课题 9
用水类别定额制度研究

目　　录

第 1 章　国内外用水分类及用水分析 1
1.1　国内外用水分类分析 1
1.1.1　国内用水分类 1
1.1.2　国外用水分类 4
1.2　国内外用水分析 5
1.2.1　国内用水分析 5
1.2.2　国外用水分析 12
1.3　小结 14
第 2 章　用水类别定额分析 16
2.1　用水类别定额影响因素分析 16
2.1.1　生活用水定额影响因素分析 16
2.1.2　生产用水定额影响因素分析 16
2.1.3　生态用水定额影响因素分析 19
2.2　用水指标介绍 19
2.2.1　生活用水常用指标 19
2.2.2　生产用水常用指标 20
2.2.3　生态用水常用指标 22
2.3　用水定额情况 24
2.3.1　生活用水定额 24
2.3.2　生产用水定额 25
2.3.3　生态用水定额 27
2.4　小结 27
第 3 章　用水类别定额制度现状及问题分析 29
3.1　中国用水定额制度现状 29
3.1.1　法律法规层 29
3.1.2　规章制度层 29
3.2　中国用水类别定额制度存在的问题 30
3.3　小结 31
第 4 章　用水类别定额制度构建思路及框架 32
4.1　用水类别定额制度构建思路 32
4.2　用水类别定额制度构建原则 32
4.3　用水类别定额制度构建的考虑因素 33
4.3.1　客观因素 33
4.3.2　主观因素 34
4.4　用水类别定额制度构建框架 34
4.4.1　用水类别定额制度管理机构设置 34

4.4.2 用水类别定额制度框架 35
4.5 小结 36
第 5 章 用水类别定额制度建设具体内容 37
5.1 用水类别定额制定与调整制度 37
5.2 用水类别定额审核与管理制度 37
5.2.1 用水类别定额审核制度 37
5.2.2 用水类别定额管理制度 38
5.3 用水类别定额协调制度 39
5.3.1 区域用水定额矛盾协调机制 39
5.3.2 跨流域用水定额论证和管理制度 39
5.3.3 节水激励机制 39
5.4 特殊用水定额制度 39
5.5 用水类别定额监督制度 40
5.6 行业用水定额调整 40
5.6.1 工业用水定额调整 40
5.6.2 生活及农业用水定额调整 41
5.6.3 生态用水定额调整 41
5.7 小结 42
第 6 章 用水类别定额制度实施建议 43
6.1 建设的主要内容 43
6.2 用水类别定额制度与其它水权制度的关系 43
6.3 用水类别定额制度实施阶段 44
6.3.1 新建阶段 44
6.3.2 完善阶段 45
6.4 建设进程表 45
6.5 用水类别定额制度保障措施 45
6.5.1 政策保障 46
6.5.2 资金保障 46
6.5.3 人才保障 46
6.6 小结 46
第 7 章 研究结论 47
主要参考文献 48

第 1 章　国内外用水分类及用水分析

用水分类是建立用水类别定额制度的基础，因此需要在对实际情况进行深入了解的情况下，为用水类别定额制度的建立提出相适应的用水分类方式。本章将对国内外用水分类情况进行简单介绍，结合不同类别用水的情况对国外一些发达国家和发展中国家不同用水情况和用水特点进行分析，对中国近年来的总用水量、不同类别用水水量和流域用水水量等情况进行研究，结合实际分析中国未来的用水矛盾和发展趋势。

1.1　国内外用水分类分析

通过对中国国内和国外一些发达国家及发展中国家用水分类情况的分析和比较，可以发现不同国家在用水分类上的共性和个性，也能够为中国用水分类的进一步完善起到一定的借鉴和推动作用。

