$

式中 $iniq_j$ 为 j 点初始分配水权。

(4) 用水者可按照以下给定的交易规则自由进行水权交易:

(a) 在同一区域内的水权交易, 用水者按 1: 1 比率交易, 不受任何限制。

(b) 不同区域内的水权交易, 为避免中间河段水量的减少, 水权只允许从上游转移给下游。

(c) 上游 i 处用户与下游 j 处用户之间的交易比率设定为 $1: \frac{1-R_i}{1-R_j}$, 以保证不会导致任何后续河段水量的减少, 避免水质恶化。

参考文献

1. 白永平, 区域工业化与城市化的水资源保障研究, 北京: 科学出版社, 2004
2. 冯利海, 李怀志, 李拴才, 张小稳, 王新波. 沁河下游防洪存在的问题及对策[J]. 人民黄河, 2002, 24(8): 26~27
3. 贾绍凤, 工业用水零增长的条件分析——发达国家的经验, 地理科学进展, 2003, 20(1)
4. 贾绍凤, 张士锋, 杨红, 夏军, 工业用水与经济的关系——用水库兹涅茨曲线, 自然资源学报, 2004(3): 279-284,
5. 姜文来, 水资源价值论, 北京: 科学出版社, 1998
6. 李广贺 水资源利用工程与管理 清华大学出版社 2000
7. 廖文根, 李锦秀, 彭静 我国水资源保护规划中若干量化问题的探讨 水利发电 2002 年第 5 期
8. 彭祥 水资源配置博弈分析 清华大学博士学位论文 2006 年 3 月
9. 任树梅, 杨培岭 水资源保护 中国水利水电出版社 2003 年
10. 水利部黄河水利委员会勘测规划设计研究院. 沁河水资源利用规划报告. 郑州: 2002
11. 王健 水资源保护的定位与体系分析 中国水利 2005 年 11 月
12. 王亚华 水权解释 上海三联书店, 上海人民出版社, 2005
13. 温小国. 沁河水利辑要. 郑州: 黄河水利出版社, 2001. 1~2
14. 萧代基, 刘莹, 洪鸣丰, 水权交易比率制度的设计与模拟, 经济研究, 2004 年第 6 期
15. 于名萱, 郑连生 中国水资源保护的进展 水资源保护 1997 年 9 月 第 13 卷第 3 期
16. 曾勇, 杨志峰, 官厅水库跨区域水质改善政策的冲突分析, 水科学进展, 2004 年第 1 期
17. 郑连生, 于名萱 中国水资源保护进展 水资源保护 1993 年 第 3 期
18. Matthew A. Cole, Economic growth and water use. Applied Economics Letters, 2004, 11, 1-4

课题 11-6
地下水枯竭及地下水位恢复对策研究

杨大文（清华大学）

1 前言

水资源是自然界各种生物赖以生存的重要物质，是人类生活、社会发展和人类进步不可缺少的物质，也是工农业生产中不可取代的资源。地下水资源是水资源的重要组成部分，因其分布广、水质好、不易被污染、调蓄能力强、供水保证程度高，已经被广泛地开发利用，世界上许多国家都把地下水作为优先考虑的水源，特别是生活用水的优先水源。随着地表水开发利用程度的不断提高，地下水的开发利用不断增加，在水资源中的地位日益显得重要。

地下水资源在我国特别是北方地区水资源中占有举足轻重的地位。据统计，2000年以来，地下水在全国总用水量中20%。在农村，全国灌溉面积7亿多亩，其中井灌面积约1.68亿亩，占总灌溉面积的24%。在城市，全国有310个城市开采利用地下水作为城市供水水源，约占全国城市数的71%。我国北方干旱半干旱地区的许多城市和乡村，地下水成为唯一的供水水源。

对地下水依赖程度的增加，引起地下水超采，地下水超采可能引起地下水位下降、地面沉降、泉水干枯、植被退化等生态环境问题。与此同时，由于农药化肥的施用以及地表水的污染，地下水污染也越来越严重，地下水一旦被污染就很难修复。面对地下水日益枯竭的现状，需要提出应对地下水枯竭并实现地下水位恢复的对策，以实现社会经济的可持续发展。

本研究为“中日合作—中华人民共和国水权制度建设研究项目特定课题”之II-6，项目执行期为2005年7月至2006年6月。本课题力图通过对国内外地下水管理的广泛调研及典型区域的研究，为中国应对地下水枯竭与地下水恢复提供有价值的研究成果。研究计划的内容包括①中国地下水管理体系与制度的现状评价；②国外的地下水管理经验；③结合太子河流域或（北）京（天）津唐（山）地区实际情况，研究地下水的动态平衡与水权分配；④地下水开采与利用的经济决策模型；⑤地下水位恢复的对策研究。

从研究的实际情况出发，对④的内容予以简化，同时补充干旱区地下水利用研究。

研究活动与进展包括：

- 研究小组讨论（8次），开展研究工作，调整研究内容，形成研究成果；
- 与三本木教授讨论（4次），确定研究思路与方法；
- 参加研讨会（2次），交流研究进展；
- 文献阅读，了解中国地下水管理体系与制度，并进行评价；
- 文献阅读，了解国外的地下水管理经验；
- 文献阅读，收集太子河与京津唐地区地下水利用有关资料；
- 实地考察，了解京津唐地区地下水开发利用现状；
- 地下水开采的经济分析；
- 安全地下水位研究；
- 地下水水位恢复的对策研究；

2 地下水水权的特点

2.1 地下水的概念

地下水是指埋藏在地面以下，存在于岩石和土壤的孔隙中可以流动的水体。地面以下的土层可分为包气带和饱和带，见图 1。包气带中的水分称为土壤水，饱和带中的水为地下水。地下水包括孔隙水、裂隙水与岩溶水。

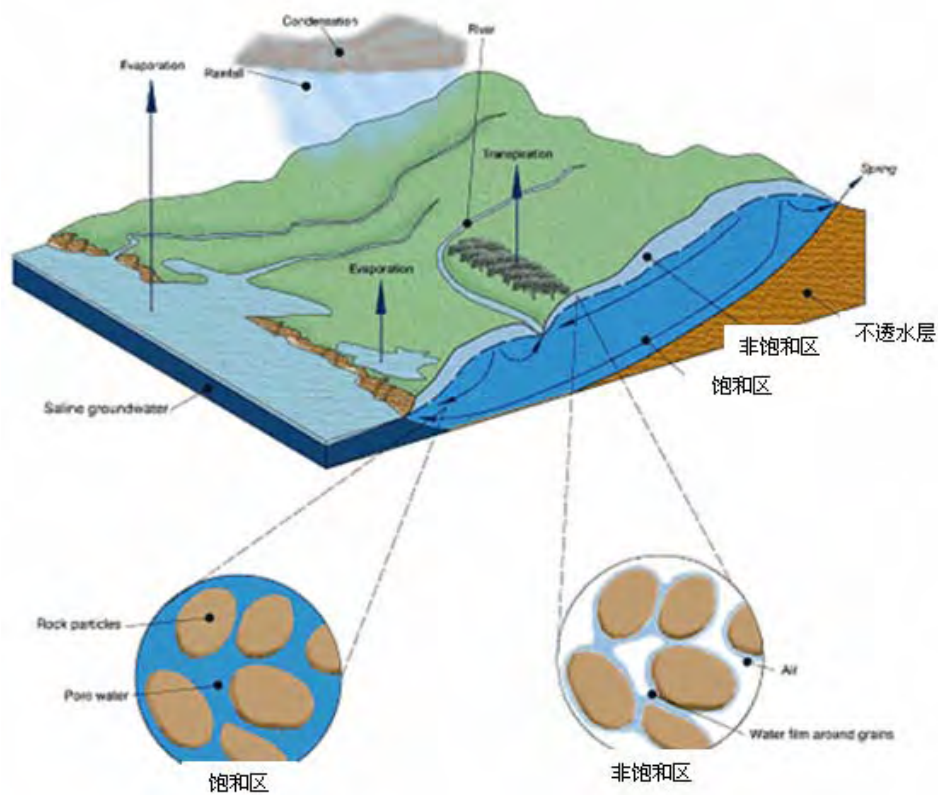


图1 地下水概念示意图 (www.sepa.org.uk/groundwater/principles.htm)

2.2 地下水面临的问题

(1) 资源分布不均，开采布局不合理

我国南北方在地下水资源分布和城市供水结构方面存在较大的地区性差异。南方地下水资源丰富，约占全国地下水资源总量的 71%，而占全国国土面积 60% 的北方地区，地下水资源仅占全国的 29%。在城市供水结构上，北方地区地下水所占份额较大，有的城市甚至以地下水为唯一水源。地下水开发利用程度最高的

是华北地区，地下水供水量占全地区总用水量的 52%。

(2) 超采现象突出

在许多地区和城市，由于缺乏合理的规划和管理，盲目、无序大量开采地下水。北方大部分地区地下水资源处于超采或严重超采状态。

(3) 地下水污染日益严重

大量农药、化肥、生活污水及工业“三废”未经处理直接排放，成为地下水的污染源。据不完全统计，目前我国发现地下水水质污染的地区及城市已有 136 座，污染较为严重的有包头、沈阳、兰州等城市。

(4) 局部地区地下水利用率低

局部地区浪费地下水资源的现象很严重，目前西北盆地有的地区每亩灌溉定额高达 $700-1000\text{m}^3/\text{a}$ ，有效利用率只有 30%—40%；山东省一般城市地下水工业重复利用在 40—60%之间，县城一般为 20—40%，城市供水管道“跑、冒、滴、漏”现象严重，据济南市调查，此项约占生活用水的 1/2，农业灌溉多为大水漫灌、渠系有效利用系数为 0.4—0.5 左右。城镇、工矿企业、农业浪费严重，重复利用率低，大量宝贵的地下水资源被浪费。

(5) 过量开采地下水引发的生态环境问题

我国大规模的地下水开发利用对社会进步和经济发展，对提高人民生活水平起到了巨大的作用。但在地下水的开发利用过程中，没有考虑当地地下水实际开发能力，缺乏长远的规划和科学的管理，盲目大量开采导致区域性地下水水位下降，从而引发一系列生态和环境问题，如地下水资源枯竭、地面沉降、地裂缝、含水层污染、海水入侵、泉水枯竭、土地荒漠化、盐碱化等，在北方表现尤为突出。主要表现在以下几点：

① 由于对地下水的开发和利用缺乏统一的规划和管理，长期开采大于补给，结果造成地下水位持续下降，水源枯竭，生态环境破坏。以河北省和江苏省的苏州、无锡、常州等地区最为严重。北京市可利用的地下水资源约 18 亿 m^3/a ，但开采量已达 26 亿 m^3/a ，西郊含水层已接近疏干一半疏干状态。至 1999 年，山东省地下水超采漏斗已出现 18 处，面积达 10750.5km^2 。地下水位大幅度下降还使泉水流量衰减甚至枯竭，许多赖以生存的动植物面临死亡的威胁，大片土地资源被遗弃。类似的危害波及面甚广，包括以泉水景观旅游资源著称的泉城—济南市，也难逃厄运。

② 地下水超采，除造成大面积区域性地下水位下降、资源枯竭外还诱发了地面沉降。上海市 1921—1986 年累计沉降量达 2.61m。河北省中东部平原地区，累计沉降超过 100mm 面积约有 3.39 万 km²，约占京、津以南河北平原面积的 55%，截止到 1995 年，累积沉降量 200—500 mm 的区域面积达 42120 km²，500—1000 mm 的区域为 5675km²，大于 1000 mm 的区域为 1000 km²。西安市的地面沉降面积超过 160km²，占西安总面积的 20%。同样的情形还发生山东、江苏、河南等省区。随着地下水开发强度的加大，包括上述地区在内的广大地下水资源开发区，地面沉降速度有不同程度地加快趋势。地面沉降使铁路路基下沉，公路、桥梁开裂，地下管道破裂，机井报废，建筑物基础下沉，河道排洪能力降低，给人民的生命和财产造成严重威胁。

③ 地下水水质恶化。在开发利用过程中，往往由于洪水量剧增，相应的污水污物的排放量也增大，而治理设施跟不上发展要求，造成地下水污染；同时，大量开采地下水，使其水动力场和水化学场发生改变，也可使地下水中某些物理化学组分和微生物含量增加，引起水质不断恶化。沿海地区由于大量开采地下水而改变其水动力条件，引起海水倒灌，使地下水水质恶化。我国大连、莱州、秦皇岛及宁波等沿海城市，均存在这类问题。至 1998 年，辽宁省海侵面积已达 760km²，3.87 万 km² 农田处在海侵区，580 眼机井报废，0.2 万 km² 水浇地丧失灌溉能力。地下水水质恶化，不仅给工农业带来十分不良的后果，而且严重危害人类身心健康。

全国城市地下水监测资料显示，绝大多数城市地下水受到不同程度的污染。全国 165 个城市地下饮用水不符合国家生活饮用水卫生标准，超过 25%。全国约有 30% 人口的饮用水受到污染。工业废水(物)及生活污水的大量排放、农业生产中污水灌溉，化肥、农药的滥用等是造成地下水污染的主要途径。以海河流域为例，1980 年废、污水排放量为 36.8 亿 m³，但同年入海污水量只有 11 亿 m³，而 1983 年入海污水只有 3 亿 m³，大部分污水已用于灌溉。由于下水道系统不完善和损坏，部分污水就地入渗。排污河道两侧地区，地下水均遭到不同程度的污染。而固体废弃物堆放场的有害液体渗入地下含水层是污染地下水的另一个重要途径，人们对此一般少有作为或治理效果欠佳。

④ 土壤次生盐渍化和次生沼泽化。在干旱和半干旱地区，由于灌溉及排水不合理，引起地下水位上升，土壤积盐而形成次生盐渍化。在低洼的地区，地下水位可接近或高出地表，使土壤长期处于过饱和或积水状态，成为次生沼泽化。我国西北、华北均有不少灌区产生次生盐渍化或次生沼泽化。



图2 全国地面沉降分布图 (<http://www.cgs.gov.cn>)



图3 全国地下水漏斗分布图 (<http://www.cgs.gov.cn>)

2.3 地下水的特征

- ✓ 界定困难。地下水水量无法进行直接测量，水文地质条件千差万别，受人类活动影响大，确定地下水资源量与可开采量存在不确定性，给合理利用地下水带来了挑战。
- ✓ 转化频繁。地下水与地表水、土壤水之间转化频繁，降雨与地表水利用对地下水的补给影响很大，地下水埋深直接影响蒸发量的大小，只有实现地表水、地下水的统一管理，才能真正有效利用地下水资源。
- ✓ 难于恢复。地下水超采引起地面沉降、海水入侵、生态恶化等危害，这些危害往往恢复困难甚至不可恢复。工业废水、化肥农药引起的地下水污染，同样恢复困难，这部分内容不是本研究关心的重点，在以下研究中未予关注。
- ✓ 来源稳定。地下水具有天然的多年调节功能，未被破坏时，水源稳定。

3 国内外地下水管理

3.1 中国地下水管理体系与制度

3.1.1 中国地下水评价结果

（一）地下水资源量

根据新一轮地下水资源评价成果，全国地下淡水天然资源多年平均为 8837 亿立方米，约占全国水资源总量的 1/3，其中山区为 6561 亿立方米，平原为 2276 亿立方米；地下淡水可开采资源多年平均为 3527 亿立方米，其中山区为 1966 亿立方米，平原为 1561 亿立方米。另外，全国地下微咸水天然资源（矿化度 1-3 克/升）多年平均为 277 亿立方米，半咸水天然资源（矿化度 3-5 克/升）多年平均为 121 亿立方米。

（二）区域地下水质量状况

按照《地下水质量标准》（国家标准 GB/T 14848-93）进行区域评价。在全国地下水资源中，按分布面积统计，有 63%的地下水资源可供直接饮用，17%需经适当处理后方可饮用，12%为不宜饮用但可作为工农业供水水源，约 8%的地下水资源不能直接利用，需经专门处理后才能利用。南方大部分地区地下水可供直接饮用，如江西、福建、广西、广东、海南、贵州、重庆等省（区、市），可饮用地下水分布面积占各省地下水分布面积的 90%以上，但一部分平原地区的浅层地下水污染比较严重。北方地区的丘陵山区及山前平原地区水质较好，中部平原区较差，滨海地区水质最差。

各省（区、市，）不同程度地存在着与饮用水水质有关的地方病区。我国北方丘陵山区分布着与克山病、大骨节病、氟中毒、甲状腺肿等地方病有关的高氟水、高砷水、低碘水和高铁锰水等。全国约有 7000 多万人仍在饮用不符合饮用水水质标准的地下水。

（三）地下水资源分布概况

地下水的形成和分布，受地质、气候、水文等自然因素的控制。我国地下水

资源的分布存在明显的地区差异，自西向东的昆仑山—秦岭—淮河一线，既是我国自然地理景观的重要分界线，也是我国区域水文地质条件和地下水区域分布存在明显差异的分界线，此线以南地下水资源丰富，以北地下水资源相对缺乏。

(1) 不同地区地下水资源数量

地下水资源南方比北方丰富。南方地区：地下淡水天然资源每年为 6094 亿立方米，占全国地下淡水天然资源的 69%，可开采资源量每年为 1991 亿立方米，占全国地下水可开采资源量的 56%。北方地区：地下淡水天然资源每年为 2743 亿立方米，占全国地下淡水天然资源的 31%，可开采资源量每年为 1536 亿立方米，占全国地下水可开采资源量的 44%。

山区地下水资源多于平原区。平原区：地下水天然资源量每年为 2567 亿立方米，可开采资源量每年为 1561 亿立方米。山区：地下水天然资源量每年为 6668 亿立方米，可开采资源量（主要分布于山间盆地和河谷平原）每年为 1966 亿立方米。

根据我国地下水资源的形成和分布的特点，将全国分为 26 个地下水资源区。从各区的地下水资源分布来看，以珠江流域和雷琼地区最为丰富，其地下水天然资源补给模数（每年每平方千米补给量）分别达 32.2 万立方米和 41.5 万立方米；长江流域平均补给模数为 14.8 万立方米，其中洞庭湖流域达 23.1 万立方米；华北平原补给模数在 5 万立方米左右；西北地区最小不足 5 万立方米。

(2) 不同类型地下水资源数量

地下水赋存于不同的含水层之中，根据含水层介质性质和赋存状态地下水可分为孔隙水、岩溶水和裂隙水三种类型。

孔隙水：主要分布于平原、河谷平原和山间盆地的松散沉积地层中。孔隙水在开发利用上占主要的地位。孔隙水的天然资源量每年为 2810 亿立方米，可开采资源量每年为 1686 亿立方米。

岩溶水：赋存于不同埋藏深度的碳酸盐岩层的溶洞、溶隙裂隙中。岩溶水的天然资源量每年为 2116 亿立方米，可开采资源量每年为 870 亿立方米。

裂隙水：主要蕴藏于丘陵山区的基岩风化裂隙或构造裂隙中。裂隙水的天然资源量每年为 4308 亿立方米，可开采资源量每年为 971 亿立方米。

（3）地下水资源空间分布特征

地下水在空间分布上具有多层性。与大气降水和地表水直接交替循环并埋藏较浅的地下水，通称浅层地下水，包括潜水和浅层承压水；地质历史时期形成和赋存下来的、埋藏较深的、与现代大气降水和地表水交替循环较缓慢的地下水，称为深层地下水或深层承压水。地下水空间分布的多层性，为地下水资源的分层开采和合理配置提供了条件。

（4）我国主要平原和盆地的地下水资源分布情况

我国各大平原和盆地是地下水资源的富集区。其中松辽平原、三江平原、黄淮海平原、河西走廊、准噶尔盆地、塔里木盆地、柴达木盆地、四川盆地等平原、盆地的地下水天然资源量每年达 2045 亿立方米，占全国地下水天然资源量的 22%，地下淡水可开采资源量每年为 1082 亿立方米，占全国地下水可开采资源量的 31%。

（四）我国地下水资源变化趋势

（1）北方地下水资源量减少，南方地下水资源量增加。北方：多年平均天然资源量减少 122 亿立方米，可开采资源量减少 56 亿立方米。南方：多年平均天然资源量增加 242 亿立方米，可开采资源量增加 643 亿立方米。

（2）平原区地下水资源量减少，山区地下水资源量增加。平原区：多年平均天然资源量减少 228 亿立方米，可开采资源量减少 309 亿立方米。山区：多年平均天然资源量增加 348 亿立方米，可开采资源量增加 896 亿立方米。

（3）单位面积可开采资源量减少。全国适宜开采或引用地下水的地区平均地下水开采模数（每年每平方千米可开采地下水资源量）已由 15 万立方米减少到 6 万立方米。其中南方平原区为 17.8 万立方米，山区为 6.4 万立方米；北方平原区为 6.6 万立方米，山区不足 2.5 万立方米。

3.1.2 中国地下水开发利用现状

（一）地下水开采量呈持续增长趋势

建国以来，全国地下水开采量一直持续增长。地下水年开采量，20 世纪 70 年代平均每年为 572 亿立方米，80 年代增加到 748 亿立方米，1999 年达到 1116 亿立方米。其中北方地区地下水开采量占全国开采量的 76%。在 80 年代到 90 年

代期间，开采量增长较快的省份是河南（43 亿立方米）、湖南（24 亿立方米）、辽宁（21 亿立方米）。1999 年开采量排在前三位的省份是河北（149 亿立方米）、河南（129 亿立方米）、山东（123 亿立方米）

（二）地下水开采程度地区差异较大

总体上北方开采程度高于南方。北方除青海省外，开采程度均超过 20%，其中天津市、河北省和北京市开采程度超过 100%，开采程度超过或接近 70%的有山东、河南、山西、辽宁。南方地下水开采程度除上海超过 90%，贵州、江苏、重庆超过 20%外，其它省（区、市）均小于 20%。

（三）地下水供水比例与用水结构发生变化

近 20 年来，地下水占实际供水量的比例一直呈增长趋势，已从 1980 年的 14.0%增长到 2000 年的 19.8%。从用水结构来看，我国农业灌溉用地下水占地下水总用水量的比重最高，但目前呈递减趋势，从 80 年代的 88%，逐步下降到 1999 年的 62%；工业和生活用地下水的比重明显上升，80 年代工业和生活用地下水的比重为 12.0%，到 1999 年工业用地下水的比重为 18%，生活用地下水的比重为 20%。随着工业化进程的加快和城镇化水平的提高，这种趋势仍将持续下去。

全国有 400 多个城市开采利用地下水。在城市用水总量中，地下水占 30%。。北方城市以开采地下水为主，华北、西北城市利用地下水比例分别高达 72%和 66%

（四）地下水资源开采潜力评估

地下水开采潜力是指在现状开采条件下可以扩大开采的地下水资源。全国总体评价，地下淡水开采潜力约有 70%。南方潜力较大，达 86%；北方潜力较小，不足 45%。由于各地区地下水开采不平衡，有许多地区在同一区域内存在着整体有潜力而部分地区无潜力或处于超采的矛盾

3.1.3 中国地下水管理体系

1998 年 6 月 23 日国务院办公厅国法办[1998]87 号文件关于《水利部职能配置、内设机构和人员编制的规定》（简称水利部“三定方案”）对水利部的职能进行了一定的调整。原地矿部承担的地下水水行政管理职能，交给水利部承担。开采矿泉水、地热水，只办理《取水许可证》，不再办理采矿许可证。原建设部承担的指导城市防洪职能、城市规划区地下水资源的管理保护职能，交给水利部承

担。水利部统一管理水资源，包含空中水、地表水、地下水。

1998年12月16日，中编办下发的《关于矿泉水地热水管理职责分工问题的通知》中，规定先办理取水许可证，确定开采限量，再办理相应的采矿许可证，取消了对地热水、矿泉水征收水资源费，而改由矿产资源主管部门征收采矿权使用费和矿产资源补偿费。

自建国以来，中国的地下水长期由地矿部门（现为国土资源部）管理，上述文件一实现了水利部门对水资源的统一管理，但在实践中还存在许多困难，文件二某种程度上是适应现状的一种权宜之计。

《水法》对水资源管理的规定如下：国家对水资源实行流域管理与行政区域管理相结合的管理体制。

国务院水行政主管部门负责全国水资源的统一管理和监督工作。国务院水行政主管部门在国家确定的重要江河、湖泊设立的流域管理机构（以下简称流域管理机构），在所管辖的范围内行使法律、行政法规规定的和国务院水行政主管部门授予的水资源管理和监督职责。县级以上地方人民政府水行政主管部门按照规定的权限，负责本行政区域内水资源的统一管理和监督工作。

国务院有关部门按照职责分工，负责水资源开发、利用、节约和保护的有关工作。县级以上地方人民政府有关部门按照职责分工，负责本行政区域内水资源开发、利用、节约和保护的有关工作。

基本的管理体系如下所示：

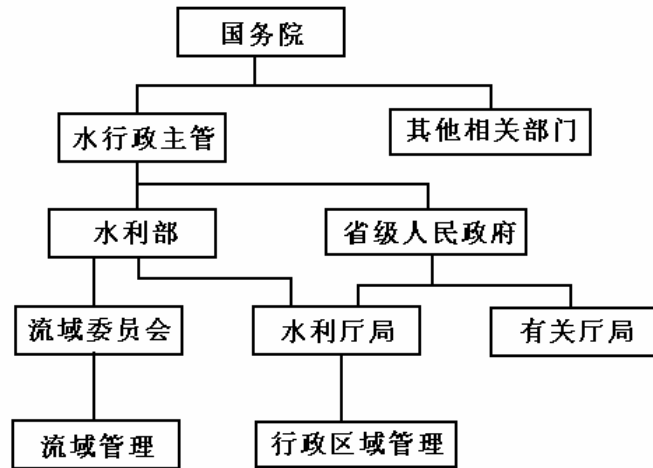


图4 中国水资源管理体系

3.1.4 中国地下水管理制度

《中华人民共和国水法》第二条有：“本法所称水资源，包括地表水和地下水”。故我国的地下水管理首先服从我国的水资源管理制度，对地下水管理特别之处将另作详细叙述。

我国的水资源管理制度主要包括以下七项制度。

（一）水资源优化配置制度。

（1）水资源规划制度。《水法》第十四条指出“国家制定全国水资源战略规划。开发、利用、节约、保护水资源和防治水害，应当按照流域、区域统一制定规划。规划分为流域规划和区域规划。流域规划包括流域综合规划和流域专业规划；区域规划包括区域综合规划和区域专业规划。”

（2）水资源论证制度。2002年5月1日《建设项目水资源论证管理办法》开始实施，对于直接从江河、湖泊或地下取水并需申请取水许可证的新建、改建、扩建的建设项目（以下简称建设项目），建设项目业主单位（以下简称业主单位）应当按照本法的规定进行建设项目水资源论证，编写建设项目水资源论证报告书。

（3）实行总量控制和定额管理制度。《水法》第四十七条规定：“国家对用水实行总量控制和定额管理相结合的制度。省、自治区、直辖市人民政府有关行业主管部门应当制订本行政区域内行业用水定额，报同级水行政主管部门和质量