1.1.1　国内用水分类

从中华人民共和国成立到 90 年代，中国的用水主要分为农业用水、工业用水、火力发电用水和生活用水四类。

随着社会经济发展，用水结构也逐渐发生了变化。

从 90 年代开始，中国用水按大类主要分为农业用水、工业用水和生活用水三大类。自 2001 年起，中国对用水提出了一种新的分类方法，将用水分为生活用水、生产用水和生态用水三类，其中生态用水就是河湖湿地人工补水及城镇环境用水，该分类方式的出现说明中国已经正式将生态用水开始纳入整体用水的考虑范围之内。与此同时，生活用水、农业用水、工业用水、生态用水的分类方式也被采用。在 2003 年和 2004 年中国水资源公报中，生态用水（包括河湖湿地人工补水及城镇环境用水）与生活用水、工业用水、农业用水并列。从这两种用水分类方式来看，生活用水的重要性都是排在第一位。

针对不同用水的种类，结合各类用水的特点，中国国家技术监督局对按照生活、生产和生态三类对用水进行了划分，并在这三大类的基础上进一步细分了用水户类型及其层次机构（见表 1-1）。同时以国民经济行业为基础，对中国国民经济行业和生产用水行业进行了分类（见表 1-2）。

综合考虑各种因素，从建立合理、有效的用水类别定额制度为出发点考虑，采取生活、生产和生态的用水分类方式是较佳的用水分类方式，同时，生产用水中又可以分为农业、工业和第三产业用水三类。

（1）生活用水分类

按照生活区域和相关配套设施的情况，生活用水主要分为城市生活用水和农村生活用水两类。

A．城市生活用水

城市生活用水大体可以分为两类：

a）城市居民生活用水：指维持居民日常生活的家庭和个人用水，包括饮用、洗涤、卫生等室内用水和洗车、绿化等室外用水。

b）城市公共用水：指城市公共设施和公共建筑用水。包括机关、学校、商店、医院、部队等公共事业与公共建筑用水。

表 1-1　用水户分类及其层次机构

一级	二级	三级	四级	备注
生活	生活	城镇生活	城镇居民生活	仅为城镇居民生活用水(不包括公共用水)
		农村生活	农村居民生活	仅为农村居民生活用水(不包括牲畜用水)
生产	第一产业	种植业	水田	水稻等
			水浇地	小麦、玉米、棉花、蔬菜、油料等
		林牧渔业	灌溉林果地	果树、苗圃、经济林等
			灌溉草场	人工草场、灌溉的天然草场、饲料基地等
			牲畜	大、小牲畜
			鱼塘	鱼塘补水
	第二产业	工业	高用水工业	纺织、造纸、石化、冶金
			一般工业	采掘、食品、木材、机械、电子、其它
			火(核)电工业	循环式、直流式
		建筑业	建筑业	建筑业
	第三产业	商饮业	商饮业	商业、饮食业
		服务业	服务业	货运邮电业、其它服务业
生态环境	河道内	生态环境功能	河道基本功能	基流、冲沙、防凌、稀释净化等
			河口生态环境	冲淤保港、防潮压咸、河口生物等
			通河湖泊和湿地	通河湖泊与湿地等
			其它河道内	河流具体情况设定
	河道外	生态环境功能	湖泊湿度	湖泊、沼泽、滩涂等
		其它生态建设	城镇生态环境美化	绿化用水、城镇河湖补水、环境用水
			其它生态建设	地下水回补、防沙固沙、防护林草、水土保持

表 1-2　国民经济和生产用水行业分类表

三大产业	7 部门	17 部门	40 部门（按投入产出分类）
第一产业	农业	农业	农业
第二产业	高用水工业	纺织	纺织业、服装皮革羽绒及其它纤维制品制造业
		造纸	造纸印刷及文教用品制造业
		石油、化工	石油加工及炼焦、化学工业
		冶金	金属冶炼及压延加工业、金属制品业
	一般工业	采掘	煤炭采选业、石油及天然气开采业、金属矿采选业、非金属矿采选业、煤气生产和供应业、自来水生产和供应业
		木材	木材加工及家具制造业
		食品	食品制造及烟草加工业
		建材	非金属矿物制造业
		机械	机械工业、交通运输设备制造业、电气机械及器材制造业、机械设备修理业
		电子	电子通信设备制造业、仪表及文化办公用机械制造业
		其它	其它制造业、废品及废料再制造业
	电力工业	电力	电力及蒸汽热水生产和供应业
	建筑业	建筑业	建筑业
第三产业	商饮业	商饮业	商业、饮食业
	服务业	货运邮电业	货物运输及仓储业、邮电业
		其它服务业	旅客运输业、金融保险业、房地产业、社会服务业、卫生体育和社会福利业、教育文化艺术及广播电影电视业、科学研究事业、综合技术服务业、行政机关及其它行业

B．农村生活用水

农村生活用水主要为农村居民生活用水，根据供水方式来分可以将农村生活用水分为集中供水和分散供水两类。

另外，根据生活水平和供水水源条件的不同，可以将农村生活用水分为三类：第一类是经济发达，居民生活水平较高，水源条件较好，农村供水不仅有管道输送，而且还配备地下排水设施；第二类是水源条件较好，但是经济条件一般的地区，农村供水初步实现了管道输水到家庭，但是没有健全的地下排水系统；第三类是水源条件和经济条件相对较差，居民生活用水无管道输送。第一类用水和第二类用水属于集中供水的范畴，而第三类用水属于分散用水。第一类的用水定额可以在典型调查的基础上参照城镇居民生活用水定额确定，第二类型的用水定额可以通过供水站调查确定，第三种类型的用水定额需要通过典型调查确定。

（2）生产用水分类

生产用水按照不同的产业分可以分为农业用水、工业用水和第三产业用水三类。

A．农业用水

农业用水主要指的是农业灌溉用水，但是，按照所有农业用水的用途来分可以将农业用水分为三大类，即农田灌溉用水、林牧业灌溉用水和渔业用水。

a）农田灌溉用水：农业灌溉用水是指满足农作物生育期总的用水要求，除了天然降水供给部分外，通过各种水利设施补送到农田的水。

b）林牧业灌溉用水：林业灌溉用水是指苗圃和果树的灌溉用水；牧业灌溉用水是指牧场灌溉用水。其需水量、灌溉时间、灌溉次数及灌溉定额的确定，可以通过实际调查、灌溉试验资料或作物用水平衡分析方法来制定。

c）渔业用水：渔业用水是指淡水生产养殖水域的水面蒸发和渗漏所消耗的水。

B．工业用水分类

工业用水分类的方法较多，通过对实际调查结果分析，按主要生产用水、辅助生产用水和附属生产用水是比较科学合理的分类方式。

a）主要生产用水：主要生产用水是指专业性生产用水，它是工业用水的主体，不论那种工业企业，只要有工业产品的生产，就有这种用水，如生产过程中直接用于生产的洗涤、冷却或作为原料使用的水都属于主要生产用水，它是确定工业用水定额的主要依据。

b）辅助生产用水：辅助生产用水是指工业企业中辅助生产部门的用水，如锅炉、机修、动力用水等。但是这些辅助生产部门对于一些专业化程度较高的企业来讲，不一定都具备。生产过程中所需要的冷、热水等可以从外部购入，所以在制定用水定额时就不一定包括在内，但是对于出售冷、热水的企业来讲，它们的用水就变成了生产直接用水，而不能当成生产辅助用水处理。因此在确定用水定额时，这部分水是否要包括在内，需要具体考虑。

c）附属生产用水：附属生产用水是指工业企业的管理、行政机构用水。这部分水在用水定额的考虑范围之内，但是由于各企业大小不一，用水量大小不同，如何处理需要根据实际情况作具体研究。

C．第三产业用水分类

第三产业与农业和工业不同，第三产业没有直接的产品产出，其用水类别划分比较复杂，但是按照所在行业可以将用水分为商饮业用水和服务业用水。由于根据所处行业进行分类，用水目的和作用比较明确，就不对其进行展开说明。

（3）生态用水分类

生态用水分类方式比较多，按照水生态环境的天然结构与功能分可以分为河道内用水和河道外用水；按照生态系统类型分可以分为自然生态系统用水和人工生态系统用水；按照空间尺度分可以分为景观生态环境用水、流域生态环境用水和区域生态环境用水。通过对这三类用水的分析可以发现，采用第二和第三种生态用水分类方式易与其它类别用水发生重合，不能够达到用水类别的一致性，因此在本课题种生态用水分类采取目前大家所普遍接受的分类方式，即按照河道内与河道外生态用水的方式进行分类。