监督检验行政主管部门审核同意后，由省、自治区、直辖市人民政府公布，并报国务院水行政主管部门和国务院质量监督检验行政主管部门备案。县级以上地方人民政府发展计划主管部门会同同级水行政主管部门，根据用水定额、经济技术条件以及水量分配方案确定的可供本行政区域使用的水量，制定年度用水计划，对本行政区域内的年度用水实行总量控制。”

（4）实行水中长期供求计划。《水法》第四十四条规定“国务院发展计划主管部门和国务院水行政主管部门负责全国水资源的宏观调配。全国的和跨省、自治区、直辖市的水中长期供求规划，由国务院水行政主管部门会同有关部门制订，经国务院发展计划主管部门审查批准后执行。地方的水中长期供求规划，由县级以上地方人民政府水行政主管部门会同同级有关部门依据上一级水中长期供求规划和本地区的实际情况制订，经本级人民政府发展计划主管部门审查批准后执行。水中长期供求规划应当依据水的供求现状、国民经济和社会发展规划、流域规划、区域规划，按照水资源供需协调、综合平衡、保护生态、厉行节约、合理开源的原则制定。”

（5）实行水量分配方案和调度预案制度，一般水情年份水量分配方案是水资源规划的重要内容。针对发生特殊干旱年和干旱期的水情状况，尤其是水荒，制定相应的预案，包括供水、节水防御方案、对策和措施。《水法》第四十五条有具体规定。

（二）取水许可制度。《水法》第四十八条规定“直接从江河、湖泊或者地下取用资源的单位和个人，应当按照国家取水许可制度和水资源有偿使用制度的规定，向水行政主管部门或者流域管理机构申请领取取水许可证，并缴纳水资源费，取得取水权。但是，家庭生活和零星散养、圈养畜禽饮用等少量取水的除外。实施取水许可制度和征收管理水资源费的具体办法，由国务院规定。”取水许可制度是体现国家对水资源统一管理的一项重要制度。

《取水许可制度实施办法》的第七条和第八条对地下水取水许可另有规定。第七条规定“地下水取水许可不得超过本行政区域地下水年度计划可采总量，并应当符合井点总体布局和取水层位的要求。地下水年度计划可采总量、井点总体布局和取水层位，由县级以上地方人民政府水行政主管部门会同地质矿产行政主管部门确定；对城市规划区地下水年度计划可采总量、井点总体布局和取水层位，还应当会同城市建设行政主管部门确定。”第八条规定“在地下水超采区，应当

严格控制开采地下水，不得扩大取水。禁止在没有回灌措施的地下水严重超采区取水。地下水超采区和禁止取水区，由省级以上人民政府水行政主管部门会同地质矿产行政主管部门划定，报同级人民政府批准；涉及城市规划区和城市供水水源的，由省级以上人民政府水行政主管部门会同同级人民政府地质矿产行政主管部门和城市建设行政主管部门划定，报同级人民政府批准。”

（三）水资源有偿使用制度。《水法》第四十八条规定实行水资源有偿使用制度。征收水资源费是由水资源的稀缺性和水资源的国家所有权决定的。同时也是对水行政主管部门开展水资源管理基础性工作经费不足的一种弥补。1988年的《水法》规定，城市中直接从地下取水的单位，征收水资源费；其他直接地下或江河、湖泊取水的，可以由省、自治区、直辖市人民政府决定征收水资源费。2002年修订后的《水法》规定，直接从江河、湖泊或者地下取用水资源的单位和个人要缴纳水资源费。

（四）计划用水、超定额用水累进加价制度。《水法》第四十九条规定“用水应当计量，并按照批准的用水计划用水。用水实行计量收费和超定额累进加价制度。”《取水许可监督管理办法》第六条规定“取水人应于每年的11月15日前向取水许可监督管理机关申报下一年度的用水计划。年度用水计划应包括以下内容：（一）按规定填写的年度用水计划申请表；（二）申报用水计划的合理性分析。新建、改建、扩建的工程应在开始取水前一个月，向取水许可监督管理机关提出该年度用水计划，经批准后按计划取水。取用地下水的，取水人应当将年度用水计划同时抄报地质矿产行政主管部门；在城市规划区内取用地下水的，还应抄报城市建设行政主管部门。”

（五）节约用水制度。《水法》第八条规定“国家厉行节约用水，大力推行节约用水措施，推广节约用水新技术、新工艺，发展节水型工业、农业和服务业，建立节水型社会。各级人民政府应当采取措施，加强对节约用水的管理，建立节约用水技术开发推广体系，培育和发展节约用水产业。单位和个人有节约用水的义务。”

（六）水质管理制度。

（1）水功能区划制度。《水法》第三十二条规定“国务院水行政主管部门会同国务院环境保护行政主管部门、有关部门和有关省、自治区、直辖市人民政府，

按照流域综合规划、水资源保护规划和经济社会发展要求，拟定国家确定的重要江河、湖泊的水功能区划，报国务院批准。跨省、自治区、直辖市的其他江河、湖泊的水功能区划，由有关流域管理机构会同江河、湖泊所在地的省、自治区、直辖市人民政府水行政主管部门、环境保护行政主管部门和其他有关部门拟定，分别经有关省、自治区、直辖市人民政府审查提出意见后，由国务院水行政主管部门会同国务院环境保护行政主管部门审核，报国务院或者其授权的部门批准。”

（2）排污总量控制制度。《水法》第三十二条规定“县级以上人民政府水行政主管部门或者流域管理机构应当按照水功能区对水质的要求和水体的自然净化能力，核定该水域的纳污能力，向环境保护行政主管部门提出该水域的限制排污总量意见。”

（3）饮用水水源保护区制度。《水法》第三十三条规定“国家建立饮用水水源保护区制度。省、自治区、直辖市人民政府应当划定饮用水水源保护区，并采取措施，防止水源枯竭和水体污染，保证城乡居民饮用水安全。”

（4）排污口管理制度。《水法》第三十四条规定“禁止在饮用水水源保护区内设置排污口。在江河、湖泊新建、改建或者扩大排污口，应当经过有管辖权的水行政主管部门或者流域管理机构同意，由环境保护行政主管部门负责对该建设项目的环境影响报告书进行审批。”

（七）水事纠纷调解制度。《水法》中的规定是处理水事纠纷的基本法律规范。第五十六条规定了处理地区间的水事纠纷的方法。第五十七条规定了处理单位之间、个人之间和单位与个人之间的水事纠纷的方法。第五十八条规定县级以上人民政府或者其授权的部门在处理水事纠纷时，有权采取临时处置措施，有关各方或者当事人必须服从。

（八）监督检查制度。《水法》第五十九条规定“县级以上人民政府水行政主管部门和流域管理机构应当对违反本法的行为加强监督检查并依法进行查处。水政监督检查人员应当忠于职守，秉公执法。”另外也规定了水政监督检查人员的权利与义务。

（九）水资源公报制度。水资源公报制度是按照统一的规定、要求和基本格式，将全国、重要江河流域、行政区域的水事基本情况，向全社会公布。我国不仅发布全国水资源公报，重要江河流域、省（区）、市也发布水资源公报。《水资

源公报》的主要内容有以下六部分。

(1) 水资源量。水资源量包括降水量、地表水资源量、地下水资源量、水资源总量。

(2) 共用水量。供水量指各种水源工程为用户提供的包括输水损失在内的毛供水量，按照地表水资源、地下水资源和其他水资源（指污水处理回用量和集雨工程供水量）供水量统计。海水直接利用量另行统计。用水量指分配给用户的包括输水损失在内的毛用水量，指按照农业、工业、生活三大用户统计。

(3) 蓄水动态。蓄水动态主要评价统计全国各大流域片、省级行政区内的大中型水库蓄水动态和北方平原区浅层地下水动态、平原区地下水位降落漏斗的状况。

(4) 江河湖库水质。

(5) 水资源利用简析。

(6) 重要水事。

《中华人民共和国水法》是我国进行水资源管理所以依照的根本法律，基本上规定了我国的水资源管理制度。地下水作为一种重要的水资源，其管理要依照水资源管理制度，但是地下水的特殊性决定了它管理的特殊性。地下水资源极易受到破坏，当开采量超过补给量时，水资源的量和质都会失去平衡，造成地下水位下降，地下水降落漏斗扩大加深，并引发一系列地质环境问题。现在地下水的问题已经相当严重，需要加强地下水的管理，使地下水得到保护和恢复。《中华人民共和国水法》第二条有：“本法所称水资源，包括地表水和地下水”。故我国的地下水管理首先服从我国的水资源管理制度。实践中，主要依靠取水许可制度。

此外，涉及到地下水管理的法规包括《水文水资源调查评价资质和建设项目水资源论证资质管理办法（试行）》，《地下水资源分类分级标准》GB15218-94，《地下水监测规范》SL/T183-96，《地下水动态监测规程》DZ/T0133-94，《城市地下水动态观测规程》CJJ/T76-98等。

3.1.5 中国地下水管理法规

（一）《中华人民共和国水法》

《中华人民共和国水法》（以下简称《水法》）自 1988 年 7 月 1 日起实施，是我国的第一部水的根本大法。2002 年修订后于 2002 年 10 月日起实施。修订后的《水法》包括总则，水资源规划，水资源开发利用，水资源、水域和水工程的保护，水资源配置和节约使用，水事纠纷处理与执法监督检查，法律责任，附则，共有八章八十二条。

除宪法外，《水法》在水事法律体系中占有核心地位，是水事基本法律，是其他水事法律规范的立法依据。

《水法》规定了我国水资源管理的各项基本制度。如水资源优化配置的各项制度，取水许可制度，水资源有偿使用制度，计划用水、超定额用水累进加价制度，节约用水制度，水质管理制度，水事纠纷调解制度，监督检查制度等。

《水法》规定，地下水属于国家所有，所有权由国务院代表国家行使。地方各级人民政府应当结合本地区水资源的实际情况，按照地表水与地下水统一调度开发、开源与节流相结合、节流优先和污水处理再利用的原则，合理组织开发、综合利用水资源。从事水资源开发、利用、节约、保护和防治水害等水事活动，应当遵守经批准的规划；因违反规划造成江河和湖泊水域使用功能降低、地下水超采、地面沉降、水体污染的，应当承担治理责任。开采矿藏或者建设地下工程，因疏干排水导致地下水水位下降、水源枯竭或者地面塌陷，采矿单位或者建设单位应当采取补救措施；对他人生活和生产造成损失的，依法给予补偿。在地下水超采地区，县级以上地方人民政府应当采取措施，严格控制开采地下水。在地下水严重超采地区，经省、自治区、直辖市人民政府批准，可以划定地下水禁止开采或者限制开采区。在沿海地区开采地下水，应当经过科学论证，并采取措施，防止地面沉降和海水入侵。

（二）取水许可制度相关法规

取水许可制度是我国水资源管理的基本制度。《取水许可制度实施办法》（1993 年 8 月 1 日国务院令第 119 号发布，1993 年 9 月 1 日施行），是水行政管理的规范性法规。（2006 年 4 月 15 日，《取水许可与水资源费征收管理条例》开始施行，《取水许可制度实施办法》废止）

《取水许可制度实施办法》规定：一切利用水工程或者机械提水设施直接从

江河、湖泊或者地下取水的单位和个人，除为家庭生活、畜禽饮用取水的，为农业灌溉少量取水的，用人力、畜力或者其他方法少量取水的，为农业抗旱应急必须取水的，为保障矿井等地下工程施工安全和生产安全必须取水的，为防御和消除对公共安全或者公共利益的危害必须取水的这六种情形外，都应当依照本办法申请取水许可证，并依照规定取水。

对于抽取地下水，特别规定：地下水取水许可不得超过本行政区域地下水年度计划可采总量，并应当符合井点总体布局和取水层位的要求。地下水年度计划可采总量、井点总体布局和取水层位，由县级以上地方人民政府水行政主管部门会同地质矿产行政主管部门确定；对城市规划区地下水年度计划可采总量、井点总体布局和取水层位，还应当会同城市建设行政主管部门确定。在地下水超采区，应当严格控制开采地下水，不得扩大取水。禁止在没有回灌措施的地下水严重超采区取水。地下水超采区和禁止取水区，由省级以上人民政府水行政主管部门会同地质矿产行政主管部门划定，报同级人民政府批准；涉及城市规划区和城市供水水源的，由省级以上人民政府水行政主管部门会同同级人民政府地质矿产行政主管部门和城市建设行政主管部门划定，报同级人民政府批准。

《取水许可申请审批程序规定》由 1994 年 6 月 9 日水利部第 4 号令发布。该规范规定了统一的取水许可申请审批程序。

《取水许可水质管理规定》于 1995 年 12 月水利部水政资[1995]485 号颁发，自 1996 年 1 月 1 日起施行，根据 1997 年 12 月 23 日水利部《关于修改并重新发布〈取水许可水质管理规定〉的通知》修正。

《取水许可监督管理办法》由 1996 年 7 月 29 日水利部令第 6 号发布，自发布之日起施行。制定该办法的目的是加强对取水许可制度的实施的监督管理，促进计划用水和节约用水。

GB/T17367—1998《取水许可技术参考与管理通则》，1998 年 12 月 1 日起实施。该通则规定了取水许可应该遵循的技术要求与管理的主要原则，适用于取水许可管理范围内的一切用水单位。

（三）水污染防治的相关法规

《中华人民共和国水污染防治法》于 1984 年 5 月 11 日第六届全国人民代表大会常务委员会第五次会议通过，自 1984 年 11 月 1 日起施行，根据 1996 年 5

月 15 日第八届全国人民代表大会常务委员会第十九次会议《关于修改〈中华人民共和国水污染防治法〉的决定》修订。内容包括总则，水环境质量和污染物排放标准的制定，水污染防治的监督管理，防止地表水污染，防止地下水污染，法律责任，附则，共七章六十二条。

第五章防止地下水污染，规定如下：禁止企业事业单位利用渗井、渗坑、裂隙和溶洞 排放、倾倒含有毒污染物的废水、含病原体的污水和其他废弃物。在无良好隔渗地层，禁止企业事业单位使用无防止渗漏措施的 沟渠、坑塘等输送或者存贮含有毒污染物的废水、含病原体的污水和其他废弃物。在开采多层地下水的时候，如果各含水层的水质差异大，应当 分层开采；对已受污染的潜水和承压水，不得混合开采。兴建地下工程设施或者进行地下勘探、采矿等活动，应当采取 防护性措施，防止地下水污染。人工回灌补给地下水，不得恶化地下水水质。

《中华人民共和国水污染防治法实施细则》于 1989 年 7 月 12 日由国务院批准，国家环保总局发布。目前还没有根据修行的《中华人民共和国水污染防治法》对实施细则进行修订。有关重要规章有：GB8978—1996《污水综合排放标准》，GB/T14848—93《地下水质量标准》等。

（四）城市用水相关法规

《城市节约用水管理规定》，于 1988 年 11 月 30 日国务院批准，1988 年 12 月 20 日建设部发布，1989 年 1 月 1 日起实施。该规定的目的是加强城市节约用水管理，以保护和合理利用水资源，促进国民经济和社会发展。现在，国务院明确规定国务院水行政主管部门负责全国计划节约用水管理工作。

《城市供水条例》1994 年 7 月 19 日国务院令第 158 号发布，1994 年 10 月 1 日施行。

《城市地下水开发利用保护管理规定》于 1993 年 12 月 4 日中华人民共和国建设部令第 30 号发布，1994 年 1 月 1 日起实施。该规定的目的在于加强城市地下水的开发、利用和保护的管理，保证城市供水，控制地面下沉，保障城市经济和社会发展。

（五）其他相关管理法规

涉及到地下水管理的法规还有很多，如《水文水资源调查评价资质和建设项目水资源论证资质管理办法(试行)》，《地下水资源分类分级标准》GB15218—94，《地下水监测规范》SL/T183—96，《地下水动态监测规程》DZ/T0133—94，《城市地下水动态观测规程》CJJ/T76—98 等等。

目前我国还没有专门针对地下水立法，地下水方面的立法工作还远不够全面和完善。

3.2 国外地下水管理的经验

由于各国水资源状况、经济发展水平和社会制度的不同，在开发利用和保护管理水资源的方法上有差异，但是大都把水资源作为关系国计民生和影响发展潜力的重要资源放在重要地位加以管理，以期望实现可持续利用。下面简要介绍一些国家地下水管理的状况，希望可以为我国的地下水管理提供借鉴和参考。

3.2.1 美国的地下水管理

美国的水资源比较丰富，在 936.3 万平方公里的土地上，多年平均降水量 760 毫米，全国的河川径流总量为 29702 亿立方米。河川径流有 30% 是由地下水以泉水和河岸侧渗方式补给。地下水主要补给是降水下渗，其次是河、水库和灌溉渠系的侧漏补给。

美国的水资源管理机构，分为联邦政府机构、州政府机构和地方政府机构(县、市)三级机构，在州政府一级强调流域与区域相结合，突出流域机构对水土资源开发利用与保护的管理与协调职能。

近一百年来美国地下水管理制度仍为一连串的实验过程，其发展如下：

(1) 绝对所有权制—根源于早期河岸权制与优先权制的变形

美国地下水权的产生应该也是根源于河岸权制，只要拥有地下水库上方的土地者，即享有水权，在此制度下，因为无法切确量测地下水的蕴藏量，且地下水资源为一种共有资源(common property)，所以超抽地下水的状况非常严重，水权的约束效果相当有限，用水也不具效率。

(2) 相关权利制—源起于 1903 年 Katz v. Walkinshaw 的判例

19 世纪美国水利法规着重于地表水的使用，然而随着水资源日益匮乏，至 20 世纪，地下水资源逐渐受到重视。1903 *Katz v. Walkinshaw* 判例发展出相关权利原则(*correlative rights*): 亦即“土地所有者对地下水资源虽拥有最高使用权，但必须将水资源共享于相关地下水资源所有者; 而地下水资源的最优先使用权仍为拥有地下水源者。除拥有地下水库上方土地者外，经申请而取得优先权者(*appropriated*)，也可使用拥有地下水源者的余水(*surplus*)，而申请优先权者则依先来先用原则 (*First in time, first in right*)。”此规范将地下水权与地权分离，与地面水的优先权制相同，成为水资源分配观念的一大突破。

(3)共同规范法则(*Mutual prescription*) 源起于 1949 年 *Pasadena v. Alhambra* 的判例

地下水资源有耗竭性，相关权利制虽解决了部分的用水公平原则，但在“先来先用”之规范下，仍无效率且不公平，共同规范法则乃因应而生。1949 *Pasadena v. Alhambra* 的判例，判定使用同一地下水域(*basin*)者，应按比例公平分配可使用的用水量，而非采取先来先用制度。此判例较能考量后来者的权益及用水效率的提升，一般认为也有助于提高用水的公平准则，被后继地下水权相关判决广泛引用。

(4) 公共用水权—源起于 1961-62 年加州水资源临时委员的决议

地下水为干旱年救急的重要资源，然因地下水资源属于共有资源，无政府管制下必然会有过度抽取的结果。为妥善管制地下水的使用，1957 年加州地表水、地下水的统一管理机制即已成形。1961-62 年加州组成临时委员会讨论地下水的问题，当时决议：“公共用水为顾及社会最高利益(*paramount interest*)，及重大考量(*vital concern*)的用水应有最优先权，以避免地层下限、海水入侵等危害社会安宁(*peace*)、安全(*safety*)与大众福祉 (*welfare*)等侵害。”

在详尽权利归属之下，美国西部各州采用地下水分区管制、或以地下水资源生产力评估(*water production statements*)为依据，为补注地下水(*replenishment assessment*)而征收抽取税(*pump tax*)。但是地下水管理单位仍然力不从心，美国各州地下水超抽事件还是一再上演，不过根据美国各州的规范与地下水蕴含量观测，规范越严谨且周密的制度，越不容易造成超抽。

(5) 实质条件原则(*physical solutions*) 源起于 1975 年 *Los Angeles v. San Fernando* 的判例

地下水的蕴藏量视地下水域不同而异，过去建立的绝对所有权、相关权利原则、共同规范法则与公共用水权的水权机制，仅考虑用水的优先次序与需求面的水量管制。1975 年因 *Los Angeles v. San Fernando* 判例，发展出一个考量供给面管理的地下水权管理机制。此判例认为一个公平分配的水权应视地下水蕴藏量的自然条件(physical solutions)而加以设定，且其水权量的设定应依不同案例而异(case by case)。

依 *Los Angeles v. San Fernando* 判例，若要定义地下水权则首先需了解安全出水量(safe yield)，所有权人不得抽取超过安全出水量的水量。虽然此供给面管理机制已开始发展，但是对地下水相关科学知识仍所知有限，如何确定安全出水量及地下水权的设定尚充满不确定性。

(6) 许可制(Permit) — 源起于 1977 年 Coastal Commission

1977 年 Coastal Commission 规范：海岸地区的开发与抽取地下水须取得核发的许可证，此为西部地区地下水管理制度的先趋。但此规范并不完备，因为在同一地下水域，若在海岸地区外抽取地下水则不需核准，也造成地下水的超抽与海岸地区的破坏；因此地下水的管制须要全面性的管制，方为有效率的管理机制。

自 1977 年后西部各州相继推行地下水的许可制，然而地下水量的不确定性与地下水的共有资源特性，仍为地下水许可制的隐忧。

(7) 经营管理权制(Management doctrine) — 1990 年代

地下水与地面水水权管理制度的演进相同，1990 年代，人们逐渐重视地下水对生态环境的效益，及超抽地下水所引发的地层下陷、地下水咸化的生态环境损失。为了公众利益，美国地下水权的经营管理制(Management doctrine)成形(Bowman, 1990)。

经营管理权制是基于公益而进一步约束私权，至今采用不久，是否能有效遏止地下水超抽的共有资源耗竭现象，还需要时间考验。

美国地下水权的管理没有地表水权管理那么完善，现在美国的地下水权制度大体上有以下四种形式：

(1) 优先用水权，基于“谁先用，谁优先”和“连续使用，不使用即丧失水权”的两项原则，有 14 个州采用。

(2) 与沿岸用水权相仿的水权，有 19 个州采用。

(3) 合理用水权，原则是“土地所有者对其地下的水拥有水权，但是对灌溉用水有限制”，有 16 个州采用。

(4) 相关用水权，原则是“对公共含水层上面的各土地所有者有同等的用水权，水量不足时要按土地面积的比例削减”，只有加利福尼亚州采用。

经过一百多年的发展，美国的地下水水权经历了绝对所有权制、相关权利制、共同规范法则、公共用水权、实质条件原则、许可制、经营管理权制。大致从无人所有进展到社会共有，再由共有立法为私有（绝对所有权），接着又由修法限制私有的权限（合理所有权），然而水资源的重要性及稀少性终于迫使社会体认水权宜独立于地权之外，应另行分配这项财产权（优先权制），又在政府介入分配屡屡出现缺乏效率之下，不得不引进许可制，以更严格的态度核发水权，并保留随时介入的可能性。

3.2.2 法国的地下水管理

法国的国土面积 54.73 万平方公里，人口 6200 万人（2004 年 1 月），耕地面积 2.58 亿亩，多年平均年径流量约 2000 亿方。

法国于 1935 年颁布了《地下水保护法》，之后颁布了一系列关于水的法令。1992 年 1 月 3 日，法国颁布了新的水资源管理法案，该法律第 1 条规定“水是全民共同财产的组成部分。”法国的水资源管理在法律规定的前提下体现的原则之一是“水的管理应该是总体的，既要管理地表水，又要管理地下水；既管水量又管水质；并要着眼于开发利用水资源的长远利益，考虑生态系统的物理、化学及生物学等的平衡”。

法国的水资源管理系统涉及国家行政机器的各个层面——中央、大区、省、市镇、用户、民选代表、流域委员会和水务管理局。

3.2.3 荷兰的地下水管理

荷兰全国国土面积 3.4 万平方公里，（不包括内陆水面面积），其中围垦造成的面积 2.0 万平方公里。全国年径流量约 100 亿立方米。

荷兰有多个自治省组成，有三级政府组织：中央政府，12 个省，大约 800 个

市。自 15 世纪来，荷兰建立起一种独特的水资源管理机构——水管局。水管局的行政级别与市平行，是省的下一级机构，省有权建立和解散水管局。但是水管局不同于市，它是职能部门，只负责水管理、渠道、水道及桥梁的管理与维护。主要任务是：防洪；控制水量与水质；管理水道及道路。

水管局作为公共事业部门，管理范围包括地下水、地表水、水量、水质、水环境及河床、河岸等基础设施，负责城乡整个排水过程，包括水质、水量、废水处理及防洪。主要任务是制定管理方案并由用水户及相关团体执行，并对水政策中存在的问题提出意见。

3.2.4 澳大利亚的地下水管理

澳大利亚国土面积 768.23 万平方公里，年平均降水量约 400 毫米，雨量分布在地理上、季节上、年份上差别很大。澳大利亚水资源总量为 3430 亿立方米，人均水资源量为 18743 立方米。

澳大利亚对水资源采用联邦政府、州政府和水管局三个层次的管理，实行严格的水量定额分配制度和水务管理市场化运作。

各州政府是水资源的拥有者，包括地表水和地下水。每个州的水权形式和水管理模式不尽相同，但都通过立法来管理其区域内的水资源，基本上形成了比较健全的水资源和水权管理法律法规体系。水权的界定、分配、转让、调整等都有法可依、有章可循。但由于情况不同，各州在对水资源提取利用时很难相互协调，往往过度用水，对生态环境造成不同程度的威胁和破坏。鉴于此，澳政府于 1995 年颁布了《水分配与水权—实施水权的国家框架》，明确了“环境是合法用水户”。1996 年，澳政府又颁布了《地下水的分配与使用—澳大利亚地下水管理国家框架》，把地下水资源与地表水资源作为整体纳入国家统一管理范畴。

1994 年，澳大利亚政府推出了水资源改革框架协议，要求各州签署这一协议，对水资源分配中的水权关系、水量、水的可转让性等进行改革。协议规定，允许进行地表水和有条件的地下水交易，即拥有水权的用户可以把自身在生产过程中节约下来的水以商品形式卖给需求者。地表水交易的主要形式包括河段或集水区范围内、流域内、流域间以及跨州的水权交易；地下水交易一般只能在同一区域内进行。无论地表水还是地下水交易，都应符合政府制定的水资源管理规划及其相关资源管理规划和政策。框架协议的出台和实施大大推动了水权交易市场的形

成和发展。

任何形式或区域内的水交易都必须在满足维护生态环境用水的前提下进行。在水资源的分配过程中，国家环境部要首先对每一个流域的水资源进行评估。在确保心中有数的前提下，才能依照水权分配水资源。水权拥有者只能在其水资源配额内进行水交易。

按照分水封顶制度，流域委员会根据协议水量分配到各州，州政府负责执行。任何新用户（灌溉开发、工业用途和城市发展）的用水都必须通过购买现有的用水权来获得。

3.2.5 日本的地下水管理

日本国土面积 37.7 万平方公里，多年平均降水量约 1800 毫米，正常年份的水资源总量约 4500 亿立方米，干旱年份为 3300 亿立方米。

日本没有全面涉及地下水的使用与水权的法律。根据《日本国民法》第 207 条的规定：私有土地下的地下水所有权属地主所有，即土地所有权包含了相应的地下水的所有权，这两种所有权不分离。

对于抽取地下水，在《日本工业用水法》，《日本建筑用水法》中都做出了具体规定，凡在地面沉降地区开采地下水，都必须经都道府县知事或市长批准。

由于各国的历史变迁和地下水问题的严重程度不同，各国的地下水相关法律、地下水的水权制度和市场化程度各不相同，但是大体上的发展趋势都是地表水与地下水的统一管理，明确水权，不同程度引入水权市场的交易。而且也开始注意到地下水可开采量和生态用水。

4 地下水开采的经济分析

地下水开采的经济分析有两个目的，一是分析如何有效利用地下水，二是寻找地下水经济可行性的替代水源。

针对问题一，可以建立地下水开采与利用的经济决策模型，以地下水的用途为决策变量，以地下水利用产生的经济效益为目标函数，边界条件为地下水可开采量及工程设施。这类模型如果单纯以经济效益为目标，优化的结果必然使地下水更多用于工业与服务业，因此可能还需要考虑社会效益因素。

针对问题二，其核心问题是如何制定合理的地下水价格，同时降低替代水源或节约用水的成本，最终目标是通过经济手段控制地下水的开采规模。

4.1 关于水资源费

根据《用水管理理论与实践》，截至 1996 年底，全国出台征收水资源费的管理办法的省（区）已达到 20 个，全国出台征收水资源费的县（市、区）达到 1800 多个，征收额由 1993 年的 4 亿元增加到 1996 年的 6 亿多元。山东省 1997 年共征收水资源费 2.53 亿元，其中淄博市征收水资源费 1.33 亿元。

表1 山东各地水资源费征费标准 单位：元/立方米

地市	济南	青岛	淄博	枣庄	东营	烟台	济宁	菏泽
地表水	0.10~0.70	0.05	0.30~0.70	0.30	0.10~0.15	0.05~0.80	0.20	0.04
地下水	0.15~0.70	0.15	0.90~1.00	0.30	0.40~0.50	0.05~0.80	0.30	0.04

表2 淄博市水资源费征费标准 单位：元/立方米

年，月	地表水			地下水			矿坑水	
	优质		劣	优质		劣	生活	生产经营
	生活	生产经营		生活	生产经营			
1993.4~1993.6	0.06	0.30	0.10	0.06	0.50	0.30	0.06	0.50
1993.7~1996	0.30	0.70	0.20	0.90	1.00	0.50	0.30	0.90

根据《关于水资源费征收管理情况的调研》，受水资源条件、经济发展水平等影响，全国各省、自治区水资源费征收标准差异很大，从最低 0.004 元/立方米(吉林)到最高 1.80 元/立方米(山东)标准制定方式也不尽相同。

据统计，自 1998~2001 年以来，全国 4 年共征收水资源费 46.15 亿元。水资源费征收总额逐年增加，从 1998 年的 8.74 亿元增加到 2001 年的 14.08 亿元。在 1998~2001 年征收的水资源费中，工业用水征收水资源费 28.56 亿元，占征收总量的 66.9%；生活用水征收水资源费 9.32 亿元，占征收总量的 21.8%；水力发电用水征收水资源费 2.88 亿元，占征收总量的 6.7%；火电用水征收水资源费 1.79 亿元，占征收总量的 4.2%；农业用水征收水资源费 0.16 亿元，占征收总量的 0.4%。

北京市 2000 年水利工程供水水价 0.50 元/立方米，自来水售水价 2.13 元/立方米，污水处理费 0.68 元/立方米，自来水综合售水价为 2.81 元/立方米含污水处理费，自备井地下水水资源费 0.80 元/立方米。

天津市 2000 年水利工程供水水价 0.55 元/立方米，污水处理费 0.40 元/立方米，自来水综合售水价为 2.20 元/立方米(含污水处理费)，地下水水资源费 0.50 元/立方米。

河北省现状自来水价格，居民生活用水已提高到 1.00~1.50 元/立方米，工商企业为 1.79~2.55 元/立方米，城市自来水平均水价为 1.43~2.00 元/立方米。含水资源费、排水费、污水处理费及地方附加费，自备井水资源费为 0.30~1.50 元/立方米。

2002 年 9 月 1 日起苏州市市地下水资源费标准为：企、事业单位(含外资企业、个体工商户)直接取用地下水的，每立方米 2.0 元；农村公共设施供水(镇、村自来水厂)以地下水为水源的，每立方米 1.0 元；用机电设施直接取用浅层地下水的，每立方米 1.0 元。

4.2 经济模型

以包头市地下水—地表水联合调度多目标管理模型为例：

运用管理模型对地下水和地表水资源优化调度，解决包头市水资源短缺问题。首先建立双层含水层地下水流数值模拟模型，并求得地下水系统单位脉冲响应函

数。考虑水资源与社会、经济和环境的关系，构建地下水-地表水联合调度多目标管理模型。决策变量为潜水和承压水开采量、各地表水厂向各管理子区的供水量，主要目标为最大限度完成工业总产值、供水费用最小、最优控制地下水位和尽量满足农业灌溉用水。模型归结为求解线性目标规划问题。结果表明，优化总供水量为 $66638.9 \times 10^4 \text{m}^3/\text{a}$ ，其中地下水供水量为 $13506.2 \times 10^4 \text{m}^3/\text{a}$ ；优化方案最大限度地满足规划需水量，使有限的水资源发挥最大的经济效益；通过对地下水开采量的控制，地下水流场趋于合理。最后根据优化方案提出了宏观水资源管理对策。

求解方法：目标规划法结合了理想点法和层次求解法的优点，将各目标所希望达到的值作为理想点，把原来“硬约束”加入正负偏差变量转化为“软约束”，使问题总能得到目标规划意义下的最优解，解中的正负偏差变量值给出了许多有用的决策信息。线性目标规划是单目标线性规划的延伸，具有统一的数学表达形式和通用的计算程序，可求解大规模多目标规划问题，是目前应用最广的一种方法。

管理模型设置地表水和地下水两类决策变量：管理模型采用多目标规划求解，将各约束中加入正偏差和负偏差变量，则可变为等式约束。目标函数则可表示为由各类偏差变量求极小值问题。

目标约束：

第一层目标——最大限度地完成工业产值；

第二层目标——费用最小，供水总费用尽可能接近或小于规划供水总成本；

第三层目标——环境控制，对地下水位进行严格控制，使各控制点水位尽量接近期望控制水位；

第四层目标——保证基本农业需水量；

资源约束：各地表水源地和取水工程的供水量不得大于其最大可供水量；地下水以均衡开采为原则，确定各水文地质单元的可开采资源量，潜水开采量不得大于其可开采资源量，承压水开采量不得大于其可开采资源量。

上下限约束：地表水变量以规划期自来水管网最大供水能力为上限。地下水变量的上下限根据以前的开采量确定

结果分析：根据优化结果和供水价格，计算出包头市区总供水费用为 1.79×10^8 元。其中地表水供水费用 1.75×10^8 元，平均单位供水成本 0.414 元/ m^3 ；地下水取水费用为 0.04×10^8 元，平均供水成本仅 0.099 元/ m^3 。可见，地下水的供水成本要比地表水低得多，加之地下水水质好，因而各单位都倾向于多用自备井开采地下水，致使地下水严重超采。目前包头市地下水资源费为 0.05 元/ m^3 ，加上供水费用，自备井供水成本仅 0.15 元/ m^3 ，大大低于目前包头市自来水工业用水售价（0.5 元/ m^3 ~0.8 元/ m^3 ）。故可运用价值规律，适当提高地下水资源费，使自备水源供水成本与自来水价基本持平，来达到调整和控制地下水开采量的目的。

5 典型研究

5.1 太子河地下水利用

5.1.1 太子河流域及地下水概况

太子河流域面积 13,883 平方公里，多年平均水资源量为 59.6 亿方，地表水资源量 45.6 亿方，地下水资源量为 14.0 亿方；年供水量 19 亿方，地表水占 40%，地下水 60%（约 12 亿方，开采系数 0.85）。



图5 太子河流域

(<http://www.esrichina-bj.cn/library/arcnews15/new15-taizihe.htm>)

5.1.2 太子河流域地下水管理

按照《辽宁省取水许可制度实施细则（1994）》，超过 10000m³，由水利厅审批；3000~10000m³，由市水利局审批；3000 m³以下，由县水利局审批。

在太子河流域，与地下水管理相关的政策法规包括：

《辽宁省地下水资源保护区计划》（1998）

《辽宁省地下水观测井网计划》（1999）

《辽宁省地下水资源保护条例》（2004）

《辽宁省地下水通报》

5.2 京津唐地区地下水

5.2.1 京津唐地区概况与地下水评价结果

京津唐平原地处华北平原的北部，全区总面积 33075km²，本区多年平均降水量为 594.6mm。浅层淡水的补给主要为大气降水和渠灌入渗，京津唐平原淡水区地下水资源量为 47.53 亿，2-5g/l 微咸水区地下水资源量 7.18 亿，大于 5g/l 咸水区地下水资源量 5.77 亿。京津唐平原区浅层地下水的可开采量 47.07 亿，占总补给量的 88%；深层承压水控制可开采量为 4.34 亿；岩溶水可开采量 0.25 亿。

5.2.2 京津唐地区地下水开发利用现状

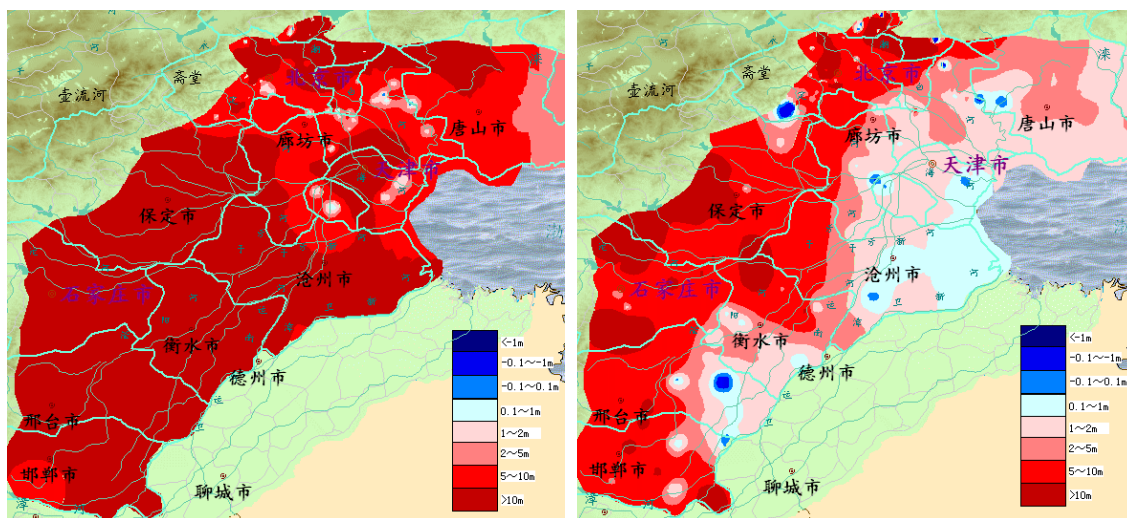
地下水是京津唐平原的主要供水水源，据统计平水年份地下水供水量占总供水量的 40%，枯水年份占一半，特枯年份占 2/3。

全区 1984 年地下水开采量为 62.64 亿，其中浅层地下水开采量为 45.06 亿，占 71.9%，深层地下水开采量为 17.58 亿，占 28.1%。北京城近郊区长期持续开采使地下水位以年均 0.89m/a 的速率下降，1980—1984 年平原累计亏损量 36.92 亿左右。1985~1988 年降水量处在平水甚至偏丰年份，集中开采的中心区和远郊少部分地区，水位仍在下降，地下水仍处于入不敷出的超采局面。天津市深层承压水严重超采，已形成了市区、塘沽、汉沽、静海等承压水水头下降漏斗。1983 年引滦入津后在市区压缩部分开采量，对控制水位下降起到了一定作用。但从允许控制开采量和实际开采量比较，市区，塘沽等地，实际开采量仍数倍的超过允许控制开采量。1998 年北京东郊、天津漏斗区面积仍大于 1000km²，唐山市的中心区、东矿区，廊坊市区、大城县、坝县等由于超量开采地下水，形成了地下水漏斗。京津唐地区地下水水位变化见图 6。

5.2.3 京津唐地区地下水合理开采量分析

按照 B-a，华北平原补给模数在 5 万立方米左右；适宜开采或引用地下水的地区平均地下水开采模数（每年每平方千米可开采地下水资源量），北方平原区为 6.6 万立方米。以此估算京津唐地区的地下水天然补给量、适宜开采量分别为 15

亿立方米、20 亿立方米，小于现状地下水评价结果。从降雨量的角度，如果降雨入渗系数取 0.1，则总入渗补给量约为 $33075 \times 594.6 \times 0.1$ ，约为 20 亿立方米，考虑近年来北方偏旱，降雨量偏低，补给量更小。从以上两个角度，可以初步看出目前的地下水评价结果（可开采量 47.07 亿）偏于乐观。



2005 年 12 月与 1990 年 12 月地下水位对比

2005 年 12 月与 2000 年 12 月地下水位对比

图6 京津唐地区地下水位变化

5.2.4 京津唐地区地下水恢复对策

压缩超采区的开采量，补充水源：北京城近郊区应调整机井布局，通过官厅水库与西部地下水库的联合运用，利用水库丰平水年的弃水回灌，补给地下水源，天津市、廊坊地区应控制深层水的开采。严重开采深层水会造成地面沉降、海水入侵等一系列问题，长期饮用深层水危害人类的健康。天津应抓紧进行供水系统的配套工程，饮用深层水源换成引滦水。廊坊地区应尽早安排地表水补充饮用水水源。

合理调整地下水开采区：天津南部浅层地下水水质好，易开采，尚有一定潜力，可酌情开采。滦河下游区，地下水埋藏浅，应加以开采利用，夺取潜水蒸发。北京东部个别水位较高的地区，可酌情布井，使地下水得到更充分的利用。

5.3 安全地下水位 (以内陆干旱区为例)

5.3.1 内陆干旱区基本特点

我国的西北地区包括新疆、青海、甘肃、宁夏、陕西和内蒙古西部。西北内陆干旱区，是指上述省、自治区范围内的贺兰山以西的内陆干旱区。在地理位置上，西面与北面至国境，东至贺兰山—祁连山—青海湖一线，南至昆仑山脉；在流域划分上，不包括长江流域、黄河流域的水系，但包括新疆北部的额尔齐斯河等外流河；在干湿程度上，绝大部分属于干旱与极干旱地区。

西北内陆干旱区的年降水量除海拔很高的山区外，都在 300mm 以下，个别地方甚至在 10mm 以下。内陆河流域按水文过程可分为山区的径流形成区和平原的径流利用和散失区。平原绿洲区是人类的主要活动区，内陆干旱区的经济主要是绿洲农业经济。内陆干旱区平原绿洲的年降水量一般约 50~150mm，自然植被的生长，主要依靠地下水。不同植物的正常生长、要求有适宜的地下水位埋深和必须消耗的水量（地下水的潜水蒸发）。内陆河流域是生态环境对地下水最为敏感的地区。

平原绿洲的社会经济发展，用水量和耗水量增加，不少地区地下水也被大量开发利用，人类活动改变了自然状态下的水量平衡关系，从而改变了地下水系统的水环境，直接导致自然植被的衰败和死亡，这是造成西北地区内陆盆地平原区土地荒漠化的主要原因之一。从某种意义上，在西北内陆干旱区地下水系统的保护就是自然生态系统的保护。

5.3.2 内陆干旱区的地下水问题

为满足日益增加的需水要求，一些地区在地表水高度开发利用的同时，不断加大地下水的开采利用。目前在地下水的开发利用过程中，存在的主要问题是部分地区的地下水资源量估计过大，造成个别地区地下水超采严重，已经对生态环境产生了明显的负面影响。

由于内陆干旱区水资源转化与消耗的复杂性，以往水资源的评价有不确定性，主要表现在地下水资源的评价，地下水补给量与可开采量的评价普遍偏大，一定

程度上造成水资源利用规划的决策失误。

内陆干旱区平原绿洲地下水资源评价与利用可概括为四个特点，简称为转化性、动态性、有效性和不确定性。

- 地下水资源的转化性——由内陆干旱区平原绿洲四水转化的特点可知，地下水补给量可区分为天然补给量与转化补给量，在总补给量中，转化补给量占有比较大的比例，一般在 80~90% 以上。转化补给量是可开采利用的，但作为资源量与地表水资源相重复。泉水是地下水转化为地表水，若将泉水作为独立的水资源，则重复计算了两次。
- 地下水资源的动态性——地下水补给量与来水量的大小有关，因而具有动态变化的特点。同时，地下水的转化补给量与灌区的渠系水利用系数、田间水利用系数等有关，随着渠道衬砌率的增加，渠系渗漏补给量将减少。此外，地下水位开采、地下水位下降，也会对地下水的补给量产生影响。因此，地下水补给条件发生变化后，地下水的补给量要重新评价。
- 地下水资源的有效性——地下水补给量尽管在资源上有重复计算的部分，但原则上都是可以开采利用的。地下水开采量越大，地下水位埋深大，潜水蒸发量就越小。因此，在西北地区存在着夺取无效潜水蒸发、增大水资源可利用量的观点。实际上地下水的潜水蒸发，大部分为农田作物和荒地自然生态植被所利用，潜水蒸发不能一概视为无效。在考虑自然生态植被耗水的条件下，地下水可开采量的评价要慎重。
- 地下水资源评价的不确定性——地下水的补给量不能直接测定，在地下水资源评价、转化补给量的计算中要用到一些参数，这些参数的确定、缺少必要的依据，故而地下水资源量的评价具有不确定性。当前，总的倾向是评价的资源量偏大。

以上地下水评价中存在的问题，导致目前西北内陆干旱区地下水评价的结果偏大，尤其是可开采系数的估计偏大，造成了个别地区实际开采量尚未达到可开采量就已经造成了地下水位的持续下降，引起了生态环境的恶化。目前内陆干旱区的地下水评价中，采用湿润区的地下水可开采系数，一般为 0.7~0.8，而实际的可开采系数远远小于这一估计。

内陆干旱区水资源利用的主要问题是：水资源利用效率和效益低，社会经济用水不断挤占自然生态用水。在地表水开发利用程度已经比较高甚至已经完全被利用的情况下，转向大量开采地下水。实际上，地下水资源量与地表水开发程度

密切相关，随着地表水利用程度的不断增加，地下水资源必然有所减少，仍然按照以前的地下水评价的可开采量进行地下水开发，必然导致地下水位的持续下降，而地下水位的下降直接导致土地沙化、生态退化。

随着对生态环境的日益重视，在地表水水资源配置中，目前已经逐渐意识到必须保证一定的生态供水以维持生态环境。在地下水水资源的开发利用中，这方面的认识还不是很清楚，诸如地下水合理的开采量是多少、地下水与生态环境的关系等问题还没有得到比较清晰的认识，这导致了在地下水开发利用的实际中，出现了地下水超采及生态环境破坏等一系列问题。

5.3.3 自然植被与地下水位埋深

植物的生长必须有必要的水分供给以完成光合作用、呼吸作用等必要的生理过程，水分补给条件直接决定了植物的生长状况。陆生植物的水分补给主要依靠植物根系从土壤中汲取水分，土壤的水分状况决定了陆生植物的生长状况。土壤水分的来源包括降雨、灌溉、洪水漫溢等地表水的入渗，以及土壤水侧渗、地下水侧向运动、地下水向上补给等地下水土壤水自身的运动。自然植被一般不存在灌溉的情况，西北内陆干旱区降雨稀少，洪水漫溢也仅发生在少数河流的少数河段，因此内陆干旱区的自然植被主要分布在河道（包括渠道）两侧、湖泊水库周围及灌区的外围地带。这些地带的共同特点是有比较稳定的地下水补给主要是地下水的侧向补给，土壤水分的状况主要取决于地下水位的高低，因此从比较宏观（包括时间上的与空间上的）的角度来看，可以认为内陆干旱区自然植物的生长状况与地下水的埋深关系密切。

在这一指导思想下，研究者开展了大量的研究工作，其基本方法是通过野外调查，了解不同植物的生长状况与地下水位的关系，以确定维持与保护生态环境对水资源尤其是地下水的基本要求。即使均为干旱区，降雨量大小也有所差异，加之气温等气候条件、土壤条件的差异，使得不同干旱区的自然植被与地下水的关系不尽相同。

干旱区的自然植被可以大致分为乔、灌、草三大类，对地下水位也有着不同的要求，分别以胡杨、柽柳、芦苇作为乔、灌、草的典型植被，根据他人的研究成果，汇总典型植物生长状况与地下埋深的关系。

1、胡杨

胡杨，英文名 *Populus euphratica*，多年生乔木，耐盐碱、贫瘠土壤，生于荒漠、半荒漠河流沿岸、河谷、龟裂土、盐碱土、湖泊周围河绿洲。

张蔚榛等在塔里木河干流区的研究结果表明胡杨在不同地下水埋深范围内出现的频率见表 3。

表3 塔里木干流区胡杨在不同地下水埋深范围内总体出现频率（%）

地下水埋深	<1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	8-9m	9-10m	>10m
出现频率	4.72	13.78	20.96	20.62	12.41	5.90	7.26	7.11	4.77	0.37	

赵文智在黑河地区的研究结果表明不同地下水埋深对应的胡杨生长状况见表 4。

表4 黑河三角洲地区地下水埋深与胡杨长势、在群落中的地位的关系

地下水埋深 (m)	生长状况
1.0-2.5	与芦苇、沙枣伴生，在群落中重要值仅占 40-60%
2.0-3.0	正常生长，在群落中的重要值占 70-80%
3.0-4.5	基本正常生长，生境柽柳侵入，在群落中的重要值不足 50%
4.5-6.0	生长不良、枯梢、个别死亡，零星散生在柽柳群落中
6-10	大部分死亡，点缀在苦豆子和其他杂草中
>10	全部死亡

张武文等在额济纳旗地区的研究结果表明：胡杨在地下水埋深小于 4 m 时，生长正常；当地下水埋深在 4~6 m 时，胡杨生长不良，开始出现秃顶、叶枯现象，少数死亡；当地下水埋深达 6~10 m 时，大部分胡杨枯死；地下水埋深超过

10 m，则胡杨全部死亡。

王让会等在塔里木河两岸的研究结果表明：在没有洪水漫灌的情况下，地下水对其生长起着重要作用，地下水埋深是荒漠河岸林生长的主要制约因素。当地下水埋深< 3.0m 时，生长旺盛；当地下水埋深 3.0~4.0m 时，生长正常；而当地下水埋深> 4.0 m 时，生长衰退。

综上，可以认为最适合胡杨生长的地下埋深为 3~5m。

2、怪柳

怪柳，又称红柳，英文名 Tamarix spp，一种落叶小乔木，老枝红色，叶子像鳞片，夏秋两季开花，花淡红色，结蒴果。能耐碱抗旱，适于造防沙林。

张蔚榛等在塔里木河干流区的研究结果表明怪柳在不同地下水埋深范围内出现的频率见表 5。

表5 塔里木干流区怪柳在不同地下水埋深范围内总体出现频率（%）

地下水埋深	<1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	8-9m	9-10m	>10m
出现频率	4.34	19.96	26.11	22.12	13.59	3.92	0.92	5.17	0	2.31	1.56

赵文智在黑河与石羊河地区的研究结果表明不同地下水埋深对应的怪柳生长状况见表 6。

表6 石羊河和黑河下游不同地下水位埋深怪柳群落长势比较

地下水埋深（m）	石羊河下游	黑河下游
1-3	正常生长，在群落中伴生种	正常生长，在群落中伴生种
3-5	正常生长，在群落中伴生种	正常生长，优势种
5-7	正常生长，在群落中优势种	退化、枯死、少数死亡
7-9	正常生长，优势种，种群盖度最大	严重退化，大部分死亡

9-11	盖度下降，枯死	几乎全部死亡
>11	明显衰退	

马金珠等在塔克拉玛干沙漠南缘地区的研究表明：生长良好的怪柳中 90% 以上的分布于地下水位小于 6 m 的区域，见表 7。

表7 塔克拉玛干沙漠南缘怪柳灌丛群落与地下水位的关系

群落类型	地下水 埋深/m	地貌	盖度 /%	高度 /m	伴生植物	生长状况
怪柳幼林	1.0~2.5	河心洲漫滩	35~45	1.0~3.0	芦苇、拂子草、 胡杨幼苗	良好
怪柳—芦荟 —苦豆子	3.0~3.5	一级阶地	60~75	>3.0	芦苇、苦豆子、 黑刺、骆驼刺、獐毛	旺盛
怪柳—芦苇	3.0~4.0	一级阶地	70	2.0~2.5	骆驼刺、甘草、胡杨	良好
怪柳—甘草	5.0	一级阶地	35	1.5~2.0		干枝
怪柳	6.0~7.0	二级阶地	25~40	1.5~2.0	骆驼刺、芦苇	有枯枝
树柳沙包	8.0~10.0	二级阶地	10	3.5	芦苇等草本植物	有枯枝

因此，怪柳的耐旱性强于胡杨，在地下水埋深 5~6m 的范围内分布广泛，生长良好。

3、芦苇

芦苇，英文名 *Phragmites australis*，多年生草本，广泛分布于我国各地，多为湿地植被的主要组成种，在干旱区的沼泽、湖岸、河岸和盐渍化土壤上有分布。

张蔚榛等在塔里木河干流区的研究结果表明芦苇在不同地下水埋深范围内

出现的频率见表 8。

表8 塔里木干流区芦苇在不同地下水埋深范围内总体出现频率 (%)

地下水埋深	<1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	>8m
出现频率	14.29	36.93	29.45	16.85	6.02	1.81	0.77		

马金珠等在塔克拉玛干沙漠南缘地区的研究表明: 生长良好的芦苇一般分布在地下水埋深 1~2.5m 范围内。

综上, 可以认为芦苇生长的适宜地下水埋深为 1~2m, 但随着地下水埋深的增加, 芦苇的株高随之增加, 相应的根系也愈为发达, 使得芦苇的分布范围较广。

4、植被群落

内陆干旱区的自然植被群落往往是若干种植被的杂生, 不同的生态景观与地下水关系密切, 马金珠等在塔克拉玛干沙漠南缘地区的研究结果见表 9。

表9 塔克拉玛干沙漠南缘地下水与荒漠植被生长的关系

荒漠生态景观	地貌	土质	有机质含量 /g · kg ⁻¹	土壤含盐量 /g · kg ⁻¹	地下水埋深/m	地下水矿化度 /g · L ⁻¹	优势植物及生长状况
幼龄荒漠河岸林	河漫滩	冲积性粉细砂	不高	轻	1~2	1~3	胡(灰)杨生长良好, 林下有柽柳河多种草本植物
中龄近成熟荒漠河岸林	低阶地或自然堤	粉细砂有粘枝落叶层	10~40	10~20	2~4	1~3	林相佳、郁闭度 0.2~0.4, 林下有多种草本植物
过成熟荒漠河岸林	古冲积平原干河床两岸	粉沙质亚沙土	10~30	20	5~10	5~10	优势胡(灰)杨、杂有少量柽柳灌丛, 更新不良
衰败荒漠河岸林—灌丛	古冲积平原	亚沙土、亚粘土、盐结皮		20~50	5~10	5~20	优势胡(灰)杨和柽柳明显败
柽柳灌丛	低阶地、河间低平地	亚沙土、亚粘土	10~30	10~20	2~4	1~5	柽柳、铃铛刺生长良好、伴生多种草本植物
盐化草甸	河漫滩	亚沙土	10~15	5~15	0.5 ~ 2	1~5	耐盐、中生草本植物、生长良好, 盖度较大
盐生灌草	低阶地、河	亚沙土、亚	10~20	10~20	2~4	1~5	灌丛和草本生长良好、