A．河道内生态用水

河道内生态用水是指满足河道环境生态功能的最小流量，涉及范围包括河道及连通的湖泊、湿地、洪泛区等水体。

B．河道外生态用水

河道外生态用水主要是指除农业生产之外的生态植被用水，包括天然植被和人工植被。城市用水中的绿地浇灌用水，环境用水也属于河道外生态用水的范畴。

1.1.2　国外用水分类

在对一些发达国家和发展中国家的用水分类进行调研分析后发现，尽管不同国家对所实行的水权制度各不相同，但是不同国家的用水分类大多都是以用水目的为基础进行用水分类。

下面是若干个国家的用水分类情况。

（1）日本

日本水权管理的特色是分工较细，因此其用水分类根据用水目的的不同分为以下几类：农业用水、工业用水、市政用水、水力发电用水和渔业用水等。

（2）英国

英国的用水主要分为以下几类：民用水、城市用水、农业用水、渔业用水、工业和矿业用水、航运用水和其它公共用途用水。

英国要求所有水源取水者必须经过河流管理局批准并登记注册，才能获得许可。在用水优先顺序上，未做出特别条款规定用水优先顺序，只对个别用水，如家庭用水及公共用水的优先地位加以确定，而对其它用水只作概括性的规定。

（3）法国

法国的用水主要分为以下几类：日常生活用水和市政用水、农业用水、捕鱼用水、水力发电用水、工业和采矿用水、航运用水、医疗和温泉用水、其它公共用水等。

法国水的使用权根据土地权而获得，用水许可权是根据省长、部长或国家立法委员会的命令批准发给的。用水优先顺序是由中央流域委员会和地方流域委员会磋商，经立法委员会批准后颁布执行；对已有私有水用水权的优先顺序，则由民事法典有关土地所有权的条例进行管理。

（4）墨西哥

墨西哥的用水主要分为：灌溉用水、城镇用水、工业用水、水力发电用水和排污用水等五大类。由于墨西哥的用水许可证需要交纳一定费用，因此，其登记注册情况并不理想，各类用水的注册用水量占总水量的百分比如表 1-3 所示。

表 1-3　墨西哥已注册用水许可权登记注册情况

用　　途	注册水量占总水量的百分比（%）
灌　　溉	55
城　　镇	65
工　　业	30
水力发电	90
排　　污	50

注：该表来源于《水权与水价》，中国发展出版社，2003 年 11 月。

1.2　国内外用水分析

由于地球上人类可以利用的水资源是有限的，用水的增长不可能是无限，因此最终要达到一个极限状态，即“零增长”现象。“零增长”是美国学者米都斯提出的一种社会发展模式，将其理解为增长速度为零，即保持原来的规模，不增加也不减少。需水量零增长是指新鲜水的消耗量(原水取用量)不再增长，但水资源的使用效益可不断提高，以满足社会经济与生态环境协调发展的需要。全球用水的迅速增长给水环境造成了很大的压力，许多地区面临着水资源短缺的危机和水污染，这一困境促使人们开始深刻反思，进一步采取多种节水措施，以提高水的有效利用率。因此对国内外用水情况进行必要的了解有助有在研究过程中对实际情况的把握，也有利于确立制度建设的重点和原则。

1.2.1　国内用水分析

国内用水分析主要包括供用水量分析、分类用水情况分析、流域用水变化分析、未来用水矛盾分析、未来用水预测分析等内容。

（1）供用水量变化分析

通过调查发现，中国近几年来供用水情况不容乐观（表 1-4），供应水量已经不能满足需水量。根据该表得到中国近年来的供用水量折线图（图 1-1）。

表 1-4　近年来中国供水、用水量和水资源总量　　单位：亿立方米

年度	水资源总量	供水量	用水量
1997	27855	5623	5566
1998	34017	5470	5435
1999	28196	5613	5591
2000	27701	5531	5498
2001	26868	5567	5567
2002	28255	5497	5497
2003	27460	5320	5320
2004	24130	5548	5548