丛	间地、湖滨	粘土具腐殖质					杂有盐穗木、盖度较大
荒漠化草甸	断流河道滩地、低阶地	亚沙土、粘土	10~20	10~15	4~6	3~5	草本植物生长不良,盖度低
稀疏柽柳灌丛	沙漠边缘、沙丘高 1~6m	粉细沙与枯落物互层	2~6		3~10	3~30	柽柳灌丛生长不良,盖度低<10%

张武文引用冯起等人的研究结果,认为荒漠绿洲植物胡杨、梭梭、白刺、沙枣等生长状况与地下水埋深有着密切关系:地下水埋深 3m 左右时,中年与成熟龄的植物长势良好,根出苗很多,但生长不良;埋深 4m 时,林带灌木开始生长不良,植物主干下的树枝枯死;在埋深为 4~5m 时,中生树生长完全停止;地下水埋深 6~8m 时,成熟林和中年树顶部枯死。

5.3.4 不同地下水位对应的耗水量分析

在内陆干旱区,土壤蒸发与植被蒸腾均可以视为地下水的潜水蒸发。计算裸地潜水蒸发的经验公式主要有幂函数公式、指数型公式、阿维里扬诺夫公式、清华公式、反 Logistic 公式等,如果考虑植被的蒸腾,一般根据根系发育程度进行地下水埋深的根系修正。

本研究选用指数型公式计算潜水蒸发。

裸地潜水蒸发公式为:

$$\frac{E}{E_{20}} = \alpha e^{-\beta H} \tag{5-1}$$

其中:

E—蒸发量, mm;

E₂₀—20cm 蒸发皿实测蒸发量, mm;

H—地下水埋深, m;

α, β—参数,对于以粉砂土为主的干旱区,分别取 0.62、0.8。

考虑植被根系修正的潜水蒸发公式为

$$\frac{E}{E_{20}} = \alpha e^{-\beta(H-r)} \tag{5-2}$$

其中，r—植被平均根系深度，m。

新疆塔里木河干流的起点阿拉尔站 2001 年的 20cm 蒸发皿实测年蒸发量为 1872.1mm，下游铁干力克 1981~2000 年多年平均 20cm 蒸发皿实测年蒸发量 2517.6mm，取两者的平均值 2195mm 作为干旱区的平均蒸发能力 E₂₀。这样，不同根系深度不同地下水埋深对应的潜水蒸发见表 10。

一般情况下，可以认为植被根系的平均深度与地下水的埋深相差 1~2m，这样，根据上表的计算结果，可以认为自然植被的年耗水量约为 300~500mm。

表10 不同根系深度 r 不同地下水埋深 H 对应的潜水蒸发量 (mm/a)

r(m)\H(m)	0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0
0.0	1361														
0.5	912	1361													
1.0	611	912	1361												
1.5	410	611	912	1361											
2.0	275	410	611	912	1361										
2.5	184	275	410	611	912	1361									
3.0	123	184	275	410	611	912	1361								
3.5	83	123	184	275	410	611	912	1361							
4.0	55	83	123	184	275	410	611	912	1361						
4.5	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361					
5.0	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361				
5.5	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361			
6.0	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361		
6.5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361	
7.0	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361
7.5	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912
8.0	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611
8.5	2	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410
9.0	1	2	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275
9.5	1	1	2	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184
10.0	0	1	1	2	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123

5.3.5 自然植被与地下水的水质

尽管沙生植物体内含盐量较高，对盐碱环境有一定的适应性，但当地下水矿化度达到一定限度时，植物的生长就会受到抑制。根据野外对每个植被生长状况下所取地下水进行水化学测试分析表明，红柳的耐盐性最强，当矿化度达到 22g/L 时还能继续生长，其它大多数植物在矿化度小于 3g/L 时生长良好，而达到 5~10g/L 时生长明显受到抑制。除红柳外，大多数植物在地下水矿化度达到 10g/L 时就开始死亡。

张武文、马金珠的研究结果都表明地下水矿化度小于 3g/L 时，自然植被生长正常，典型自然植被生长状况与地下水矿化度之间的关系见表 11。

表11 地下水水质与植物生长状况

植物类型	不同生长状况下的地下水矿化度/g · L ⁻¹			
	生长良好	生长一般	稀疏退化	枯萎死亡
红柳	<5.0	5.0~22.0	22.0~30.0	>30.0
胡杨	<3.0	3.0~6.0	5.0~10.0	>10.0
芦苇	<3.5	3.5~7.0	7.0~10.0	>10.0
甘草	<3.5	3.5~5.5	5.5~10.0	>10.0
骆驼刺	<2.0	2.0~6.0	6.0~8.0	>8.0
罗布麻	<3.0	3.0~6.0	6.0~10.0	>10.0

5.3.6 综合分析

评价地下水资源量评价结果合理性的科学指标，就是地下水水位的变化，地下水合理的开采量应当以不引起地下水水位的持续下降为限制性条件。

分析大量的研究成果，地下水埋深在 3 到 5m 的范围内，植被长势良好，地下水位太高引起盐渍化，地下水位太低引起植被衰退。

研究表明，自然植被年最小消耗水量为 300 到 500mm，如果植被根系的平均深度在 1~2m 的范围内，适宜的地下水位为 2.5~4.0m。

因此可以初步确定内陆干旱区安全地下水埋深为 5m，超过此限，将引起自然植被的衰退与生态环境的恶化。

6 地下水枯竭及地下水位恢复的对策

6.1 相关研究成果

引入可交易的水权制度是有效控制地下水开采量，提高地下水用水效率的重要手段。通过一级水权市场，将地下水可分配总量进行清晰的产权界定；利用二级水权市场，将用水户手中的水权进行再分配，实现水资源的最优配置。同时，政府通过对地下水可分配总量控制通过对水权交易市场的调控、监管以及对地下水抽取情况的监控来调节地下水的开采量，保证地下水水权市场的正常运行。

——葛颜祥等，《水权市场与地下水资源配置》

地下水资源管理信息系统，把地下水的开采量，水位动态变化过程和赋存介质进行可视化表达，使地下水开采—地下水位下降—地下水位降落漏斗形成的时间过程和赋存地下水的地质体展现在地下水资源管理者的眼前，为管理提供辅助决策支持，则对地下水合理开发利用和保护具有重要的意义。

杨军等，《江苏省地下水资源管理信息化建设探讨》

深化水价改革的重点应放在建立以节约用水为核心的合理的价格形成机制上。主要任务：一是要完善水价形成机制，改革主要任务：一是要完善水价形成机制，改革水价管理体制。二是改革水价计量方式。大力推行用水定额管理，超定额累进加价制度。进一步研究和推广“两部制”水价，推广丰枯季节性水价或季节浮动水价。三是实行按区域平均供水成本定价。四是建立农业供水末级渠系水价制度，积极推行“终端水价”制，规范末级渠系水价。五是要逐步完善农业供水计量设施，加强计量管理。六是要协调好水价改革与相关改革。

温桂芳等，《我国水价形成机制和管理制度深化改革研究》

目前技术水平可以使水量分配落实至每一基层用户每一口井，但为管理上的灵活性和应变能力，仍以行政小区内总量控制为主。因此，上述可行方案在具体实施时，须遵循如下原则：在中心城区及江河沿线等沉降敏感地区，地下水开采量应与回灌量保持动态平衡，即将含水层作为沉降调控工具及储能场所，进行“冬灌夏用”与“夏灌冬用”，人工回灌集中于浅部砂层，既达到良好的控沉目的，

又避免可能的水质污染。周边地区深部含水层主要满足人民生活饮用，优水优用。分散开采，分层分质供水，优水特价工业用水承担相应回灌义务，用水超出指标缴纳城市灾害防治风险金。逐步将地下水资源管理纳入法规体系，使资源社会配置优化，减少不合理开采与资源的浪费或廉价使用。

龚士良等，《上海地下水资源系统开发与管理》

6.2 应对地下水枯竭与地下水恢复对策

完善监测：建立、完善地下水监测系统，加强地下水动态监测工作的科学化、规范化，为科学开展地下水资源管理工作积累资料。京津唐地区、东北地区初步建立了监测网络。

科学评价：对地下水资源量、可开采量进行科学评价，特别要重视实践中开采量与地下水位变化的关系，考虑地下水与地表水的转化，考虑人类活动的影响，进行动态评价。

统一管理：必须进行地表水、地下水的统一管理，优先利用地表水资源。利用各地建立水务局，逐步形成地下水、地表水监测、科研、管理等诸方面的一致行动。

经济手段：提高地下水水价是控制地下水开采的重要手段。辽宁省开展了此方面的实践，通过提高水资源费的征收标准，减少地下水开采。

水权制度：引入可交易的水权制度是有效控制地下水开采量，提高地下水用水效率的重要手段。政府通过对地下水可分配总量控制通过对水权交易市场的调控、监管以及对地下水抽取情况的监控来调节地下水的开采量，保证地下水水权市场的正常运行。

实施保护：对于部分地下水严重超采的地区，需要通过建立地下水保护区实施强制性保护，使地下水位通过天然补给恢复，必要时通过人工回灌实现地下水位的恢复。

替代水源：控制地下水开采的同时，必须积极寻找替代水源，以保证社会经济的平稳发展，可行的手段包括充分利用地表水、雨洪利用、节约用水、跨流域调水等。

7 结语

地下水因其分布广、水质好、不易被污染、调蓄能力强、供水保证程度高，已经被广泛地开发利用。由于地下水超采，引起地下水位下降、地面沉降、泉水干枯、植被退化等生态环境问题。因此需要开展地下水枯竭及地下水位恢复对策研究。地下水具有界定困难、转化频繁、难于恢复等特点，给研究工作带来挑战。

中国地下淡水天然资源多年平均为 8837 亿立方米，约占全国水资源总量的 1/3，地下淡水可开采资源多年平均为 3527 亿立方米。建国以来，全国地下水开采量一直持续增长。北方除青海省外，开采程度均超过 20%，其中天津市、河北省和北京市开采程度超过 100%。近 20 年来，地下水占实际供水量的比例一直呈增长趋势，已从 1980 年的 14.0% 增长到 2000 年的 19.8%。

自建国以来，中国的地下水长期由地矿部门（现为国土资源部）管理，上述文件一实现了水利部门对水资源的统一管理，但在实践中还存在许多困难。我国的地下水管理制度与地表水类似，包括水资源优化配置制度、取水许可制度、水资源有偿使用制度、超定额用水累进加价制度、节约用水制度、水质管理制度、水事纠纷调解制度、监督检查制度、水资源公报制度等。

世界各国的历史变迁和地下水问题的严重程度不同，各国的地下水相关法律、地下水的水权制度和市场化程度各不相同，但是大体上的发展趋势都是地表水与地下水的统一管理，明确水权，不同程度引入水权市场的交易。

太子河流域地下水问题总体上尚不突出，建立了比较完备的地下水保护与恢复的制度；京津唐地区的地下水超采严重，必须厉行节水并积极寻找替代水源；内陆干旱区安全地下水位应为地下水埋深 3~5m。

应对地下水枯竭与地下水位恢复的对策包括：完善监测、科学评价、统一管理、经济手段、水权制度、实施保护、替代水源等。

参考文献

- [1] 国土资源部，2001年启动的新一轮全国地下水资源评价成果
- [2] 《中华人民共和国水法》
- [3] 林洪孝主编，水资源管理理论与实践，中国水利水电出版社
- [4] 《建设项目水资源论证管理办法》
- [5] 《取水许可制度实施办法》
- [6] 《取水许可监督管理办法》
- [7] 《中华人民共和国水污染防治法》
- [8] 钱燮铭，裘江海，水政监察实务，中国水利水电出版社
- [9] 陈明健、阙雅文，美国水权制度—水权与地下水管理制度
- [10] 李景卫，依法管水，调控有方，国外水资源利用和保护笔谈
- [11] 《中国水资源公报》（1997~2002）
- [12] 《中国北方平原区地下水通报》（2000~2003）
- [13] 《全国地下水资源保护行动计划》
- [14] 京津冀地区的地下水动态监测信息网，
<http://sqqx.hydroinfo.gov.cn/shuiziyuan/default.htm>
- [15] 姜文来，唐曲，雷波，杨瑞珍，水资源管理学导论
- [16] 贺国平等，北京市平原区地下水资源开采现状及评价，水文地质工程地质，2005（2）
- [17] 戴长雷，迟宝明，地下水监测研究进展，水土保持研究，2005（4）
- [18] 康凤新，地下水允许开采量及其潜力评价研究，工程勘察，2005（3）
- [19] 葛颜祥等，水权市场与地下水资源配置，中国农村经济，2004（1）
- [20] 杨军，常本春，江苏省地下水资源管理信息化建设探讨，江苏水利，2004（11）
- [21] 龚士良，上海地下水资源系统开发与管理，管理工程学报，1999（1）

- [22] 中国工程院“西北水资源”项目组. 西北地区水资源配置、生态环境建设和可持续发展战略研究项目综合报告. 2003.02
- [23] 黄培祐. 干旱区免灌植被及其恢复. 北京: 科学出版社, 2002
- [24] 杨建平, 丁永建, 陈任升, 刘连友. 近 40 年中国北方降水量与蒸发量变化. 干旱区资源与环境, 17 (2), 2003.03: p6-11
- [25] 张蔚榛, 张瑜芳. 地下水的超采对农业灌溉和环境的影响及其对策. 节水灌溉论坛, 2002 年 8 月, 北京
- [26] 赵文智. 内陆河流域生态需水和生态地下水位研究. 博士论文, 兰州: 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所, 2002
- [27] 张武文, 史生胜. 额济纳绿洲地下水动态与植被退化关系的研究. 冰川冻土, 2002, 24(4): 421~425
- [28] 王让会, 韦如意. 干旱区内陆河流域荒漠河岸林变化研究. 北华大学学报(自然科学版), 2000, 1(3): 242~245
- [29] 马金珠, 朱中华, 李吉均. 塔克拉玛干沙漠南缘地下水在脆弱生态环境中的作用. 兰州大学学报(自然科学版), 2000, 36(4): 88~95
- [30] 徐兆祥. 西北干旱内陆平原地下水开发与生态环境问题. 甘肃水利水电技术, 1994.06, (2): 16~19
- [31] 董新光. 新疆地下水资源评价及可持续利用的对策与模式. 学术报告.
- [32] 塔里木河流域管理局. 应急输水对塔里木河下游绿色走廊生态环境影响的初步分析. 2003.03
- [33] 新疆水利厅“水利部科技创新项目”课题组. 塔里木河下游应急输水与生态改善监测评估研究. 2004.02
- [34] 邵景力, 崔亚莉, 李慈君, 包头市地下水-地表水联合调度多目标管理模型, 资源科学, 2003 (7)

课题 11-7
农民自主灌溉管理组织的性质
和作用空间

全志辉（人民大学）

目 录

1. 东坪灌区的基本情况.....	5
2. 用水协会成立前的灌区体制弊端.....	9
2.1 用水协会成立前的灌区体制	10
2.2 用水协会成立前灌区体制存在的问题	11
2.2.1 水费收取标准低.....	11
2.2.2 用水户拖欠水费.....	11
2.3 灌区体制存在问题的症结	11
2.3.1 基层政府的控制.....	11
2.3.1.1 “水费剩余权”	11
2.3.1.2 基层政府的控制.....	12
2.3.1.3 社长收水费	13
2.3.1.4 对社长缺乏监督.....	14
2.3.1.5 电灌站对社长惩罚无力.....	14
2.3.2 农户搭便车	15
2.3.2.1 农户的搭便车行为.....	15
2.3.2.2 农户搭便车的影响.....	16
2.3.2.3 灌溉小组的出现.....	17
3 用水协会何以成立：改革试点的政治学.....	18
3.1 试点之前的配水到户改革	18
3.2 用水户协会的成立	19

3.2.1 试点的推行过程.....	19
3.2.2 节水增效灌溉示范项目.....	20
3.3 改革的阻力克服和试点的政治学	20
4 用水户协会的运行绩效.....	21
4.1 农民的水费支出减少	21
4.2 协会的收入大幅增长	22
4.3 协会综合经营效益显著	23
5 协会绩效从何而来及其有限性.....	25
5.1 协会绩效从何而来	25
5.1.1 市场机制提高用水效率.....	25
5.1.2 有效的监督和惩罚机制.....	25
5.2 协会运行绩效的有限性:农户是否更多的参与	26
6 结论.....	29
6.1 前面讨论的小结:用水户协会改革成功的实质	29
5.2 进一步分析:用水协会改革成功的特殊前提	29
5.3 用水户协会的实质	30
5.4 用水户协会的促进政策及其操作	30
参考文献.....	35

概要

农民用水协会是中国正在兴起的一种农民自主灌溉管理组织。基于对其良性作用的期待和解决灌溉管理中实际问题的迫切要求，对农民用水协会的研究已经大量开展。其中一个核心问题是如何具体地理解农民用水协会的性质和其在农村灌溉事业发展中的地位。本研究采取个案研究的方式，以甘肃白银市东坪灌区为例，重点剖析用水协会兴起的内在逻辑和建立过程，以回答到底应如何理解农民用水协会试点过程及其自身性质？以此对促进农民用水协会成长的政策提供可靠的基础。

1. 东坪灌区的基本情况

东坪灌区位于白银市靖远县西部的北湾镇，与白银区四龙镇接壤，距靖远县城 35 公里，白银市区 30 公里，由东坪车口（原名 100 千瓦）和金山车口（原名 75 千瓦）于 1995 年 8 月合并组成。灌区南北长约 3700 米，东西长约 4200 米。灌区海拔在 1423-1480 米之间，是靖远沿黄农业高效区之一。

灌区的建设有以下几个特点：一是典型的“三边”工程即边设计、边建设、边施工。二是工程质量的标准低、配套设施不完善。三是重建设，轻保养的意识普遍存在。

截止 2002 年底，东坪灌区建有泵站 8 座，渠道主要建筑物 153 座。灌区共有干渠三条，长 11.8 公里；支渠 35 条，长 76 公里。工程固定资产 113 万元。总扬程是 72.8 米。实际灌溉面积 10300 亩。

2. 用水协会成立前的灌区体制弊端

从 1980 年到 1998 年，灌区实现的以社长为中心的配水制度，灌区电灌站首先配水给 36 个社长，再由社长负责组织本社的浇地工作。在水费的结算上，由社长根据电灌站泵房的开机记录，核算出水价后，计算出该社每亩的水费，向农户收取水费后与电灌站结算。这样的体制存在基层政府控制和用水户搭便车两个弊端。

3 用水协会何以成立：改革试点的政治学

配水到户的改革直接触及了社长的利益和村、乡政府的收费体制。面对改革中的反对声音，灌区管理机构主要采取了以下几种方式解决了矛盾，让配水到户得以成功运行：

一是聘用一些直接改革和有能力的社长作为配水到户制度的季节工，负责组织配水工作，并支付工资。二是参与式灌溉管理试点的工作得到了上到水利部、甘肃省水利厅、白银市政府等各级政府的大力支持和通力合作。并将参与式灌溉管理的试点工资向灌区的农户作了深入的宣传。三是在改革之初，白银市水利局公布了一个投诉热线，在配水到户运行过程中由于确实提高了灌溉效率，降低了农户的灌溉成本，得到了大部分农户的支持。对于极少数的无理取闹的“钉子户”自然不敢与政府进行较量。

4 用水户协会的运行绩效

----农民的水费支出减少：在 1996 年，整个灌区大部分农户灌溉一水的水费在 18 至 22 元之间，离泵房最远的社一水水费达到 25 元，平均为 20 元左右。1999 年，灌区实行配水到户改革后，水价是每立方米 1.38 角。平均每亩每水 50 分钟左右，所需水费是 15 元左右。

----协会的收入大幅增长：协会效益稳步增长，水费由改革前的每立方米不到 1 角上涨到 1.38 角；渠道的衬砌减少了水量的渗透；同时，预交水费的方法使水费的收取率达到了 100%。多方面的作用使协会的水费收入由 1998 年的 36 万元增至 1999 年的 49 万元；由于大棚滴灌工程的效益显著，2003 年，协会的水费收入达到 61 万。

----灌区设施和渠道得到有效的维护：五年来，协会加大供水设施更新改造，延伸衬砌高标准防渗渠道 21.5 公里，更新泵站 2 座，修建防洪建筑物 2 座，安装自制钢闸门 100 座，量水堰 80 座，延伸大棚供水管道 6880 米。工程与设备完好率由 1998 年的 45%，达到 2003 年的 80%；能源单耗由 1999 年的 5.40 降低到 5.12 度 / 千吨米；供水成本由原来的 71.4 元 / 亩降为 66.5 元 / 亩。灌区固定资产由原来的 46.30 万元增加到 240 万元，实现了固定资产保值增值的目标。

5 协会绩效从何而来及其有限性

协会绩效从何而来：

----市场机制提高用水效率：协会通过社里量水设施，使以前的“大锅水”变成了可以计量的商品，农户可以根据自己的需要直接向协会购买，协会则以提前收取水费后向各个农户进行配水，形成了一个协会与灌区内所有农户之间的市场关系。

----有效的监督和惩罚机制：协会通过预收水费节约了收费的成本，解决了有些农户浇地后拖欠水费的问题，让整个灌溉过程中，无便车可以搭。

协会运行绩效的有限性：农户是否更多的参与

东坪灌区纳入万亩灌区管理后，由白银市政府对其行使国有资产的管理权，靖远县水利局对其进行业务指导，并纳入万亩灌区考核体系。成立用水户协会后，协会通过会员代表选举协会的负责人，而不是由政府来任免。根据协会的章程，“协会是由东坪电灌全体用水户通过民主方式组织起来的不以营利为目的的社会团体，具有法人地位。”

从会员代表产生的机制来看，会员代表是由村委会推荐，得到乡党委、乡政府的同意，试点改革小组对代表资格审查合格。从会员代表的产生结果来看，会员代表并不是由农户选举产生的，而是由村委会推荐，乡政府同意而产生的，显然这样产生的会员代表体现了政府的利益。这样，可以让政府部门有效地控制选举的结果，并有利于政府工作的开展和整个改革工作的可控性。

6. 结论

用水户协会改革成功的实质

改革前，东坪灌区管理中遇到的两个难题，一是基层政府对农业灌溉的控制，主要表现是社长承包本社的配水制度；二是农户的搭便车行为。

在改革中，首先，灌区的参与式灌溉管理中，省水利厅和白银市政府成为了改革的主要组织者，此时的乡（镇）政府已经没有谈判能力，只能彻底配合改革工作的进行。因此，东坪的改革是由省、市政府领导，乡（镇）政府出局的情况下进行的，使得改革后东坪灌区彻底摆脱了基层政府的控制。

面对第二个难题，利用参与式灌溉管理改革提供的资金和权威，协会引入了自然垄断市场机制，在东坪灌区形成了农业灌溉用水的买卖市场。市场机制的引入与之前的“大锅水”相比，水资源的利用效率上有了明显的提高

进一步分析：用水协会改革成功的特殊前提

一是东坪灌区属于高扬程提灌工程。具有对水资源的可控性，也为水资源的计量提供了可能性。

二是灌区的农户对于渠道灌溉的用水依赖是 100%，对渠道灌溉是完全依赖的，这在东坪灌区形成自然垄断市场提供了基础

三是东坪灌区处于黄河的上游，水资源供给充足，不与工业用水或饮用水产生冲突。

四是东坪灌区是灌溉面积集中，地理特征相似的万亩灌区。投入少量的资金就能对工程进行改造，改革仅仅涉及两个乡（镇）的区域，这些都为改革的成功提供了便利。

五是高效农业为东坪灌区提供了良好的经济效益。

六是协会具有工作经验丰富，工作能力强且认真负责的精英人物。

七是协会的改革一直受到水利部和甘肃省水利厅的高度重视。现任协会会长田重海表示如果没有参与式灌溉管理的机遇，单靠协会是没有能力在全灌区开展配水到户工作的。

用水户协会的实质

用水户协会改革是在农村以农户经营为主的农业经营制度下将农村灌溉管理的责任交给农户以实现灌溉事业维继和发展的政策创新，在政府、市场和公民社会三分的框架中，它是正在成长中的农村公民社会的一个积极因素，正在逐步成长为一个非营利的用水户自主管理的 NGO；从灌溉管理的组织体系来说，它是农户为获取国家提供的灌溉服务而建立的与国家之间的中介服务组织，或者是农户自主提供灌溉服务的民间公共服务组织。

用水户协会的促进政策及其操作

要使具有上述性质的组织成长并发挥作用，要国家、地方政府、水利管理部门、社会各界和农民自己共同努力，相关政策不再具体提及，但东坪个案最重要的启示在于各种力量之间要找到相互形成合力或促成阻力转化的恰当时机和方式，这在具体区域的用水户协会推进工作中尤需借鉴。

农民自主灌溉管理组织的性质和作用空间

——基于甘肃东坪灌区农民用水协会的实地研究

农民用水协会是中国正在兴起的一种农民自主灌溉管理组织。基于对其良性作用的期待和解决灌溉管理中实际问题的迫切要求，对农民用水协会的研究已经大量开展。其中一个核心问题是如何具体地理解农民用水协会的性质和其在农村灌溉事业发展中的地位。本研究采取个案研究的方式，以甘肃白银市东坪灌区为例，重点剖析用水协会兴起的内在逻辑和建立过程，以回答到底应如何理解农民用水协会试点过程及其自身性质？以此对促进农民用水协会成长的政策提供可靠的基础。

1. 东坪灌区的基本情况

1.1 地理位置

东坪灌区位于白银市靖远县西部的北湾镇，与白银区四龙镇接壤，距靖远县城35公里，白银市区30公里，由东坪车口（原名100千瓦）和金山车口（原名75千瓦）于1995年8月合并组成。灌区南北长约3700米，东西长约4200米。灌区海拔在1423-1480米之间，是靖远沿黄农业高效区之一。

东坪灌区的气候特点是光照充足、热量丰富、少雨多风、四季分明，是典型的大陆性气候。按全国及全省气候划分，灌区为半干旱温暖气候区，据县气象局1937-1979年，经42年实测资料统计，年平均气温8.7摄氏度，一月最冷，七月最热，年月温差较大，最低气温-25.1摄氏度，最高气温39.5摄氏度，春季（3-5月）平均气温10.9摄氏度，秋季（9-10月）平均气温8.4摄氏度。年平均降雨量为244毫米，最多为385.5毫米，最少为104.1毫米；年降雨时空分布不均匀，主要集中在夏季（6-8月）平均为138.2毫米，占全年降雨量的57%。年平均蒸发量1660.6毫米，为降水量的6.8倍，年平均日照时数2691.1小时，年平均日照百分率为61%。东坪灌区平均干旱指数为8.0左右。