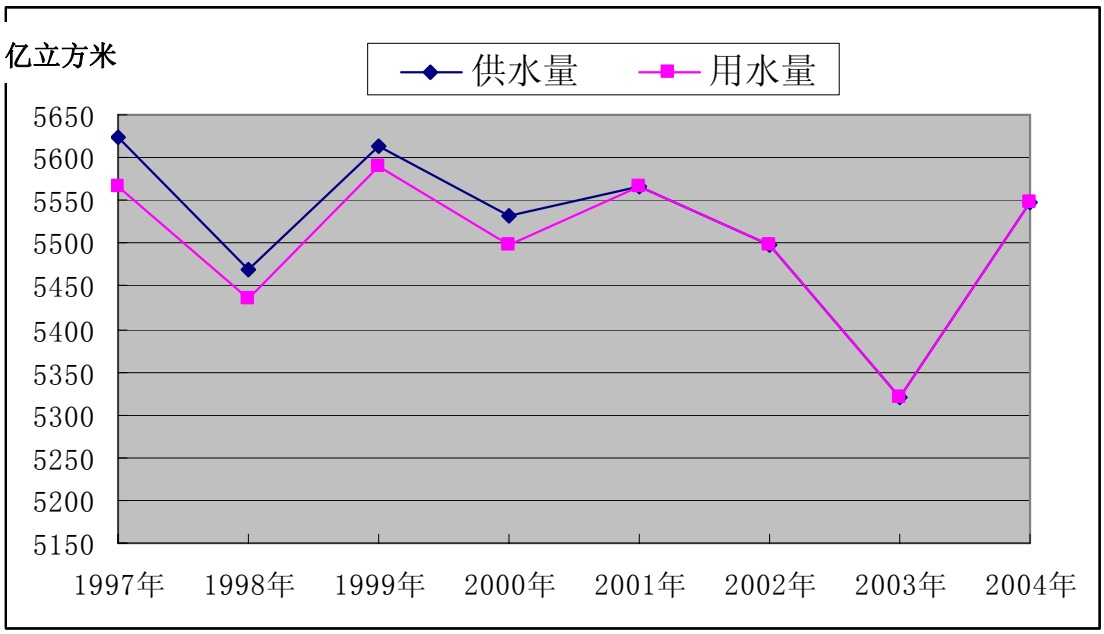


图 1--1　中国历年供、用水量折线图

通过折线图 1-1 可以直观地发现，1997 年到 2000 年中国的供水量超过实际用水量，但是从 2001 年起用水量与所供水量已经完全一致，这明显不可能是所供水量刚好满足所需水量的情况，而是说明中国现有的供应水量已经不能满足实际用水需求。

水资源是中国的主要稀缺资源之一，水资源供应不足已是影响中国社会经济可持续发展的重要因素。今后一个时期，随着经济社会的快速发展和城市化进程的加快，社会需水总量将大幅度增加，但可分配水总量却不会明显增多。中国目前缺水总量估计为 400 亿立方米，每年受旱面积 3 亿至 4 亿亩，影响农业产量 150 亿至 200 亿公斤；工业影响产值 2000 多亿元，全国还有 7000 万人吃水困难。据估计，预计到 2030 年中国人口达到高峰时，人均水资源量将下降到 1760 立方米，按国际上一般承认的标准，人均水资源量少于 1700 立方米为用水紧张的国家；社会需水量将达到可利用水量的上限（7000 亿至 8000 亿立方米），而目前全国供水总量只能达到 5600 亿立方米左右（见表 1-4，2004 年度），需水形势严峻。

中国未来人均占有的水资源量还会逐步减少，因此，实行总量控制和定额管理已经是中国水资源利用和管理的必然，用水定额相关制度的研究和建立将是保证定额管理顺利实施的关键内容和重