灌区地处一、二级台阶地，地势平坦完整，坡度在 5 度以下。一阶地冲击层中的潜化水矿化度 0.31 至 1.2 克/升，二阶地冲积层的潜化矿化度 3 至 6 克/升，因此，地下水无法进行灌溉。土壤类型为马兰黄土，土层厚度差劲较大，沿山 1 米，平均 12 米，最深达 20 米。

1.2 灌区的建设过程

现在的东坪灌区由东坪车口和金山车口合并而成。以东坪车口为例，东坪车口的建设采用的国家投资设备，农户投工、投劳的方式。由于当时的历史条件的限制，灌区的建设有以下几个特点：

一是工程属于典型的“三边”工程即边设计、边建设、边施工。由表 3.2 和表 3.3 可以看出，工程的整个建设过程持续了 20 年之久，工程没有统一的规划，从建设完成就一直保持“带病”运转的状态。

二是工程质量的标准低、配套设施不完善。由于受当时的技术条件和施工条件的限制，工程主体是用土夯实的方式建设完成，灌溉渠道大多为土渠，渠道利用系数为 60-70%，直到 1996 年，东坪灌区仅干渠衬砌 2.7 公里，其他均为土渠，干支渠衬砌率仅为 3%。另一方面，由于工程设备比较紧缺，“小马拉大车”的情况非常普遍。

三是重建设，轻保养的意识普遍存在。由于对机电设备的保养和维修不及时，容易造成设备损坏和提前报废。

表 1.1 东坪车口（又称 100 千瓦）工程建设过程

时间	国家投资部分（主要设备）	灌溉面积（亩）	农民投劳
1954 年	60 马力柴油机三台	100（1955 年）	截止 1972 年，群众投工投劳，工程量累计 46.92 万立方米，耗费劳动工日 53.44 万个，每亩投资 93.35 元。
1958 年	100 千瓦电灌设备 1 台套	450（1956 年）	
1965 年	28 千瓦电灌设备 1 台套	623（1957 年）	
1969 年	55 千瓦电灌设备 1 台套	2400（1964 年）	
1974 年	75 千瓦电灌设备 3 台套 40 千瓦电灌设备 1 台套	4300（1972 年）	
1976 年	100 千瓦电灌设备 1 台套		
1975 年	脱离由靖丰渠供水，改从黄河取水，成为四级提灌	6300（1995 年）	截止 1995 年，灌溉面积达到 6300 亩，其中靖远 3300 亩，四龙 3000 亩。

表 1.2 金山车口车口（又称 75 千瓦）工程建设过程

时间	国家投资部分（主要设备）	灌溉面积	农民投劳
----	--------------	------	------

1955 年	40 马力柴油机一台 32 马力柴油机一台	300 (1955)	截止 1972 年, 群众 投工投劳, 工程量累 计 59.6 万立方米, 耗费劳动工日 14.42 万个, 每亩投 资 134 元。
1958 年	75 千瓦电灌设备 1 台套 55 千瓦电灌设备 1 台套	500 (1958)	
1968 年	28 千瓦电灌设备 1 台套	3515 (1972)	灌溉成本每亩 4.4 元。
1971 年	28 千瓦电灌设备 1 台套 40 千瓦电灌设备 1 台套		截止 1995 年, 灌溉 面积 4000 亩。
1974 年	30 千瓦电灌设备 1 台套 17 千瓦电灌设备 1 台套		
1977 年	改从东坪车口一级取水, 现为四级提灌	4000 (1995)	

建设完成后, 灌区的主体工程一直没有得到大规模的更新改造, 每年都需要大量的资金对工程进行必要的更新改造以保证灌溉, 给电灌站的带来了沉重的财务负担。

1.3 工程情况

截止 2002 年底, 东坪灌区建有泵站 8 座, 渠道主要建筑物 153 座。灌区共有干渠三条, 长 11.8 公里; 支渠 35 条, 长 76 公里。工程固定资产 113 万元。

东坪灌区总扬程是 72.8 米, 净扬程 56.36 米, 设计提水量 1.17 立方米/秒。安装机泵 20 台套, 容量 1008 千瓦, 配电变压器 8 台, 总容量 1345 千伏安。东坪灌区设计灌溉面积 11300 亩, 实际灌溉面积 10300 亩。其中白银区四龙镇 3000 亩, 靖远县北湾镇 7000 亩和平堡乡 300 亩, 共 3 个乡镇, 8 个村委会, 36 个生产合作社, 1 万余人受益。

1.4 农业发展情况

在东坪灌区内, 人均占有水浇地 0.86 亩左右。农业套种面积达 88% 以上, 粮食单产 590 公斤/亩, 人均产粮 500 公斤、人均产值 600 元。随着产业结构的调整, 东坪灌区的日光温室面积发展迅速, 从 1993 年开始示范种植, 1995 年开始大面积推广, 截止 2002 年底发展日光温室面积 1800 亩, 温室产业发展良好净产值每亩 7000 元, 全区经济作物收入 1276 万元。东坪灌区主要农作物有小麦、玉米、黄豆、水稻等, 经济作物有胡麻、西瓜、果蔬, 日光温室主要产有黄瓜、茄子、甜瓜等。

1.5 灌溉面积和受益人口情况

表 1.1 东坪灌区灌溉面积和受益人口情况

乡(镇)	村	社名	户数	人口	灌溉面积 (亩)	人均占有 (亩)
北湾镇	金山村	北湾镇金山村一社	125	565	640	1.13
		北湾镇金山村二社	85	402	380	0.95
		北湾镇金山村三社	105	5032	390	0.08
		北湾镇金山村四社	102	478	370	0.77
		北湾镇金山村五社	92	470	410	0.87
		北湾镇金山村六社	78	382	380	0.99
		北湾镇金山村七社	75	361	320	0.89
		北湾镇金山村八社	80	382	360	0.94
		北湾镇金山村九社	121	592	370	0.63
		北湾镇金山村十社	90	413	380	0.92
		小计	953	4547	4000	0.88
	太安村	北湾镇太安村一社	83	388	330	0.85
		北湾镇太安村二社	80	386	360	0.93
		北湾镇太安村三社	96	440	340	0.77
		北湾镇太安村四社	93	408	380	0.93
		北湾镇太安村五社	101	445	410	0.92
		北湾镇太安村六社	102	461	400	0.87
		北湾镇太安村七社	86	402	380	0.95
		北湾镇太安村八社	82	393	390	0.99
	小计	723	3313	2990	0.90	
古城	北湾镇古城薛庄	38	252	70	0.28	
	北湾镇古城后庄	53	346	75	0.22	
	北湾镇古城石庄	10	50	15	0.30	
	北湾镇古城雷庄前社	22	116	55	0.47	
	北湾镇古城雷庄后社	35	276	70	0.25	

续表 3.1 东坪灌区人员基本情况

	北湾镇古城权湾社	16	82	15	0.18
	小计	174	1122	300	0.27

			1892	9217	7320	0.79
	平堡村	平堡村二社	47	262	380	1.45
	民乐村	四龙镇民乐村一社	42	220	130	0.59
	合计	四龙镇民乐村二社	42	167	120	0.72
	平堡乡	四龙镇民乐村三社	50	260	150	0.58
	四龙镇	四龙镇民乐村四社	21	118	50	0.42
		四龙镇民乐村五社	36	180	100	0.56
		小计	191	945	550	0.58
	金山村	四龙镇金山村一社	5	21	10	0.48
		四龙镇金山村二社	105	430	600	1.40
		小计	110	451	610	1.35
	永兴村	四龙镇永兴村一社	53	297	460	1.55
		四龙镇永兴村二社	92	426	490	1.15
		四龙镇永兴村三社	108	577	450	0.78
		四龙镇永兴村四社	63	320	440	1.38
		小计	316	1620	1840	1.14
			617	3016	3000	0.99
			2556	12495	10700	0.86
	合计					
	总计					

资料来源：《甘肃省白银市东坪灌区工程志（初稿）》，由东坪电灌用水者协会提供

2. 用水协会成立前的灌区体制弊端

2.1 用水协会成立前的灌区体制

1995年，东坪车口和金山车口两个灌区合并成立东坪灌区。1995年以前，以东坪车口为例，由于东坪车口是万亩以下灌区，由当地的乡政府负责管理。灌区的管理机构为北湾乡东坪电灌站，由于东坪车口跨北湾乡和白银乡^①，因此北

^① 现为白银区

湾乡东坪电灌站由两个乡政府按灌溉亩数的比例出人成立电灌站共同管理，电灌站由乡水利水保站管理。1995 年，成立万亩灌区后，由县水利局直管，见图 3.1，并成立了靖远县东坪电灌站。值得一提的是，灌区的管理人员全部是亦工亦农人员，1989 年 8 月，靖远县政府批准对亦工亦农人员评定技术职称。

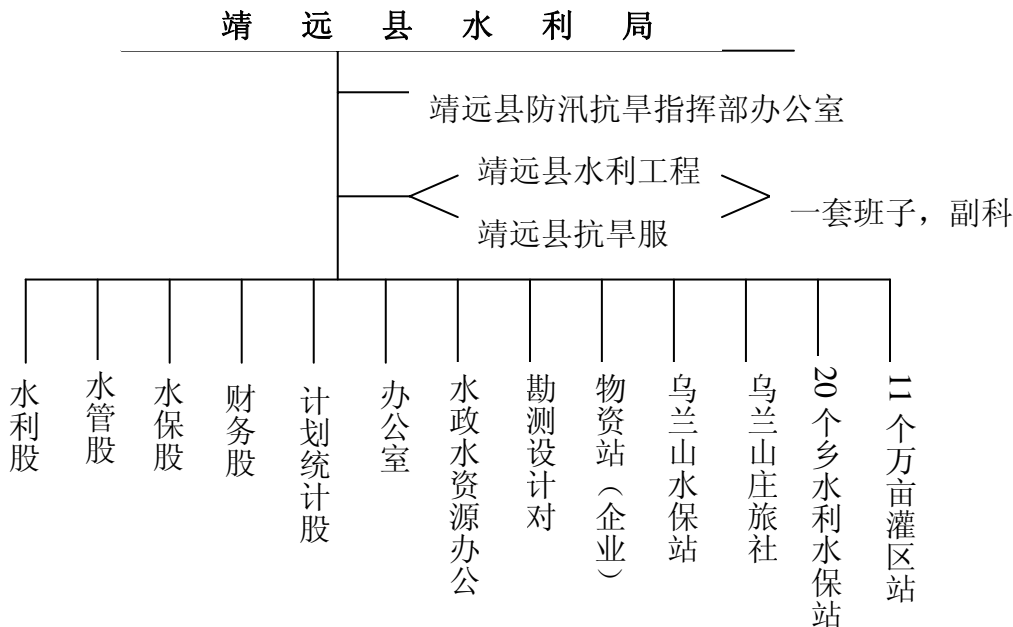


图 2.1 靖远县水利局机构设置图

从 1980 年到 1998 年，灌区实现的以社长为中心的配水制度，灌区电灌站首先配水给 36 个社长，再由社长负责组织本社的浇地工作。在水费的结算上，由社长根据电灌站泵房的开机记录，核算出水价后，计算出该社每亩的水费，向农户收取水费后与电灌站结算。

东坪灌区作为常年灌溉区，每年要进行农业灌溉六次^①，其中冬季一次，夏季五次。按每亩每次 20-25 元计算，一个农户每年每亩的水费支出就是 120-150 元左右，是农业生产的最大成本开支。

① 一次灌溉也叫“一水”

2.2 用水协会成立前灌区体制存在的问题

2.2.1 水费收取标准低

从水的收取标准上看，1980年至1993年，灌区的电灌站一直根据灌区的运行成本收费，并不对工程的固定成本提留大修费和折旧费。1994年起才根据乡政府的文件开始提留折旧费和大修费，但提留折旧的标准仍按照工程建设时期的固定资产总额，提留的折旧费用对于整个灌区来说是杯水车薪。^①

2.2.2 用水户拖欠水费

在长期的运行中，社长就以农户不交水费等为借口拖欠电灌站水费，最终形成了大量的呆帐和坏帐。在1995年成立万亩灌区的时候，东坪灌区个人欠款19516.52元；金山灌区个人及单位欠款33668.79元，还有41964.40元因为欠款人已经死亡作了坏帐处理。这对于只收取运行成本的电灌站来说，连运行成本都无法回收，更别说对设备更新改造了。

2.3 灌区体制存在问题的症结

那么，是什么原因造成了社长长期拖欠电灌站水费而不受到惩罚呢？通过实地访谈，可以概括出东坪灌区的运行机制上主要存在着两个问题：一是基层政府对农业灌溉的控制；二是农户的搭便车行为

2.3.1 基层政府的控制

2.3.1.1 “水费剩余权”

在人民公社时期，是由社长收取水费。对于社长本人的激励机制来自于“剩余控制权”。在这一时期，作为集体经济的实际监管者既得不到官僚等级制下的升迁激励，也得不到集体经济的剩余权。集体经济的监管者们并不因为有了一点微小的“误工补贴”而甘愿承担监管剩余生产的巨大责任。他们无法为了增加对自己的激励而改变重要集权的官位等级制，但他们实际上控制着农村经济剩余的生产和初级分配，因此这批集团监管者就利用这种“剩余控制权”来分享剩余，并以实际剩余的获得量来平衡自己监管努力的实际供给量。

^① 北湾乡人民政府以靖政发[1994]17号文件批复《关于批转北湾水利水保站关于我乡水利工程按成本计收水费和水费管理使用实施意见》的通知，才作了关于水费征收的办法，提留的折旧费、大修费由乡水利水保站统一管理，分户计帐，谁存谁使用，不得平调挪用。又规定了所收水费各用水单位有权停止供水，严重据抗者，要按《水法》有关条款，依法追究责任。

人民公社是一种“政社合一”的体制，因此集体经济的监管者不仅承担着生产的管理职能，如派工派活、劳动计量、工分和钱粮财草分配，而且承担着许多国家管理的公共职能，如户籍登记、征兵、结婚批准、计划生育、纠纷调解、治安和地方政治。国家难以有效监控这种高度集中的农村基层权力的实际行使，因为信息成本过于高昂；农民难以有效制衡这种权力，因为缺乏独立的经济权力和政治权力的基础。由此，集体经济的基层监管权很容易畸变为监管特权，它使监管者得到物质和非物质的、实物的和货币的额外好处。无论国家和社会如何在道德上谴责这种基层任务“卑微的”特权，它实际上是人民公社体制的一种不可或缺的组成部分。^①

实行家庭联产承包责任制后，农业生产经营打破了完全集中的人民公社体制，在农业生产中引入了家庭经营。生产队长对本社的农业生产管理职能被剥夺了，上面提到的“剩余控制权”随即消失了。在东坪灌区，对社长唯一的激励就是分给每个社长2亩地作为补贴，面对上面提到的四个方面的工作，这根本不能有效地激励社长的的工作。这时基层政府看中了农业灌溉的水费，通过将本社的农业灌溉“承包”给各个社长本人，给予了社长的“水费剩余权”，形成了对社长的激励机制。

在这种情况下，形成了以社长为中心的配水机制。社长作为个人承包整个社的配水工作，在财务上不受任何组织的监督下享有“水费剩余权”。这种以“水费剩余权”形式出现的社长激励机制在某种程度上来说是家庭联产承包责任制的组成部分，基层政府需要通过有效的激励机制来让社长完成各项任务。这也是目前中国灌溉管理改革的难点，因为改革直接触动了基层政府的利益。

2.3.1.2 基层政府的控制

实行家庭联产承包责任制后，随着农村经济体制改革的不断向前推进，过去一直延伸和介入到农村基层的国家权力开始上收至乡镇，乡镇成为国家在农村的基层政权，负责本乡镇范围内的社会管理事务。特别是在1987年颁布了《村民委员会组织法（试行）》后，在农村社会管理体制中形成了两种相对独立的权力：一种是自上而下的国家权力，具体表现为乡镇政府所行使的行政管理权；另一种是蕴含于农村社会之中的村民自治权，由此形成了“乡政村治”的格局。^②

自从国家权力从村级组织退出以后，党和国家的各项发展目标、计划和任务，最终都要由乡镇政府加以贯彻、落实。这些目标、计划和任务的完成效果衡量该乡镇政府工作实绩的标准，也是决定其领导干部升降去留的一个重要指标。对乡

^① 参见：周其仁. 产权与制度变迁——中国改革的经验研究. 北京：社会科学文献出版社，2002. 19~21

^② 参见：黄世虎，赵建梅. 关于村民自治进程中乡镇政府权力渗透的思考. 政治学研究，2001，23（1）：36~39

镇政府效绩的考核已形成一套标准体系即“三个一票否决制”（计划生育一票否决制、社会治安一票否决制、经济发展一票否决制）。从现行职能上看，乡镇干部的工作主要集中在以下几个方面：一是为国家收税和乡级财政支出收费；二是维护社会治安；三是帮助农民搞服务；四是计划生育。目前第一项工作基本占了乡级政府和干部的大部分精力。^①乡镇干部对于这些指标只能完成或超额完成，否则升迁无望。面对这样的压力，乡镇政府为就不得不对村级组织特别是村委会进行权力渗透和干预，使之成为自己意图的有力执行者。同样，村长将任务下放给每个社^②，由每个社长完成各自的指标。

在不能直接插手农业生产的情况下，基层政府需要通过间接控制农业来完成自己的任务指标。灌溉用水是农业发展的根本，没有水就等于农民没有饭吃，是农民的命脉。在实行家庭联产承包责任制后，控制灌溉用水成为了基层政府控制农民生产的唯一的“救命稻草”。基层政府通过将灌溉管理工作交给社长的方式，通过收取水费搭车收取其他费用，完成基层政府的收费任务。

2.3.1.3 社长收水费

人民公社制下，配水是由灌区电灌站向各生产队配水，是一个组织对组织的过程。生产队长作为是各个生产队的负责人，负责组织灌溉工作，组织浇水专业队，承担在支渠以下的斗渠的维修、清淤的工作。水费的收取根据每年灌区的运行费用^③及劳动工日，按各生产队灌溉小时分摊，提前预收费用年终决算，逐年长久结转。在这一时期，水费通过生产队的账目进行核算，生产队长只是承担灌溉的组织工作。

灌区管理机构对政府部门具有与生俱来的依附性，灌区电灌站是由政府建立，并由政府管理。灌区电灌站在运行过程中需要政府提供人力、物力和财力资源。

实行土地家庭联产承包责任制后，一方面，电灌站没有足够的经验和人员直接向农户供水，另一方面，社长作为以前生产队的队长对配水和渠道维护的工作经验丰富。因此，灌区电灌站需要依靠社长这个政府体制内的资源完成支渠以下的配水工作。但是，此时的社长并不是代表生产队的生产队长而是以个人的身份承包了整个社的灌溉工作。

土地家庭联产承包责任制改革后，农户成为了基本的经济核算单位。灌区电灌站也转变为自收自支的事业单位。灌区在运行上形成了以社长为中心的配水制度，社长根据灌区泵房的开机时间算出本社需要缴纳的水费，然后根据全社灌溉

① 参见：王强. 关于乡级政府问题的探讨. 四川财政, 2003. 20~23

② 在东坪灌区，目前的 36 个社是人民公社时期的 36 个生产队。

③ 包括电费、维修费、管理费

的亩数进行平摊算出每个农户需要缴纳的水费，社长在向农民收取水费后再与电灌站用四联水费^①收据进行结算。

表面上看，以社长为中心的配水制度是人民公社时期制度的延续，实质上是，基层政府控制农业生产完成收费任务的有力手段。

2.3.1.4 对社长缺乏监督

社长个人的水费收支账目不受任何人监督，社长便大肆截留水费和浇“人情水”。按照运行管理制度，社长首先根据本社在灌区泵站中的用水情况的记录，核算出本社需要缴纳电灌站的水费；然后回到社内按照亩数将水费平摊，待收取完毕后，上缴到电灌站。但是在实际操作中，社长个人进行水费的核算工作，制订本社每亩收取的水费金额，也就是说社长个人定价，并且整个农户缴纳水费的账目和上缴电灌站的账目不对任何人公示。这导致了社长截留水费的现象相当普遍，成为了公开的秘密。但是，社长对外说配水亏本，自己还搭钱。据有些社长说一些耕地较多的大社，社长每年可以截留水费 3000 元左右。

社长还可以浇“人情水”。在社长进行配水时，可以允许本社的甚至是其他社的亲戚或朋友浇水而不收或少收取水费，将这些费用摊到其他农户的头上。访谈中我们发现了一个广为流传的故事，浇“人情水”的社长作茧自缚，也从一个侧面反映了制度的漏洞：

社长对渠道的维护和修整工作不关心。由于社长在配水过程中追求的是个人利益最大化。因此，将尽量压缩每年的渠道维护和修整费用，只要保证完成当年灌溉任务的最低标准，而社长在配水的环节更多的是注重从水费中截留多少水费。所以，渠道的质量比较差，水利用系数低，水资源浪费严重。

2.3.1.5 电灌站对社长惩罚无力

电灌站对故意拖欠水费的社长缺乏足够的惩罚机制，导致了更多的社长效仿。在社长与电灌站结算水费过程中，有的社长以没有收齐水费或有些农户不交水费等借口迟交或少交水费，往往是头一年的水费，要等到冬季农户将粮食卖掉后才能缴纳，而社长与电灌站往往要等到第二年夏天才能结算。

社长将水费收取风险和水费坏帐转嫁给电灌站。在水费的收取过程中，由于有些“钉子户”不交水费或者有些农户经济困难无法上缴水费，导致社长无法收

^① 结算和票据制度是在不断完善的。1981-1983 年实行印水票制。灌区电灌站配水到生产队，由队长负责购水票。水票由泵房值班员按个生产队灌水小时收取，然后电灌站根据开车日记与泵房人员结算。一段时间后出现私自涂改水票的现象或者值班人员丢失、错收水票现象。1983-1985 年改用以存款下账的购水手册，每个社长保存本社的购水手册，手册的前 2 页记录存款金额，后 3 页由泵房值班人员按供水的时间折成金额填写。但是，手册出现了涂改的现象；还有部分有欠款的社长说把购水手册丢失了。1985-1998 年灌区电灌站改用四联水费收据与社长进行结算，由于电灌站会计对认真负责，对财务进行审核，涂改等行为基本杜绝。

齐水费，社长就将这部分坏帐以供水成本转给电灌站，导致了依靠成本收费运行的电灌站入不敷出，产生了大量的坏帐。对于社长，将水费坏帐抵消供水的成本后，社长可以截留的部分一点不减少。由于这种现象不能得到有效的监督和惩罚，导致了越来越多的社长采用这种方法转移坏帐，同时对水费的收取率不关心，反正坏帐可以挂在电灌站的帐上，自己的截留部分并不减少。

由于运行中，电灌站直接配水给社长，并与社长结算，因此不能直接与不交水费的农户交涉，只能通过给社长压力完成水费的收取工作。当某些社长拖欠水费时，电灌站希望以对该社停止供水直到交齐水费为止的方式催交水费。这时，电灌站对整个社停水便触动那些积极上缴水费希望能尽早用水的农户，听到供水的消息，便到乡政府上访；另一方面，对于乡政府来说，社长的基层收费是乡政府各项开支的基本来源，因此，有必要希望保持社长的工作积极性，完成乡政府的费用收取目标。这时，乡政府便出面与电灌站进行协调，从保持稳定、保证农业生产、保证农户生活的角度出发，让东坪电灌站向欠款的社供水，欠账可以先挂在电灌站的帐上，作为个人欠款。这样，社长就可以将本社内因经济困难或特殊情况不交水费的风险转嫁给了电灌站，凡是不能上缴水费的欠账都挂在电灌站的帐上，保证自己的利益最大化，并且不受到任何惩罚。这种将社长将坏帐转嫁给电灌站的做法得到了其他社长的效仿。这样在整个运行过程中，电灌站承担了农户不交水费的成本，但又束手无策，无法对不交水费的农户进行惩罚。

2.3.2 农户搭便车

2.3.2.1 农户的搭便车行为

在东坪灌区实行的是在以社为单位的灌溉体制中，社长是整个社农业灌溉的组织者，根据整个社的灌溉用水量按每亩平均后，收取农户的水费与电灌站结算。根据奥尔森教授的集体行动逻辑理论，整个社的农户组成了一个灌溉集团。集团的共同利益是有效地维修渠道、用尽量少的水量浇地达到最佳的农业产出，以实现集体利益。根据奥尔森教授的理论，灌溉集团是一个相容性的集团，因为集团成员追求的是共同利益，减少用水量，每个成员的水费支出将减少；反之，增加用水量，每个成员的水费支出将增加。在东坪灌区，形成的以社为单位的灌溉集团中，集团内的农户有着共同的集体利益，减少用水量，每个成员的水费支出将减少，反之，则水费增加。但是在灌溉集团中并没有针对各个成员的有选择的激励机制，即没有对节约用水的农户有额外的奖励，也没有对浪费水的农户有额外的惩罚，因此，根据奥尔森教授的集团行动的逻辑，集团成员的“搭便车”是不可避免的。

例如，在一个由 100 个农户组成的共 120 亩土地的灌溉集团中，一个拥有 1 亩土地的农户节约 1 立方米的农业用水，集团的收益是减少了 1 立方米的农业用水成本，这个收益将无条件地被整个集团的所有农户分享，对于这个农户个人节约的是 1/120 立方米的农业用水的水费。因此对于一个节约 1 立方米农业用水的农户获得的个人收益仅仅是节约了 1/120 立方米的水费，节约的成本少的可怜甚至可以忽略。同样，对于一个多用 1 立方米农业用水的农户，集团的损失是增加了 1 立方米的农业用水成本，这个损失将无条件地被整个集团的所有农户分享，对于这个农户个人增加的是 1/120 立方米的农业用水的水费。因此，对一个理性的和寻求自我利益的农户来说，在个人支出的水费成本增加很少的情况下，使用更多的农业用水，让其他的农户给自己“埋单”。

2.3.2.2 农户搭便车的影响

在灌溉集团的实际灌溉过程中，没有强制的力量或者独立的激励手段让成员节约用水，实现整个集团的共同利益，因此，集团的成员都是理性地寻求个人利益最大化，而不是采取行动以增进集团利益。这样在整个集团的灌溉过程中出现了一系列的问题：

一是灌溉秩序混乱，争水、抢水时有发生。农户不清楚自己的浇地时间，到了浇水的时候，必须大家都到地里等候浇水，浪费了很多时间；同时由于没有固定的灌溉秩序，农户都希望尽早浇地以保证自己庄稼的正常生长，因此出现了争水和抢水的现象。

二是水资源浪费情况严重。由于水费是按亩数均摊，农户希望尽量多的使用水资源，在浇地时出现了满灌^①的现象和重复浇地的现象。另外，出现了白天有人浇水，晚上无人浇水的情况。在灌溉季节，各个泵站必须保持 24 小时开机，但是农民不愿意晚上浇水，一是因为晚上要休息，第二天还有农活；二是因为晚上看不清楚水量的大小，影响浇地的质量。这样，水资源浪费使整个社的灌溉成本增加，同时，由于地下土层是碱土，过量的水渗过碱土形成碱水对地下水造成了污染。

三是有些农户“搭便车”导致拖欠水费和偷水的现象。对于农户个人，不管自己是否缴纳水费，整个社都要进行灌溉。因此，有些农户故意拖欠水费，等到灌溉的时候就正常用水。还有些农户说我的地不用浇，因此也不用缴纳水费。但是，在灌溉过程中，这个农户晚上把渠道挖开浇自家的地，到了白天又找到社长说渠道跑水淹了自己的地要求赔偿。由于工程质量差，巡渠和监督体制不完善，无法有效地分辨是渠道跑水还是偷水；其他农户也对此“睁一只眼，闭一只眼”，

① 满灌是指灌溉用水量，使水与垄沟持平

因为，偷水的人偷的是全社的水，是“公家”的，又不是自己的水，自己没有理由得罪人。因此，这种现象无法得到有效的遏制，同时也导致了更多的农户的效仿，成为了灌区管理的顽疾。

2.3.2.3 灌溉小组的出现

在配水的过程中，随着“搭便车”的农户越来越多，农户与社长的关系也越来越紧张。由于存在这拖欠水费和偷水的现象，社长的水费收入减少，社长在水费核算中自己可以截留的部分减少，因此，社长提出先预交水费，再给社里配水。一部分农户为了尽快浇地便积极缴纳水费，已经缴纳水费的农户希望社长尽快配水；一部分是希望“搭便车”浇地的农户故意拖欠水费，这些农户知道反正社里是一定要配水的，到时跟着别人一起浇地就行了。面对这样的情况，社长不配水收到已经缴纳水费的农户的指责，如果配水，水费不能及时收取，本该截留的部分没有了甚至要亏本。

在这种情况下，灌溉集团出现了分化。有些社长就提出不管全社的水了，自己带领一部分及时缴纳水费的农户进行配水，其他不缴纳水费的农户被迫成为一个组，与电灌站联系进行浇地。新成立的灌溉小组运行几年后还是面临着同样的“搭便车”问题，因此，越来越多的农户自己成立灌溉小组甚至农户个人直接到灌溉站联系要求浇地。

对于灌区的电灌站来说，只配水给社长的局面被打破了，随着灌溉小组甚至是个人的供水要求，灌区电灌站的管理越来越多元化。正是在社长主动退出全社的配水工作后，电灌站才有可能面向更多的灌溉小组进行配水，并且发现电灌站本身完全有能力向更多的灌溉小组配水。没有社长，电灌站无法配水，农民无法浇地的传统思想面临瓦解。正是在这样的情况下，激发了电灌站某些管理者^①试验配水到户的想法。

^① 配水到户的倡议者和发起者是协会会计李新达（在灌区工作 40 多年，1995 年以前任东坪车口会计；1995 年以后一直担任东坪灌区会计至今）和田重海（1968—1995 任金山车口副主任；1995-1998 任东坪电灌站副主任；1999-2004 任协会副主任；2004 至今任协会主任）

3 用水协会何以成立：改革试点的政治学

1999年成为了东坪灌区的转折点。1999年2月，东坪灌区申请的节水增效灌溉示范项目100万元得到了水利部农水司的批准；1999年8月，灌区实行参与式灌溉管理改革，成立了东坪电灌用水者协会；在运行机制上，从1999年夏灌开始，灌区实行了全灌区范围内的配水到户制度。改革后，农民减负，协会增收，灌区经济效益大幅度提高，被认为是中国目前唯一的整体实行参与式灌溉管理改革并取得成功的中型灌区。本节主要剖析参与式灌溉管理改革导致的用水户协会的成立过程。

3.1 试点之前的配水到户改革

1996年，东坪灌区陷入瘫痪状态，无法运转下去。1997年，时任灌区电灌站副站长的田重海和灌区会计的李新达凭借多年的工作经验和对工作的负责态度，提出了由电灌站直接配水给农户并直接收费的想法。1997年，他们开始了配水到户的试验，用田重海的话说对于此次改革“只能成功，不能失败”，他们首先从三千一泵实行配水到户、收费到户的试验，田重海去白银废品收购站买得直径是200毫米的旧塑料管，每1米1根，在各水口代替量水堰，哪个水口灌水就安在哪里，以每小时浇1亩地进行配水。田重海说：“因为社长管水每亩次要水费20-25元，我们按17元收费”，因此，试验取得了成功。1998年增加了二千二泵进行了配水到户的试验。经过两年的配水到户试验，部分用水户已经对此尝到了甜头。

配水到户的运行过程是在每次配水之前一个月作用，农户首先到协会根据用水时间来购买水票，比如平均一亩地一水平均需要50分钟。在配水前，配水员会安排每个量水堰出水的时间和对应哪个农户进行灌溉。在配水时，协会的配水员可以根据量水堰计量水的流量是否满足标准，同时，农户现场对流量进行监督；如果水量不够，配水员会在农户的监督下，以增加配水时间的方式进行补偿，以后农户的配水时间顺延。在一个农户配水结束后，将轮到下一个农户进行配水，下一个农户将监督配水员进行。这样形成了配水员与用水户互相监督的机制。另外，在一个出水口不进行浇地的时候，将封闭闸门并上锁。

在水费的收取体制上，农户在浇水之前购买水票，保证了水费的收取率是100%；同时降低了协会收取水费的成本。

3.2 用水户协会的成立

3.2.1 试点的推行过程

东坪灌区能够成为甘肃省用水户参与式灌溉管理试点单位主要有两个方面的原因：一是 1996 年前后灌区已经处于瘫痪状况，急需国家的投资恢复灌区的运转，通过进行试点来获得水利部的项目资金对于灌区电灌站是求之不得；同时，水利部与甘肃省水利厅正在大力推进参与式灌溉管理改革，需要有灌区进行参与进行试点工作。正是在这样的背景下，东坪灌区成为了参与式灌溉管理的试点单位。

1998 年，东坪灌区被确定为甘肃省用水户参与式灌溉管理试点单位，受到了水利部农水司和甘肃省水管局的有关领导的重视。

1999 年 5 月 25 日，白银市人民政府以市政发[1999]27 号文件，原则同意改革方案和审查意见，试点改革领导小组对改制工作进行了广泛深入细致的宣传，印发了宣传提纲 3000 份《真正让用水户成为灌区的主任——白银市东坪电灌参与式灌溉管理体制改革的宣传提纲》，对群众关系的问题进行了解答。试点改革小组开始从各用水户按名额选出代表 27 名，列席代表 11 名，各代表由村委会推荐，得到乡党委、乡政府的同意，试点改革小组对代表资格审查合格。

1999 年 8 月 12 日召开了第一次用水户代表大会，参加会议的有省水管局杜成义、李甲林、刘向荣；市水利局李生才、武治校、马德宏、张文富；靖远县水利局张海洲、吴普正；北湾乡政府高建琦、王得俭；白银区政府寇自家；白银区水利局王得权、腾立新；四龙乡政府陈仙贤、寇宗元。会议代表 27 名，实到 27 名；列席代表 11 名，实到 11 名。大会由靖远县水利局张海洲局长主持，由大会选举委员会推荐选周祥为执委会主任委员，由周祥主任委员提名选许建勇、田重海为副主任委员，通过大会举手表决一致同意，讨论通过了协会章程。最后，由省水利厅水管局局长杜成义、白银市水利局局长李生才，在爆竹声中挂上“白银市东坪电灌用水者协会”牌匾，协会正式挂牌运行。随后，白银市水利局以水发[1999]115 号文件和靖远县水利局靖水利发[1996]146 号文件批准，成立“白银市东坪电灌用水者协会”，同时批准周祥、许建勇、田重海三位任执委会领导。

1999 年协会依靠国家的项目资金和自筹资金，安装自制钢闸门 100 座，量水堰 80 座，从技术上保证了协会能够实现了配水到户。凭借参与式灌溉管理改革的东风，从 1999 年夏灌开始，在整个东坪灌区实行了配水到户的管理办法，取消了多年来形成的由社长统一配水的管理模。灌区管理上真正实现了水价、水量、水费三公开。

3.2.2 节水增效灌溉示范项目

作为对东坪电灌成为用水户参与式灌溉管理试点单位的回报，1999年2月水利部农水司批复投资100万开展节水增效灌溉示范项目。。

协会从节水增效灌溉示范项目的100万元资金中拿出20万元对灌区常规工程进行大规模节水改造，加大了灌区渠道的衬砌率、更新了设备和灌区工程设施。

协会利用项目投资中的80余万元修建了大棚滴灌供水工程。由于东坪灌区地处西北，独特的气候环境使大棚产业迅速发展，已经成为当地经济的支柱产业。截至1999年，东坪灌区共有冬暖式日光温室2000座左右，灌溉面积1600亩左右，随着大棚产业的快速发展，灌区的夏季灌溉面积逐年萎缩，因此，夏季用水的需求量也减少，但是冬季用水的需求量缺口非常大。在大棚滴灌供水工程未修建以前，冬季的大棚灌溉水源主要有两个方面：一是使用地下水，但地下水苦碱不宜灌溉；二是从饮水工程处拉水，每立方米达8元左右，成本太高。

3.3 改革的阻力克服和试点的政治学

配水到户的改革直接触及了社长的利益和村、乡政府的收费体制。开始进行试点时，农户对改革的态度主要分为两种：

少数农户反对配水到户改革。其中，包括受到社长的挑拨的农户，社长作为全社的权威，散布电灌站没有能力保证及时灌水或者根本不能灌水的言论影响了一部分农户；另一部分是“钉子户”，在社长配水时，“钉子户”不交水费却一直用水，而社长也管不了，在新体制中要先买水后用水，直接触动了“钉子户”的利益，因此他们反对配水到户；还有一种是浇“人情水”的农户，包括社长的亲戚或朋友，他们在社长配水的体制中享受特权，少交或不交水费，改革后他们的特权将消失。

大部分的农户采取观望的态度。大部分农户看到了配水到户试点工作确实降低了水费的成本，但对协会能够在全灌区范围内实现保有怀疑，因此，这种既欢迎又担心的态度，使他们处于观望。

面对改革中的反对声音，灌区管理机构主要采取了以下几种方式解决了矛盾，让配水到户得以成功运行：

一是聘用一些直接改革和有能力的社长作为配水到户制度的季节工，负责组织配水工作，并支付工资。在配水到户的体制中，同样需要有组织领导能力和工作经验的配水人员，雇佣部分社长为协会解决对专业配水人员的需求。同时，聘用社长作为配水员也得到了部分社长的拥护。在有些社内，社长配水私自截留水费对于社长的压力比较大，配水的工作难度增大，农户与社长的矛盾加深，社长也很希望改变以往的配水方式。而且，通过正常的配水工作争取工资正大光明，

在改革中他们不会损失自己的利益。协会通过先收水费,后配水到户的运行方式,解决了社长以前收水费难的问题。协会通过这种方式拉拢了部分社长,避免了与改革中利益受损最大的社长群体的面对面冲突。

二是参与式灌溉管理试点的工作得到了上到水利部、甘肃省水利厅、白银市政府等各级政府的大力支持和通力合作。并将参与式灌溉管理的试点工资向灌区的农户作了深入的宣传。配水到户的工作也是借助这个机会,从 1999 年夏灌起开始全面实行。现任东坪电灌用水者协会执委会主任的田重海不得不承认,没有参与式灌溉管理改革,配水到户不可能在全灌区推广。

三是在改革之初,白银市水利局公布了一个投诉热线,承诺如果对于配水到户运行中的问题,可以直接打电话到市水利局反映问题;并且,向每个农户发放改革宣传提纲。在配水到户运行过程中由于确实提高了灌溉效率,降低了农户的灌溉成本,得到了大部分农户的支持。对于极少数的无理取闹的“钉子户”自然不敢与政府进行较量。

4 用水户协会的运行绩效

4.1 农民的水费支出减少

配水到户改革前,社长与电灌站结算是按照泵房的开车日记,由于每个社用水量的不同,特别是每个社的土地离泵房的远近不同,决定了每个社每亩每水的水费不同。由于渠道大多为土渠,在离泵房近的社,从泵房流到本社的距离短,损失的水量少,水价就相对低一些;离泵房越远的社配水需要流经的渠道越长,损失的水量就越多,这个社的水价就高一些。在 1996 年,整个灌区大部分农户灌溉一水的水费在 18 至 22 元之间,离泵房最远的社一水水费达到 25 元,平均为 20 元左右。此时的水价是泵房开机 1 小时收取社长 80 元,水价相当于每立方米不到 1 角。

1999 年,灌区实行配水到户改革后,水价是每立方米 1.38 角。在流量稳定的情况下,农户根据自己需要的水量购买所需的用水时间,平均每亩每水 50 分钟左右,所需水费是 15 元左右。

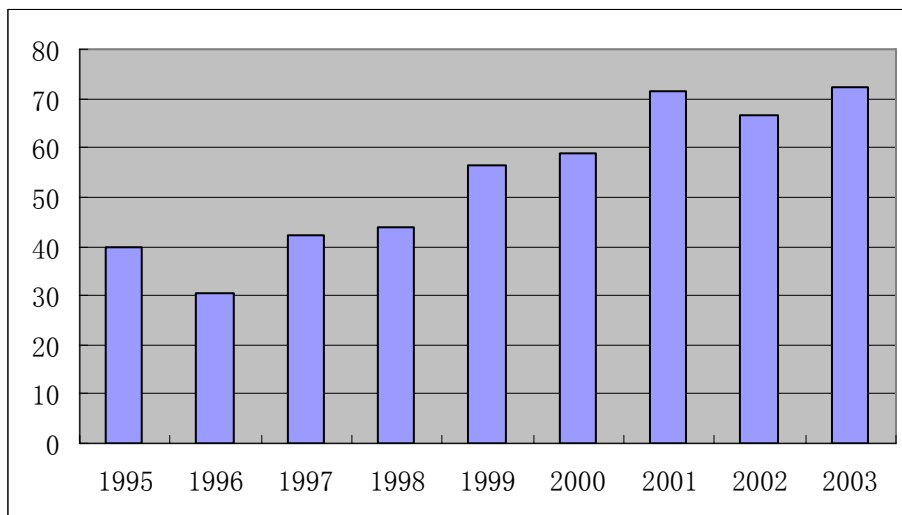


图 4.2 东坪灌区平均每亩每年水费 (1995-2003)

因此，在实际供水价格由每立方米不到 1 角上涨到现在的 1.38 角，价格上涨了 38% 的情况下，农民的实际水费由以前的每亩每水 20 元左右，减少到现在的每亩每水 15 元左右，减少了 25%。原因是以前水费核算是在泵房，现在是在量水堰的出口，支渠的渗透水量不再由农户负担，协会通过增加衬砌尽量减少水费的浪费；另一方面，农户从自身的成本出发，尽量节约用水，减少水的使用量。

4.2 协会的收入大幅增长

协会效益稳步增长，水费由改革前的每立方米不到 1 角上涨到 1.38 角；渠道的衬砌减少了水量的渗透；同时，预交水费的方法使水费的收取率达到了 100%。多方面的作用使协会的水费收入由 1998 年的 36 万元增至 1999 年的 49 万元；由于大棚滴灌工程的效益显著，2003 年，协会的水费收入达到 61 万。

表 4.1 东坪灌区经济指标 (1997-2003 年)

基本指标	计量单位	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
实际运行实际	台时	15110	15200	14800	14200	14800	13300	14470
实际提水量	万立方米	530	530	490	450	470	420	490
实际平均扬程	米	15.65	15.65	14.96	14.96	14.96	14.9	14.9
实际耗能容量	万 wt	100.8	100.7	95	88	91	83	94
实际灌溉面积	万亩	0.96	0.96	0.96	0.96	0.91	0.91	0.91
实际平均单产	Kg/亩	490	490	550	529	520	500	510
实际装机容量	台套/千瓦	19/968	19/968	19/968	19/968	19/968	19/968	20/1028

1、年总收入	万元	38.15	39.36	49.38	46.6	51.18	52.7	61.93	
其中：A 水费收入	万元	36.39	37.66	48.09	46.6	50.13	51.9	61.1	
B 综经收入	万元								
C 上级拨款	万元							6.13	
D 其他	万元	1.75	1.7	1.29		0.16	0.8	0.83	
2、年总支出	万元	37.13	36.41	48.09	46.6	50.69	51.9	56.47	
灌溉成本	1、工资	万元	8.59	12.82	12.66	12.28	15.52	15.3	20.11
	2、电费	万元	5.79	5.79	5.69	6.357	6.55	5.7	6.27
	3、固定资产折旧费	万元	6.06	5.86	6.26	6.66	5.99	6.3	7.89
	4、维修费	万元	4.46	6.01	8.36	7.11	12.2	6.5	7.12
	5、管理费	万元	5.17	5.93	6.63	5.9	2.01	6	1.34
	6、其他	万元						2.7	3.62
	合计	万元	30.47	36.41	39.6	38.31	42.31	42.5	46.35
A 灌溉支出	万元	30.47	36.41	39.6	38.31	42.31	42.5	46.35	
C 其他	万元	6.66		8.49	8.28	8.38	9.4	10.13	
合计 盈（亏）	万元	1.02	2.95	1.29	0.003	0.49	0.8	5.45	

4.3 协会综合经营效益显著

1999年后，灌区改革效果明显。经过协会工作人员不懈的工作和努力，协会效益稳步增长，亩均灌溉定额由520m³/亩·年降至470m³/亩·年；而水费收入由1998年的36万元增至2003年的61万元，见图4.1，年增幅13%。五年来共节电60万kwh，实现了节水、节能、增效三丰收，使灌区步入良性循环的轨道。实行配水到户后，用水户平均亩次节水30立方米，年节水185.4万方，每年为灌区农民减轻负担26万元。大棚滴灌工程运行两年来，极大地带动了当地的大棚产业的发展，也为协会创收13万元。

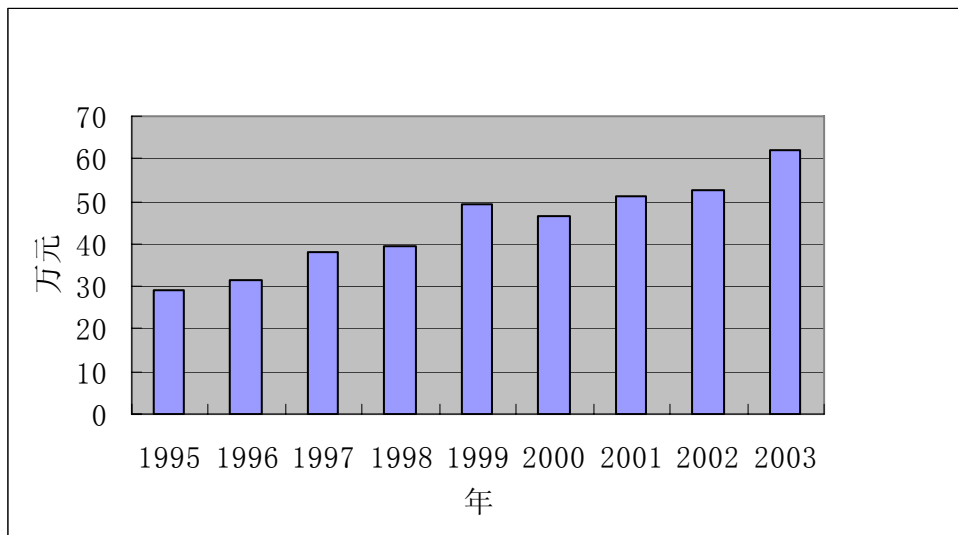


图 4.1 东坪灌区水费收入 (1995-2003)

灌区设施和渠道得到有效的维护。五年来，协会加大供水设施更新改造，延伸衬砌高标准防渗渠道 21.5 公里，更新泵站 2 座，修建防洪建筑物 2 座，安装自制钢闸门 100 座，量水堰 80 座，延伸大棚供水管道 6880 米。工程与设备完好率由 1998 年的 45%，达到 2003 年的 80%；能源单耗由 1999 年的 5.40 降低到 5.12 度 / 千吨米；供水成本由原来的 71.4 元 / 亩降为 66.5 元 / 亩；单位功率效益由 308 元增至 354 元，渠系水利用系数由 65% 提高到 73%，参见表 4.1。灌区固定资产由原来的 46.30 万元增加到 240 万元，实现了固定资产保值增值的目标。

同时，水资源利用效率明显提高。一方面，由于渠道衬砌率的增大，水资源的浪费大大减少，最主要的是农户在用水思想上完全转变，由以前的用“大锅水”到现在的用自己的水，用农户的话说就是“水浇多少由我自己定，所以我的水绝对不能浪费”。协会节水节能效益明显，亩均灌溉定额由 520m³/亩·年降至 470m³/亩·年。

支渠以下渠道的维护都由各农户负责，协会只是负责按照流量标准供水，从配水口流出的水由农户负责整理渠道，自行灌溉。明确了责任和从自身利益的角度考虑，农户自然合理、有效地利用田间渠道为农业生产服务，

5 协会绩效从何而来及其有限性

5.1 协会绩效从何而来

5.1.1 市场机制提高用水效率

协会通过社里量水设施，使以前的“大锅水”变成了可以计量的商品，农户可以根据自己的需要直接向协会购买，协会则以提前收取水费后向各个农户进行配水，形成了一个协会与灌区内所有农户之间的市场关系。访谈中一位农户这样说：“这个水啊，可以说，水浇多少由我自己定，所以我的水绝对不能浪费，过去浇大水的时候我交 100 块钱，现在我交 50 到 60 块钱就够了。”这样，配水到户的机制实质上形成了由协会垄断经营的自然垄断市场体制。

灌溉过程中，渠道出口的水按照时间都明确地分配给了农户，明确了资源单位的使用者。在这一前提下，农户根据自己的实际需要购买水量，即用水时间。农户将衡量用水的投入产出与农作物的产出直接的关系。农民的灌溉概念也有了相应的变化，由以前的使用“大锅水”到现在通过衡量选择农作物的产量与水费支出，来选择对农户来说效益最大的水量，这样使水资源利用达到了相对合理，浪费水资源的现象消失了。在灌溉前，配水员将时间公布在本社的黑板上，农户根据自己的用水时间进行配水，无论是在白天还是夜里，错过了用水时间只能自己负责，因此，明确了用水的时间，提高了整个灌区的用水和配水效率。

5.1.2 有效的监督和惩罚机制

协会通过预收水费节约了收费的成本，解决了有些农户浇地后拖欠水费的问题，让整个灌溉过程中，无便车可以搭。改革前，无法对拖欠水费的农户进行有效的惩罚，因为，停水就要停整个社的水；改革后，如果不提前缴纳水费，农户就没有权力使用渠道中的水，并且受到配水员和其他农户的有力监督。唯一的方法就是偷水，如果偷挖干、支渠的水，将很容易被抓到，受到法律的严惩；如果偷从配水口流出的水，就等于道歉另外一个农户的财产，同样会受到法律的严惩。

配水员根据工作时间获得报酬，本身不再进行财务核算。在配水时，配水员根据提前在黑板上公布的时间向农户配水，并检查量水堰计量水的流量是否满足标准，同时，农户现场对流量进行监督；如果水量不够，配水员会在农户的监督下，以增加配水时间的方式进行补偿，以后农户的配水时间顺延。在一个农户配水结束后，将轮到下一个农户进行配水，下一个农户将监督配水员配水。配水结

束后，协会将会将泵站的实际配水量与水票的所需配水量进行比较，监督配水员的工作。

偷水的现象消失了。目前，渠道的衬砌率越来越高，如果有人想不买水通过偷水来浇地，在 100%土地都需要灌溉的情况下很容易发现；另外，以前偷水是偷全社的水，现在偷水投的是某个农户的水，受到农户的监督。因此，现在如出现偷水的行为，将根据《水法》进行惩处。

以社长为中心的配水制度中，渠道里的水是全社共同使用的，不能说是社长的或是某个农户的，是“公家”的，无法明确水的使用权。对于偷水和搭便车的农户来说，他们是占“公家”的便宜，是一种道德上的问题。实行配水到户的市场机制后，渠道的水根据时间为某个特定的农户所有，水的使用权明确了，如果有人偷水就是偷他人的东西，是盗窃行为，而不是道德问题。对于盗窃行为，将受到国家法律的惩处。

5.2 协会运行绩效的有限性：农户是否更多的参与

东坪灌区纳入万亩灌区管理后，由白银市政府对其行使国有资产的管理权，靖远县水利局对其进行业务指导，并纳入万亩灌区考核体系。成立用水户协会后，协会通过会员代表选举协会的负责人，而不是由政府来任免。根据协会的章程，“协会是由东坪电灌全体用水户通过民主方式组织起来的不以营利为目的的社会团体，具有法人地位。”

从会员代表产生的机制来看，会员代表是由村委会推荐，得到乡党委、乡政府的同意，试点改革小组对代表资格审查合格。在 27 名会员代表中，有 21 名代表是协会的工作人员；有 5 名代表是村长或社长；有 1 名代表是普通农户。从会员代表的产生结果来看，会员代表并不是由农户选举产生的，而是由村委会推荐，乡政府同意而产生的，显然这样产生的会员代表体现了政府的利益。这样，可以让政府部门有效地控制选举的结果，并有利于政府工作的开展和整个改革工作的可控性。

表 4.2 东坪电灌站历届负责人名录

年限	机构	姓名	职务	任职时间（年月）
1958-1995. 11	东坪车口	郝希德	主任	1955-1960
		樊占彪	主任	1960-1961
		李生畔	主任	1961-1962
		张星敦	主任	1962-1985. 10
		周祥	主任	1985. 10-1995. 11
		高宽	副主任	1964-1992
		魏周新	副主任	1973-1985. 10
		王克俭	副主任	1985. 10-1995. 11
1955-1995. 11	金山车口	魏长丰	主任	1958-1961
		郝希德	主任	1961-1985
		周鸿万	主任	1985. 10-1995. 11
		田重海	副主任	1968-1995. 11
1995. 11- 1999. 8	东坪电灌站	周祥	站长	1995. 11-1999. 8
		王克俭	副站长	1995. 11-1999. 9
		周鸿万	副站长	1995. 11-1999. 9
		田重海	副站长	1995. 11-1999. 8
1999. 8-2004. 4	东坪电灌用水者 协会（第一届执 委会）	周祥	站长	1999. 8-2004. 4
		田重海	副站长	1999. 8-2004. 4
		许建勇	副站长	1999. 8-2004. 4
2004. 4 至今	东坪电灌用水者 协会（第二届执 委会）	田重海	副站长	2004. 4 至今
		许建勇	副站长	2004. 4 至今
		周勋	副站长	2004. 4 至今

从选举的结果来看，协会执委会的成员与原电灌站的领导成员相同，协会的工作人员也基本没有发生变化，且一直保持稳定，见表 4.2。虽然，协会的工作人员都是当地的农户，但是参与式管理改革并没有让更多的农户参与到灌区的管理中来。

自东坪灌区开始建设起，管理工作就一直由当地的亦工亦农的农户来承担，在参与式灌溉管理改革前，协会的管理人员全部是农户；改革后，人员几乎没有发生任何变化。从调研的情况来看，很多农户并不知道本协会的会员代表，而是在协会工作人员的提醒下才说出社长就是会员代表。因此，在东坪灌区实行的参与式灌溉管理改革并没有让更多的农户参与到灌区的管理事务中来。

从协会的运行来看，协会成立以后是执委会负责协会的运行工作，与改革前东坪电灌站的站长和副站长相似。协会的决策机制并没有任何变化，因此，协会的成立实质上并没有给农户更多参与灌区决策的权力。

6 结论

6.1 前面讨论的小结：用水户协会改革成功的实质

改革前，东坪灌区管理中遇到的两个难题，一是基层政府对农业灌溉的控制，主要表现是社长承包本社的配水制度；二是农户的搭便车行为。

在东坪灌区实施的改革中，如何有效地解决了这两个难题呢？

首先，灌区的参与式灌溉管理中，省水利厅和白银市政府成为了改革的主要组织者，此时的乡（镇）政府已经没有谈判能力，只能彻底配合改革工作的进行。因此，东坪的改革是由省、市政府领导，乡（镇）政府出局的情况下进行的，使得改革后东坪灌区彻底摆脱了基层政府的控制，主要表现就是取消了由社长承包本社配水工作的制度，改由协会雇佣季节工完成配水工作。

面对第二个难题，利用参与式灌溉管理改革提供的资金和权威，协会引入了自然垄断市场机制，在东坪灌区形成了农业灌溉用水的买卖市场。市场机制的引入与之前的“大锅水”相比，水资源的利用效率上有了明显的提高

5.2 进一步分析：用水协会改革成功的特殊前提

一是东坪灌区属于高扬程提灌工程。因为属于提灌工程东坪灌区可以控制灌溉用水的供给；与自流灌区有着截然不同的情况，具有对水资源的可控性，也为水资源的计量提供了可能性。

二是灌区的农户对于渠道灌溉的用水依赖是 100%，灌区农户不使用其他灌溉方式，且灌溉需求比较稳定。东坪灌区与其他很多灌区不同，灌区的地下水苦咸，无法用于灌溉，因此没有机井灌溉；气候条件比较稳定，处于完全灌溉区域，土地每年的灌溉情况变化不大，因此，对渠道灌溉是完全依赖的，这在东坪灌区形成自然垄断市场提供了基础

三是东坪灌区处于黄河的上游，水资源供给充足，不与工业用水或饮用水产生冲突。东坪灌区具有先天的取水优势，不会因为干旱气候导致灌区无法提供农业用水的现象；农业用水的优先性处于饮用水和工业用水之后，而东坪灌区只是提供农业灌溉用水，不存在这方面的矛盾。

四是东坪灌区是灌溉面积集中，地理特征相似的万亩灌区。东坪灌区灌溉面积集中，规模较小；投入少量的资金就能对工程进行改造；改革仅仅涉及两个乡（镇）的区域，这些都为改革的成功提供了便利。

五是高效农业为东坪灌区提供了良好的经济效益。在东坪灌区，随着蔬菜大棚产业的发展，协会作为大棚用水的垄断提供商获取了丰厚的利润。也为协会能够长期的、稳定的发展铺平了道路。

六是协会具有工作经验丰富，工作能力强且认真负责的精英人物。改革前，田重海和李新达承担着风险开始进行配水到户的试验工作，改革中，面对着诸多困难，正是凭借他们的勇气和毅力使协会能够成功的运转起来。

七是协会的改革一直受到水利部和甘肃省水利厅的高度重视。东坪的制度创新是一个巧合，是多方作用的结果。水利部农水司司长和甘肃省水利厅水管局局长为了推动参与式灌溉管理改革才对东坪灌区高度关注，一方面向灌溉面积仅 1 万亩的东坪灌区提供了 100 万的项目资金；另一方面，东坪灌区的整个改革过程受到水利部的高度关注，由甘肃省水利厅水管局局长亲自主抓，杜说他就像是协会的“教父”一样，协会对他的意见非常尊重。现任协会会长的田重海表示如果没有参与式灌溉管理的机遇，单靠协会是没有能力在全灌区开展配水到户工作的。

5.3 用水户协会的实质

东坪灌区是目前唯一整体改制成立用水户协会并取得成功的灌区，已经成为了一面参与式灌溉管理改革的旗帜。其他灌区也纷纷建立协会，章程和制度也纷纷出台，以成立用水者协会为目标的灌溉管理体制在全国已经形成了潮流。

通过研究东坪灌区的案例我们发现，改革前，东坪灌区一直是由当地的亦工亦农的农民进行管理，但是在农民高度参与管理的情况下，东坪电灌站并不能改善灌区每况愈下的局面；改革后，在管理人员不变的情况下，成立用水户协会使灌区的面貌焕然一新。

用水户协会改革是在农村以农户经营为主的农业经营制度下将农村灌溉管理的责任交给农户以实现灌溉事业维继和发展的政策创新，在政府、市场和公民社会三分的框架中，它是正在成长中的农村公民社会的一个积极因素，正在逐步成长为一个非营利的用水户自主管理的 NGO；从灌溉管理的组织体系来说，它是农户为获取国家提供的灌溉服务而建立的与国家之间的中介服务组织，或者是农户自主提供灌溉服务的民间公共服务组织。

5.4 用水户协会的促进政策及其操作

要使具有上述性质的组织成长并发挥作用，要国家、地方政府、水利管理部门、社会各界和农民自己共同努力，相关政策不再具体提及，但东坪个案最重要

的启示在于各种力量之间要找到相互形成合力或促成阻力转化的恰当时机和方式，这在具体区域的用水户协会推进工作中尤需借鉴。

参考文献

- [1] 周其仁. 产权与制度变迁——中国改革的经验研究. 北京: 社会科学文献出版社, 2002. 19~21
- [2] 雷声隆, 徐云修, 姜开鹏, 等. 全国大型灌区工程老化状况与对策. 中国农村水利水电, 1997. 17~23
- [3] [美]曼瑟尔·奥尔森著. 集体行动的逻辑(毛寿龙译). 上海: 上海人民出版社, 1995
- [4] [美]迈克尔·卖金尼斯著. 多中心治道与发展(陈郁, 郭宇峰, 李崇新译). 上海: 上海人民出版社, 2000
- [5] [美]艾尔·巴比著. 社会研究方法基础(第八版). 华夏出版社, 2003
- [6] 姜春海, 李怀. 自然垄断理论评述. 当地经济研究, 2003. 65~70
- [7] 姚洋. 以市场替代农民的公共合作. 华中师范大学学报(人文社会科学版), 2004, 43(1): 40~41
- [8] 王名主编. 中国 NGO 研究——以个案为中心. 联合国区域发展中心系列研究报告第 38, 2000
- [9] 王名主编, 中国 NGO 研究 2001——以个案为中心. 联合国区域发展中心系列研究报告第 43, 2001
- [10] 仝志辉. 选举事件与村庄政治. 北京: 中国社会科学出版社, 2004
- [11] [美]埃莉诺·奥斯特罗姆著. 公共事物的治理之道(余逊达, 陈旭东译). 上海三联书店, 2000. 16~17
- [12] 方福前. 公共选择理论——政治的经济学. 北京: 中国人民大学出版社, 2000
- [13] 黄新华. 新公共管理: 面对市场失灵与政府失灵的新选择. 理论与现代化, 2001, (5): 80~84
- [14] 胡益强. 用水户参与灌溉管理探索与研究
- [15] 谢永刚. 水权制度与经济绩效. 北京: 经济科学出版社, 2004
- [16] 马德宏. 农民用水者协会——灌区管理体制的正确选择. 甘肃省参与式灌溉管理座谈会会议论文, 2004
- [17] 于萍. 把握机遇、深化改革、促进水利工作再上新台阶. 甘肃省参与式灌溉管理座谈会讲话, 2004
- [18] 东坪电灌用水者协会. 甘肃省白银市东坪灌区工程志(初稿). 未出版
- [19] 中国灌区协会、中荷扶贫项目办. 用水户参与灌溉管理研讨会论文集. 2003
- [20] 窦寰. 靖远县水利志(讨论稿). 甘肃省靖远县水利局

课题 11-8

水市场的假定水价及水权形成

彭祥（清华大学）

水市场的假定水价及水权形成

胡和平 彭祥

清华大学水文水资源研究所

在水资源开发利用过程中，水权、水价与水市场从来不是自天而降的，其形成、发展和演变均表现为一定程度的路径依赖。因此研究水权、水价、水市场必须采用比较制度的研究方法。有鉴于此，本课题首先对水资源配置的复杂性给予概要描述；其次引入制度概念，并利用新制度经济学的基本理念构建水制度组成体系；接下来对水权、水价和水市场进行比较制度分析。

一、研究内容的逻辑结构

水资源配置的复杂性，水制度，水权、水价和水市场之间不是简单的松散的堆砌，它们之间有着极为密切的逻辑关系，见图 1。这些因素的交互影响，决定了水资源配置的基本模式，进而从不同层面影响了水权、水价和水市场的形成。

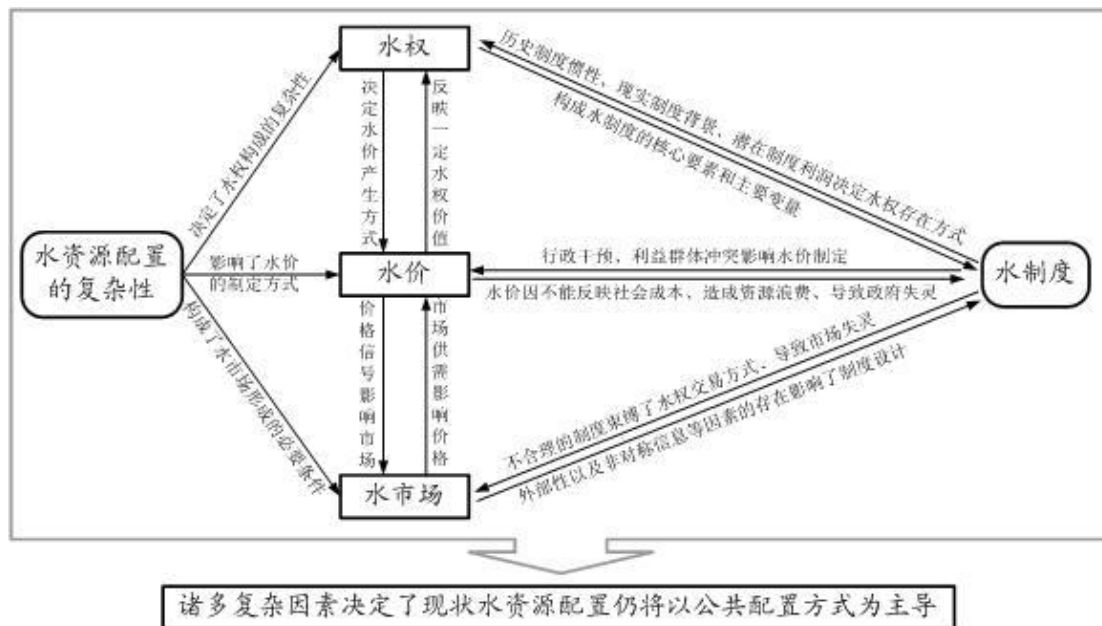


图 1 水资源配置的复杂性，水制度，水权、水价和水市场之间的逻辑关系描述

二、水资源配置的复杂性

从水到水资源再到水资源配置的过程充满了复杂性，具体表现为自然复杂性、经济复杂性和社会复杂性三个方面。

1. 水资源配置的自然复杂性

水资源配置的自然复杂性是由水自身的复杂性决定的。具体可从三个层面描述：一是水圈运动，二是水文循环，三是水的自身特性。

在自然界，水以各种形态附着于地壳表层、表面以及围绕地球的大气层中。地球上的水圈与岩石圈、大气圈以及生物圈共同组成了地球的自然圈层，水圈与岩石圈、大气圈以及生物圈相互作用、共生共存。水圈作为地球圈层中最活跃的因子通过全球水文循环在地球表层以及大气中不断变化。

在水圈内，各种水体通过蒸发、水气输送、降水、下渗、地表与地下径流等形式不断进行交换转移，使其处于永无休止的运动状态。据有关统计，地球上97%的水量赋存于海洋或咸水湖泊；在仅有的近3%的淡水资源中有50%以上储存于高山冰川、两极冰盖和永久积雪，其余部分是埋藏在地壳深层的地下水。在全球水储量中，仅有不到0.3%的淡水参与降雨、蒸发及地表径流过程。

作为人类可资利用的液态水，其自身具有许多有别于其他自然资源的独特属性。具体表现在：

(1) 生命物品属性：没有水就没有生命。

(2) 稀缺性：表现在两个方面，亦即绝对稀缺与相对稀缺。一方面，人类可以利用的水资源有限且时空分布不均；另一方面，人口的增加和经济社会的发展使水变得相对稀缺。

(3) 随机性：水受自然规律影响不断发生变化。

(4) 流动性：在重力作用下自高向底、自上而下流动。

(5) 可再生性与不可再生性：作为地表水和浅层地下水依照一定的水文规律循环往复；而作为深层地下水如果过度开采则在较长时间内不能有效恢复。

(6) 不易转移性：水因其体积庞大，不同于其他自然资源可以在不同地区进行低成本转移交换。

2. 水资源配置的经济复杂性

水资源配置的经济复杂性表现在，水资源是世界上唯一一种具有多重物品属性的自然资源，不同的使用目的、不同的用水行业、不同的使用阶段以及不同的数量质量变化使得水资源表现出不同的甚至是相互矛盾的资源属性。

1. 公共物品属性

又可称为不可分拨性，指水资源是对个人免费同时又具有社会成本的资源。水资源的公共物品属性是相对于私人物品属性而言的。在许多用水行业或特殊情形，水资源属公共物品范畴，是政府维护社会稳定、增进社会福利的共有资源。水资源的公共物品属性具有两个基本特征，即非竞争性和非排他性。水资源的非

竞争性是指水利工程的投资因其规模巨大而具有宏观经济依赖性，供水工程管理具有自然垄断性，与此同时输水系统单一，由此导致市场交易的区域性。水资源的非排他性是指水资源具有公共产权，产权主体不明晰，确立和保护水资源排他性产权不仅非常困难，而且成本高昂。水资源属于公共物品的观点在过去很长一段时间被世界各国普遍接受，这与当时水资源开发利用程度较低有关。水资源公共物品属性的存在导致了許多用水过程中“搭便车”行为的发生。

2.经济物品属性

又可称为可分拨性。这是人类社会在水资源极度稀缺的今天对水资源的重新定位，指水资源不仅仅是自然资源，且更重要的是一种经济物品，具有经济价值。

3.外部性

从经济学上讲，外部性是指个体的经济活动对他人造成的未计入该经济活动损益的影响。当个体经济活动导致个体成本不等于社会成本，个体收益不等于社会收益时，便产生外部性。水资源的外部性包括两个方面，一个是正的外部性，如灌溉用水在增加农业收益的同时，也通过渠道侧渗保护了周边生态；另一个是负的外部性，如上游的不合理用水影响了下游的原有用水权益，或者上游的水污染对毗邻下游地区造成经济损失和生态破坏。水资源的外部性与水资源的公共物品属性直接相关。

4.非对称信息

指在水资源使用过程中，供需双方只有一方拥有而另一方不能拥有的信息。按照信息经济学的解释，非对称信息包括两个方面，一个是“道德风险”，另一个是“逆向选择”。道德风险发生在当一方的行为对另一方而言是不可观察的情形。如在缺乏计量设施的情况下，大水漫灌有可能成为用水者的最佳选择。逆向选择发生在当一方无法确定另一方的类型或行为特征的情况。如政府对用水者的节水潜力及节水成本与收益无法作出准确判断时，以政府投资为主体的节水示范行动就有可能形成逆向选择：政府期望利用资金拉动推进节水工作，供水主体无论用水主体是否愿意节水均积极争取政府投资，用水主体则根据成本收益分析决定是否节水。一般情形下，由于节水成本高昂，而水价又偏低，所以用水者大多放弃公共节水设施依旧按传统模式大水漫灌。而大水漫灌又成为供水主体向上级政府争取新的节水投资的有利借口，由此形成“节水悖论”。

5.政府失灵与市场失灵

所谓政府失灵是指政府的政策失误导致水资源的生产成本偏离其真实成本，由此造成对资源的无效使用和过度浪费，并引发一系列生态环境问题。体制不顺、政策偏软、多方利益群体干预决策、信息不对称等是政府失灵的主要原因。

所谓市场失灵是指由于外部性以及非竞争性等因素的存在，水权交易不能提

供全面准确的市场信号，水资源价格远远背离自身价值和社会成本，因而不能起到调节市场供求的杠杆作用。

6. 相机变异性

水资源的相机变异性表现在，随着自身水量的变化，水资源在生命资源—经济资源—自由资源—有害资源之间相机改变。具体描述见图 2。

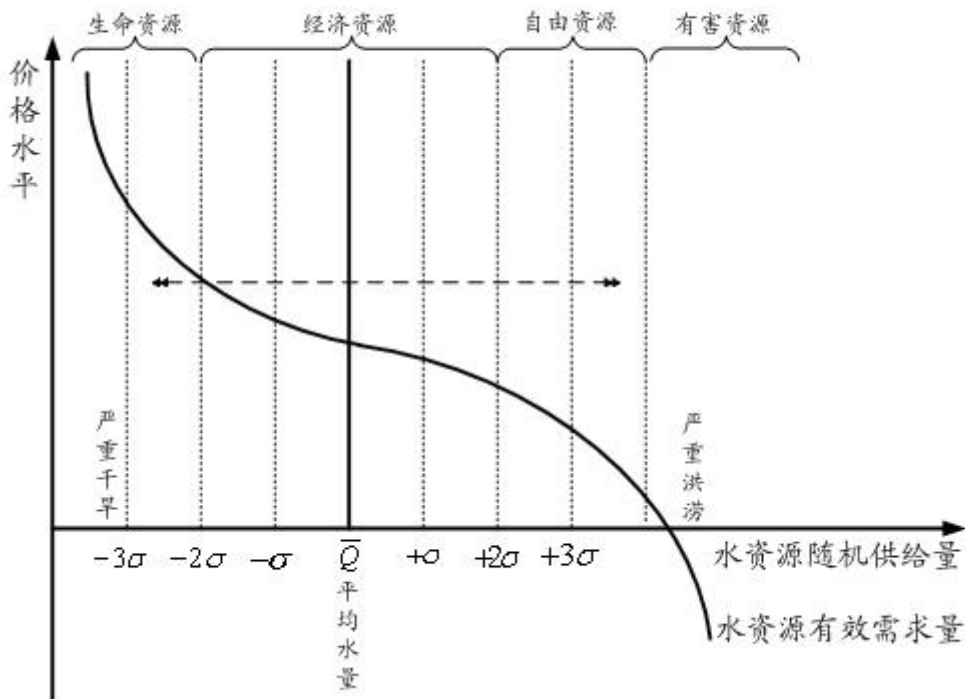


图 2 水资源相机变异性描述

3. 水资源配置的社会复杂性

水资源配置涉及多方利益的再调整，由此带来相关利益群体损益的改变，处理不当势必引发各种社会矛盾冲突。

水资源配置的冲突首先表现在对国际界河水资源的开发利用方式上。随着全球人口增加和用水需求增长，具有稀缺水源国际界河的用水争夺成为水事冲突的前线。由于各国在社会、政治、经济发展中的模式不同，要想寻求一种单一的解决方案或法律框架来让所有参与各方达到心满意足绝非易事。

与国际水资源配置的冲突相比较，国内水资源配置的冲突问题同样纷繁复杂，足以让所有的决策者头疼不已。主要表现在：

(1) 区域冲突

在流域内，上下游、左右岸、干支流的用水冲突已经成为老大难问题；而在跨流域调水方面，水资源调出区的利益补偿问题成为新的焦点。

（2）行政管理部门职能交叉的冲突

冲突首先源于中央政府主管部门的交叉管理，表现在农业用水、城市用水、水环境保护、水力发电等诸多方面。其次在流域层面，流域管理机构与区域管理机构也因为权限模糊和目标偏差存在长期争执。

（3）用水目标冲突

主要表现在工业用水挤占农业、经济用水挪用生态环境用水等方面。

（4）政府目标与公众利益的冲突

政府力图通过提高用水价格补偿成本，减轻财政负担；公众则多从自身利益出发，尽可能搭政府的“便车”，多用“大锅水”。

（5）公平与效率的冲突

在水资源配置过程中强调效率势必影响公平，而突出公平又势必破坏效率。效率标准要通过经济分析鉴定，而公平准则须利用政治体制判别，二者之间的冲突因此不可避免。

三、水制度的内涵、结构与作用机理

在传统经济学理论里，制度习惯被视为固定的环境参数，这与博弈论的观点不相一致。从博弈论的视角看，制度是一种社会的博弈规则而非博弈参与人或组织，参与人在一定的博弈规则下相互作用，不同的博弈规则产生不同的制度，不同的制度决定了资源配置的基本方式。

根据制度是社会的博弈规则的定义，对水制度的组成结构做如下划分，亦即水法规、水政策和水文化。其中水法规和水政策是正式规则，水文化为非正式规则。

水法规包括以《水法》为核心的一个法律束，它更多地代表了国家层面，体现了一种政治规则，具有法的绝对的强制力；水政策包括在对水的开发、利用、治理、配置、节约和保护等一系列过程中的相关条例和章程，它更多地代表了社会结构层面，体现了一种经济规则，依据这种经济规则可以制定规范、界定产权和培育市场；水文化包括与用水相关的社会规范、习俗、惯例和道德准则，它反映了社会个体层面，表现为一种软约束。

在上述三个层面、两种模式的制度组成结构中，水法规作为国家强制力的代表，体现出相对刚性或耐久性，通常情形下不会轻易改变，在一定时期内可以视为固定的制度参数；水文化因为制度惯性也表现的相对稳定，它是社会历史文化长期积淀的产物，不仅构成了制度建设的基础土壤，也是最主要的制度约束；只有水政策最为活跃也最为有效。水政策一旦被固化，则升华为水法规；而水文化一旦被硬化，则凝结成水政策。水政策在制度形成和变迁的过程中表现出较大的

弹性和张力，是制度建设过程中的主要变量。具体见图 3。

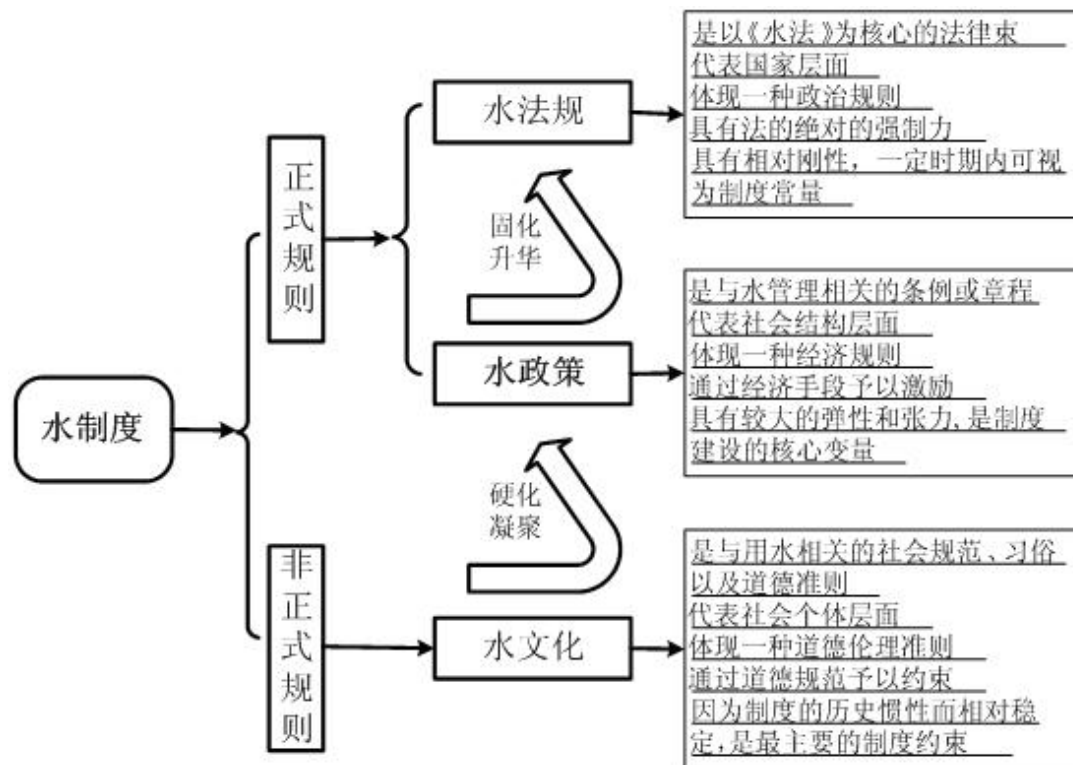


图 3 水制度的组成结构与作用机理描述

水制度的作用机理主要表现在三个方面：

1. 诱致性与强制性制度变迁相互耦合创新并发展了水法规和水政策

在理论上，当某种制度创新主体——政府、团体或个人发现了制度外利润的存在后，一种新的制度变迁就成为可能。制度创新主体将试图通过新的制度安排以弥补现有制度的真空或不足。

制度变迁可分为诱致性制度变迁和强制性制度变迁两种方式。

诱致性制度变迁是指，制度安排的更替或创新，是由个人或团体在追求制度外利润时自我实施的。其主要特点在于自发性，依靠人们对新的制度安排的一致同意和自觉遵守，而不是依靠强制力量使他人无条件服从。2000 年我国浙江发生的东阳一义乌水权转让事件，就为研究水领域诱致性制度变迁提供了一个很好的范式：作为原有制度框架下的行政配水模式，成本越来越高；与此相应，利用新的协商制度进行配水的模式，潜在收益越来越大。在这种情形下，义乌市政府放弃了以往向上级要水的传统模式，转而依托新的方式来解决水资源短缺问题，实现了水权的诱致性制度变迁。

强制性制度变迁是指制度安排的更替或创新，主要是通过政府的行政命令或法律实施的，它以国家强制力作后盾，由上而下强制推行，通常不需要其他参与人的一致同意。我国于 1993 年 9 月由国务院正式颁布的取水许可制度实施办法，就是一种利用法律的强制力，进一步加强水资源管理，促进水资源合理开发利用

的强制性制度变迁。

诱致性制度变迁遵循自我实施和经济利益最大化的原则，在一定程度上可以增进整个社会的福利，但往往由于耗时较长而带来效率的损失。强制性制度变迁可以依靠行政的力量以最快的速度、最短的时间实现大范围的制度变迁，但如果当它不符合其他参与人的利益时，则在实践中难以真正发挥作用，容易行成“上有政策，下有对策”的尴尬局面。

在具体实践中，一种有效的制度安排常常是诱致性制度变迁与强制性制度变迁相互耦合的结果。

2.水法规、水政策与水文化相互渗透与补充完善了水制度体系

从历史发展的角度看，正式规则与非正式规则之间只有量的差异，而无质的不同。但是正式规则逐渐取代非正式规则趋势明显，现代化的演进过程也是法律逐渐渗透的过程，水法规、水政策不断完善发展的过程也是对水文化不断“硬化”的过程。但是也必须看到，虽然健全的法制是现代社会进步的必然，这并不意味着正式规则对非正式规则的取代是无休无止的。从理论上讲，正式规则如法律不可能穷尽所有人的行为；同时还存在着非正式规则排斥正式规则介入的情况；而且社会需要非正式规则还因为许多正式规则的执行成本高昂。在这种情形下，也许运用非正式规则来作为补充强化正式规则的执行更为理性。显然如果将节水意识、节水习惯等社会规范和习俗也法律化，其结果可能是使社会失去了更多的弹性和灵活性。除此之外，新的水法规尤其是水政策的制定和出台，必须要确保其与水文化之间的兼容。如果政府为了实现水管理的社会目标盲目引进了新的政策或法令，其实施在一定的政治、经济和复杂的社会背景下可能经常会产生意料不到的结果。这就如同将实验室研制的药品用在人体身上由于人体的复杂性而出现的副作用。只有确保水法规、水政策和水文化之间相互一致和相互支持的制度才是富有生命力和自我维系的。否则，任何精心设计的制度很可能高度不稳定。

3.个体理性与集体理性的冲突或合作为制度的有效性提供了判据

在世界上大多数国家里，水资源被视为共用资源，以公有产权的形式存在，水资源使用因为缺少排他性产权而容易产生负的外部效应。在用水过程中，政府目标与团体以及个体目标很可能并不完全一致甚至相互冲突。政府具有集体理性，追求对水资源的可持续利用；而水管理单位或用水个体具有个体理性，追求自身利益最大化，由此导致个体理性与集体理性的冲突，具体表现为正式的用水规则与非正式的传统用水习惯的冲突。当正式的用水规则在实施过程中影响了用水者的传统用水收益，势必带来用水者的强烈抵触。在这种情形下，政府将面临一种进退两难的境地：或者对制度追加额外的实施机制相应大大增加制度成本；或者对其放任自流并由此产生社会对政府的认知危机，使原有制度设计流于形

式。其结果，最初水管理目标的实现程度将不得不大打折扣。因此，水制度应该是一种内生的博弈规则，必须同时满足个体理性和集体理性，通过包括实施者在内的博弈参与人之间的策略互动发生效用。显然，只有被全社会普遍认可的且能够自我维系的制度才是有效的制度，否则只是制度本身。

四、水权历史演进的纵横向比较

1. 中国水权制度体系的历史演进过程

对中国水权的历史考察可以发现，我国较为成型的水权制度至少在西汉就已经出现，并在历史的长河中不断丰富和发展。具体见表 1。

表 1 中国水权制度体系的历史演进过程

历史时期	制度背景	水制度建设主要成果	水权基本特点
先秦至汉朝	中国封建社会的建立、发展时期，国家开始制定正式的水权制度，但未成体系。	西汉倪宽在关中“定水令以广溉田”，制定了用水的优先次序，这是我国第一部关于用水制度的法令。南阳太守召信臣为民作“均水约束”，在灌区中确立用水、分水制度。	用水管理主要依靠国家正式法令，体现在宏观层次，这与当时的水利工程建设主要依靠政府力量有关。
唐宋元时期	中国封建社会发展的鼎盛时期，以国家法律为主导的正式制度逐步完善。	唐代制定的《水部式》是由中央政府以法的形式正式颁布的第一部系统的水法典，强调“均平”用水的分配原则。宋代王安石变法，颁布了《农田水利约束》，是我国第一部比较完整的农田水利法。元代制定了《洪堰制度》，从微观层次对灌区用水制度给予详细规定。	用水管理以国家宏观管理为主，强调“均平”原则，“务使均普，不得偏并”，在具体方式上采用“申贴制”。
明清时期	中国封建社会衰落和资本主义萌芽时期，以乡规民约为主的非正式水权制度占主导地位。	此阶段国家很少颁布相关用水法律，其中非正式制度——灌区乡规民约构成了当时水权制度的主体，水权制度以灌区微观管理为主要特色。	在管理方式上变成“水册制”。由于水资源逐渐稀缺，加之资本主义商品经济的萌芽，在很多地区如关中一带出现了水权交易。
民国时期	中国处于半封建、半殖民地社会，西方科技引入中国。	在民国时期（1942年）颁布了《中华民国水利法》，这是中国近代史上制定的第一部全国性水法，体现了现代水制度的雏形。	采用公共水权制度，借鉴了西方的先进经验，对水权制度给予全面系统的界定。

2. 美国水权制度体系的历史演进过程

尽管美国的沿岸所有权制度最初起源于英国的普通法和 1804 年的拿破仑法典，但从总体上看，美国的水权体系发展历程基本上代表了西方整个水权体系的基本特点。对美国水权制度体系的历史考察见图 4。

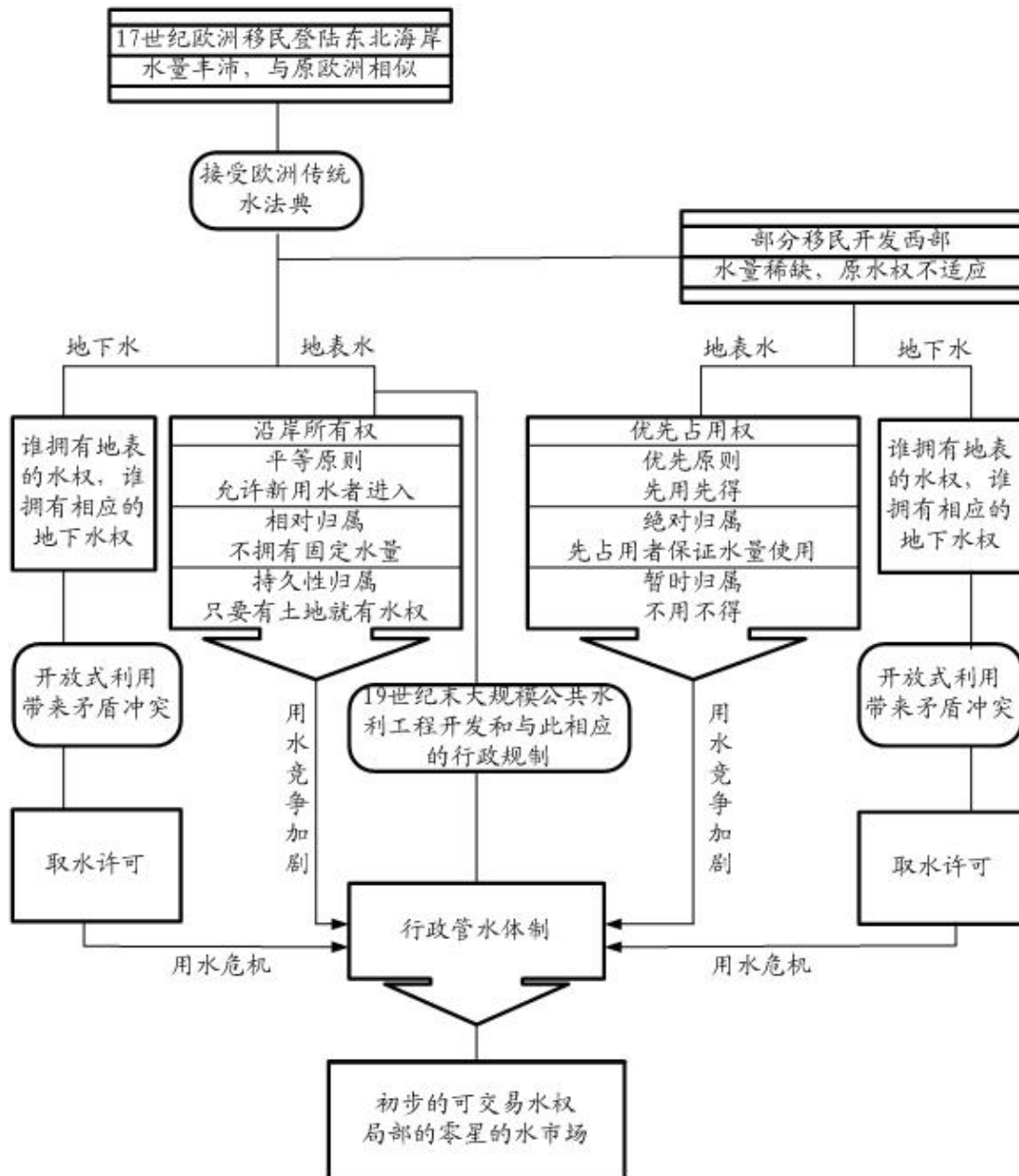


图 4 美国水权制度体系的历史演进过程

3. 现状水权制度的综合评价

中国目前实行的是公共水权制度，具体表现为取水许可制度。这种水权体系的存在可以从三个角度来解释。

一是制度惯性的影响。我国历史上一直采用公共水权制度体系，强调“均平”的用水原则。二是现状体制的约束。新中国成立后，我国借鉴了前苏联的计划经

济发展模式，理所当然地接受了前苏联的公共水权理论。公共水权理论包括三个基本原则：一是所有权与使用权分离，水资源属国家所有，个人和单位可以拥有水资源使用权；二是水资源的开发利用必须服从国家发展规划；三是水资源的配置一般通过行政手段实施。三是国际水权发展趋势的融合。中国取水许可制度的理论雏形出现在明清时期的“水册制”，但在现代管理阶段，又借鉴了西方主要是美国的制度思想。二者的不同点在于，中国的取水许可在水册制阶段专指地表水，现在拓展到地表水与地下水两个方面；而西方取水许可制度的出现首先是起因于为了加强对地下水的开采限制。

五、水价制定的影响因素分析

关于水价制定的各种方法已有很多文献论述，本文重点在于研究当存在交易成本、信息不对称问题以及政府干预和政治因素对水价制定的影响程度。总的来看，水价制定是一个政治经济学问题，与传统的微观经济学价格计算方法相比较，水价制定没有最优解，只有次优解；与其说水价是市场供求的产物，毋宁说水价是政治群体讨价还价的结果。

1. 理想的完全竞争市场条件下的水价制定方法

经典经济学理论已经证明，在理想的市场经济条件下，通过市场看不见的手的作用就能够达到市场出清价格，实现社会资源配置的最优目标。以农业用水为例，考察当存在两种定价方式——定量定价方法和非定量定价方法的情形下，如何计算市场水价。

首先考虑单一用水者的情形。假定用水产出与用水量满足函数： $y = f(q)$ ， $f(q)$ 是一个严格递增的凹函数。假定用水产出价格为 p 、水价为 w ，用水者根据有限理性确定用水水平 $q(w)$ 以最大化自己的净利润 $\pi(q) = p \cdot f(q) - w \cdot q$ 。根据一阶最优化条件，有：

$$\frac{\partial \pi}{\partial q} = 0 \quad (1)$$

由此推得 $f'[q(w)] = w/p$ ，进而得到需水函数 $q(w) = f^{-1}(w/p)$ ，相应得到最优产出水平 $f[q(w)]$ 。

设供水成本 $c(q)$ 是一个递增的凸函数，在交易成本为零的情形下，社会净总收益函数为：

$$\{p \cdot f[q(w)] - w \cdot q(w)\} + \{w \cdot q(w) - c[q(w)]\} \quad (2)$$

式中第一部分为用水者的利润，第二部分为供水者的利润。通过最大化社会净总收益，有： $p \cdot f'[q(w)] = c'[q(w)]$ ，显然满足边际成本等于边际收益的条件，符合完全竞争市场条件下的边际成本定价规则。

其中， $w^* = c'[q(w)] = MC[q(w)]$ ，最优产出为： $y^* = f[q(w^*)]$ （见图 5 的 E 点）。

当存在多个用水者的情形下，每个用水者都有单独的需水函数 $p \cdot f_i(q)$ ， $i = 1, \dots, n$ 。总需水函数由单个需水函数相加得到，边际成本价格是累计需水函数与供水边际成本的交叉点价格（见图 6 的 E 点）。在这种情形下，满足边际成本价格最优，可以实现社会效益最大化。

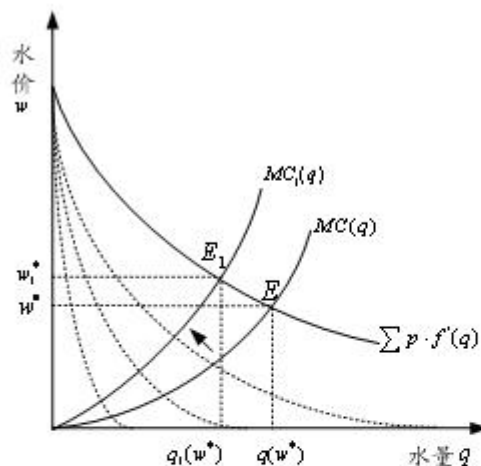
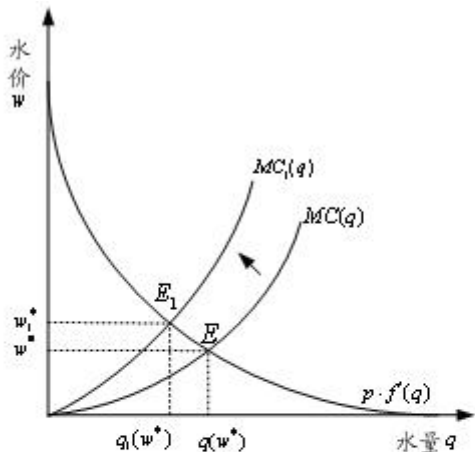


图 5 不同情景下单个用水者的最优定价

图 6 不同情景下多个用水者的最优定价

2. 交易成本与信息不对称的存在对水价制定的影响

然而理想的水价制定模式只存在于经典的教科书中。真正的水价制定要远远复杂的多。首先是由于供水方可能无法准确获得实际用水量而存在着信息不对称现象；其次是水计量设备的安装、供水管理机构的正常运转、用水制度的制定、实施和监督等均须占用交易成本，这种交易成本难以量化且因信息不对称问题的存在而具有不确定性。假定这种交易成本占据供水者水收益的一部分比例，这里设 λ^v 为交易成本占水价开支的比例，则全社会净总收益函数变为：

$$\begin{aligned} & \{p \cdot f[q(w)] - w \cdot q(w)\} + \{(1 - \lambda^v) \cdot w \cdot q(w) - c[q(w)]\} \\ & = p \cdot f[q(w)] - \lambda^v \cdot w \cdot q(w) - c[q(w)] \end{aligned} \tag{3}$$

根据一阶最优化条件，满足：

$$p \cdot f'[q(w)] = \lambda^v \cdot w + c'[q(w)] = MC_1[q(w)] \tag{4}$$

显然，最优水价 $w^*(\lambda^v)$ 是 λ^v 的函数，这与理想情形下的边际成本价格大有不

同，边际成本价格增大，均衡点由 E 点变到 E_1 点。具体见图 5 和图 6。

3. 从平均成本定价看政府对水价制定的干预作用

以生活用水为例。一般情形下城市用水由公共供水公司提供。这些供水公司是具有公共职能的企业实体，居供水垄断地位，受政府主管部门监督。政府一方面希望供水公司能够正常运转，保证自身运行成本；另一方面，政府又担心供水公司过多牟利，损害公众利益，引发社会不稳定。因此通常政府根据保障成本原则干预水价制定，形成平均成本定价方法。

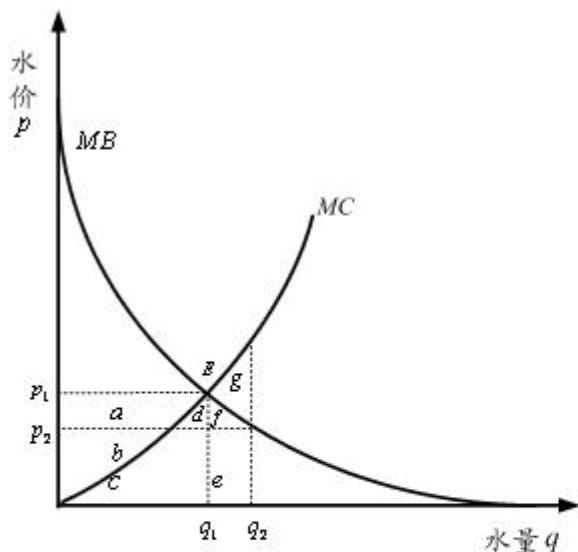


图 7 政府干预在平均成本定价中的影响

如图 7， MB 为边际收益函数， MC 为边际成本函数。根据经济学原理，在均衡点 E ，边际成本等于边际收益，因此 q_1 为有效生活用水量，相应地 p_1 为市场出清价格。假定供水公司按照这个价格标准收费，其供水总成本为 $c+d$ ，供水总收益为 $a+b+c+d$ 。供水总收益远远超过供水总成本，供水公司将因此获利。显然这不是政府期望得到的结果，政府为了确保公共利益的平衡，避免供水公司获利，通常将水价设定在边际成本之下，如 p_2 点。供水公司的供水总成本由此增至 $c+d+e+f+g$ 。 p_2 是确保供水公司的供水总收益 $b+c+e$ 等于供水总成本 $c+d+e+f+g$ 的点。毋庸置疑，这个价格是缺乏社会效率的，因为在此价格水平下，边际收益小于边际成本。

4. 政治因素对水价制定的影响分析

由上述分析可知，水价制定不是一个简简单单的技术问题，会受到各种因素

——尤其是不确定因素的干扰，引发各种相关利益群体的关注。其中，政治因素的存在可以阻碍或打乱最有效的水价改革程序。虽然传统的计量经济模型是描述资源有效配置的一个极其有用的工具，但它不能解释为什么最优的政策经常会出现较大的偏差；另外也不能解释具有相似经济条件和资源禀赋的国家或地区水资源管理水平的差异。水价制定要满足多种不同的社会目标，但最为重要的，就是必须达到政治平衡。在我国近年来逐渐兴起的水价听证制度就很好地说明了这一点，尽管在目前状况下这种听证制度尚不成熟。

六、水市场配置理论的基本评价

1. 理想的水权交易潜力分析

现在考虑两种可能的水权交易情况：一个是水权在不同地区的交易潜力，一个是水权在不同用水行业的交易分析。

如图 8。假定有 1、2 两个用水地区， D_1 、 D_2 分别是上述两个地区的需水曲线，由于不同的经济发展条件和资源禀赋，两个地区之间的需水价格存在差异。

为分析简便，假定二者具有相同的输水成本。如图， p_1 、 p_2 分别是地区 1、地区 2 的市场出清价格。比较发现，地区 1 的价格远远低于地区 2 的价格，存在潜在的贸易收益。在这种情势下，理论上如果从地区 1 向地区 2 转移部分水量，必将大大增进全社会的用水效益。

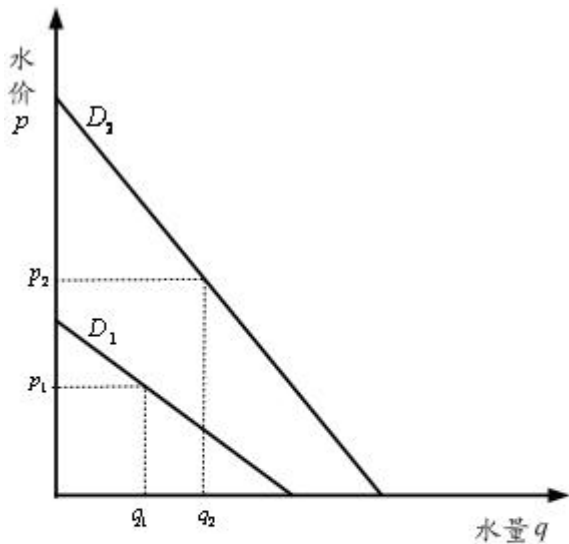


图 8 不同用水地区水权交易市场潜力

另外一种情形见图 9。假定存在两个不同的需水单元，一个是工业需水单元，

另一个是农业需水单元。同样，假定二者的输水成本相同。可能由于受历史水权分配的影响，工业用水被分配 q_1 的水量，农业用水被分配 q_2 的水量。与此相应，工业用水的水价为 p_1 ，农业用水的水价为 p_2 ，二者之间存在着较大的潜在贸易利润。如果将单方水从农业转移到工业，将获得 $p_1 - p_2$ 的净利润。显然只要这种差异存在，通过市场配置就会不断产生正的净收益。最终在 $p_3 (= p_4)$ 这一点，二者的边际价值相等，此时通过市场配置实现了全社会净总收益的最大化，净总收益值为 $(a + b) - (c + d)$ 。

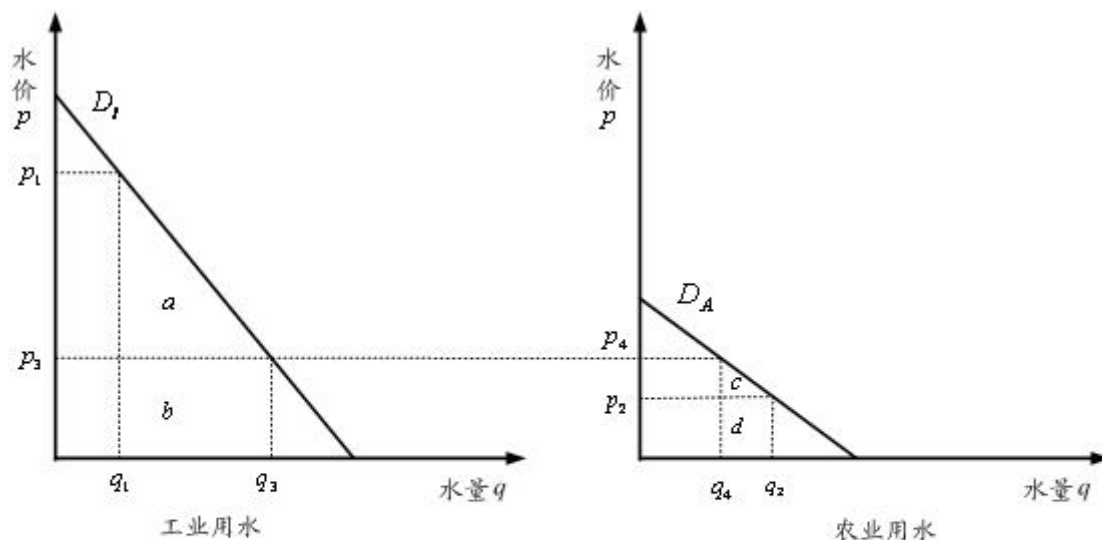


图9 不同用水行业水权交易市场潜力

2. 水市场形成的必要条件

但是上述分析无疑太过于理想化、简单化。这里暗含了水市场的完备性假设。而在实际情况中，水市场的形成需要一系列必要条件，与其他资源市场相比较，这些条件极为苛刻，几乎难以全部满足。具体表现在：

1. 水权的完备性

水权的完备性是指水权的设置必须充分考虑水的整个存在体系及交互影响。一个完备的水权体系应该同时考虑地表水、地下水以及水污染三个方面。这是因为，从水的自然循环机理来看，它是由大气水、地表水、土壤水和地下水构成的统一的复合体，四水之间存在着相互转化关系。虽然都对人类活动有直接的影响，但从使用量级上，地表水和地下水是主要的利用水源。同时，水在经过人工利用之后，不仅体现在水量的减少，而且更表现为水质的下降，水质的下降又间接导

致了水量的缺失。地表水、地下水和由于对其开发利用带来的水生态环境污染问题是研究水权体系构成的完整视角，不可或缺。

如果仅仅规定了地表水的使用权，忽略或放弃了对地下水和水生态环境污染的限定，则在用水过程中为具体用水者提供了广阔的策略选择空间：一方面，如果当使用地下水带来的总收益大于使用地表水形成的总成本，一种新的制度外利润即将产生，其结果将是大量超采地下水；另一方面，不论是使用地表水还是使用地下水，都会造成不同程度的水污染，水污染在为实施者带来极大利润的同时，也给全社会带来极大的社会成本，因此如果不同时对水污染加以限定，片面追求经济利益并恣意污染将成为用水者的理性选择。

2.水权的合理性

水权的合理性是指必须保障用水权益的长期稳定性。用水权益的频繁变动容易产生逆向选择行为。如果规定水使用权的大小要依据用水者的实际需水量确定并不断调整，则即使在存在可能的水权交易下，虽然用水者通过节约自身用水可以通过市场出售部分多余水权，但这样做的后果是用水者将面临其未来水使用权将被政府“缩水”的危险。因为如果用水者出售多余水量用于额外获利，则政府将依此为依据证明用水者完全可以配以更少的水权。显然这种不确定性的存在，束缚了用水者正常的交易欲望。相反用水者必将尽可能通过多用水来确保现有的水权份额或希望能够争取更多。

3.水权的第三方效应

与其他市场交易不同，水权交易有可能产生第三方效应，具体如回流问题：在不存在水权交易的情况下，流域上下游之间和不同区位用水主体之间存在着长期稳定的水力联系，即上游用水主体的弃水被下游有效利用。但当上游用水主体与其他用水主体达成水权交易后，下游用水主体因为缺少回流用水而对其原有用水权益产生影响。如果在水权交易过程中忽略对第三方回流用水损失的补偿，就有可能成为矛盾冲突的隐患。

4.水市场的竞争性条件

水权交易不同于其他普通商品交易。一是交易参与者数量少且长期稳定，二是交易水量必须依托单一垄断的传输系统。两种因素的存在加之用水过程的非对称信息影响，使得水市场很难形成具有竞争力的供需市场。

5.政府宏观调控与市场配置的界限

水资源具有公共物品和经济物品双重属性，政府的公共管理十分重要且必不可少。在用水过程中，水市场往往只能在生产供水领域发挥作用，而这仅仅是水资源配置体系的一个重要组成部分。即便如此，在一些紧急情况下，政府的行政干预有可能扰乱正常的水市场秩序。而在水生态保护方面，只有政府才能作为生

态用水的代言人。所以在水市场运行过程中，不仅存在着市场看不见的手，同样，政府宏观调控的手也不是可有可无，而是时隐时现。

七、水资源配置的模式选择——市场竞争抑或讨价还价

由上所述，水市场的建立和有效运转并非易事。事实上，即使水市场制度设计近乎完美，还存在一个很大的制约瓶颈是良好的法律和规章体系保障。由于水资源配置的复杂性，政策制定者在任何时候都必须寻找市场配置效率与社会公众公平之间的平衡点。更进一步，法律和规章体系不能穷尽所有用水者的行为，用水问题在不同地区、不同行业以及不同发展阶段表现出不同的特点。因此，使用水市场药方解决所有用水问题是不可持续的。事实上，一种特定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。归根结底，用水问题是一个博弈问题，在用水过程中不可避免地存在着多方协商、集体决策和讨价还价等行为。水资源管理的最终目标是找到所有参与人均能自主接受的博弈均衡解。