要保证。

（2）分类用水情况分析

通过对 1997 年到 2004 年中国用水情况的调查发现，中国各类用水在用水量上也发生了一些变化。表 1-5 和表 1-6 是中国从 1997 年到 2004 年不同类别用水的基本情况。根据从表 1-5 和表 1-6 得到折线图 1-2。

表 1-5　1997-2002 年工业、农业、生活用水量　　单位：亿立方米

年份	总用水量	工业用水量	农业用水量	生活用水量
1997	5566	1121	3920(3606)	525
1998	5435	1126	3766(3495)	543
1999	5591	1159	3869(3588)	563
2000	5498	1139	3784(3466)	575
2001	5567	1142	3825(3485)	600
2002	5497	1143	3738(3375)	616

注：① 以上数据取自 1997-2002 年中国水资源公报；②括号内数字为农业灌溉用水量。

表 1-6　2003 年和 2004 年不同类别用水量　　单位：亿立方米

年份	总用水量	工业用水量	农业用水量	生态用水量	生活用水量
2003	5320	1176	3431	80	633
2004	5548	1129	3586	82	651

注：以上数据来源于 2003，2004 年中国水资源公报。

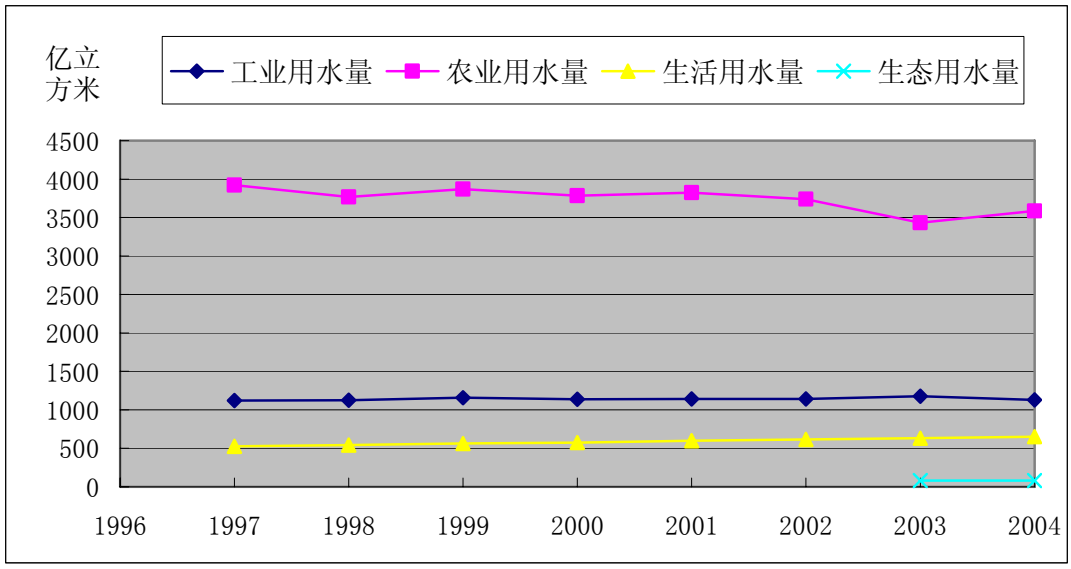


图 1-2 不同类别用水折线图

从图 1-2 中可以发现：从 1997 年以来，中国农业用水量整体上呈下降趋势，这表明中国在农业节水上的努力是有效的；工业用水方面，尽管近年来工业生产规模不断地扩大，但是其用水量较为稳定，可以看出中国工业用水效率已有很大的提高；生活用水量呈逐年上升地趋势，这是符合实际发展情况的，随着人民生活水平的提高和人口的增加，中国的生活需水量在很长一段时期内还会呈上升趋势；生态用水从无到有，且呈上升趋势，这表明中国对生态用水认识和重视程度不断加深。

1997～2004 年中国不同类别用水占总用水量的百分比见图 1-3。从逐年不同类别用水量的饼形图可以清晰地看出中国近几年来不同类别用水量所占用水总量的变化。

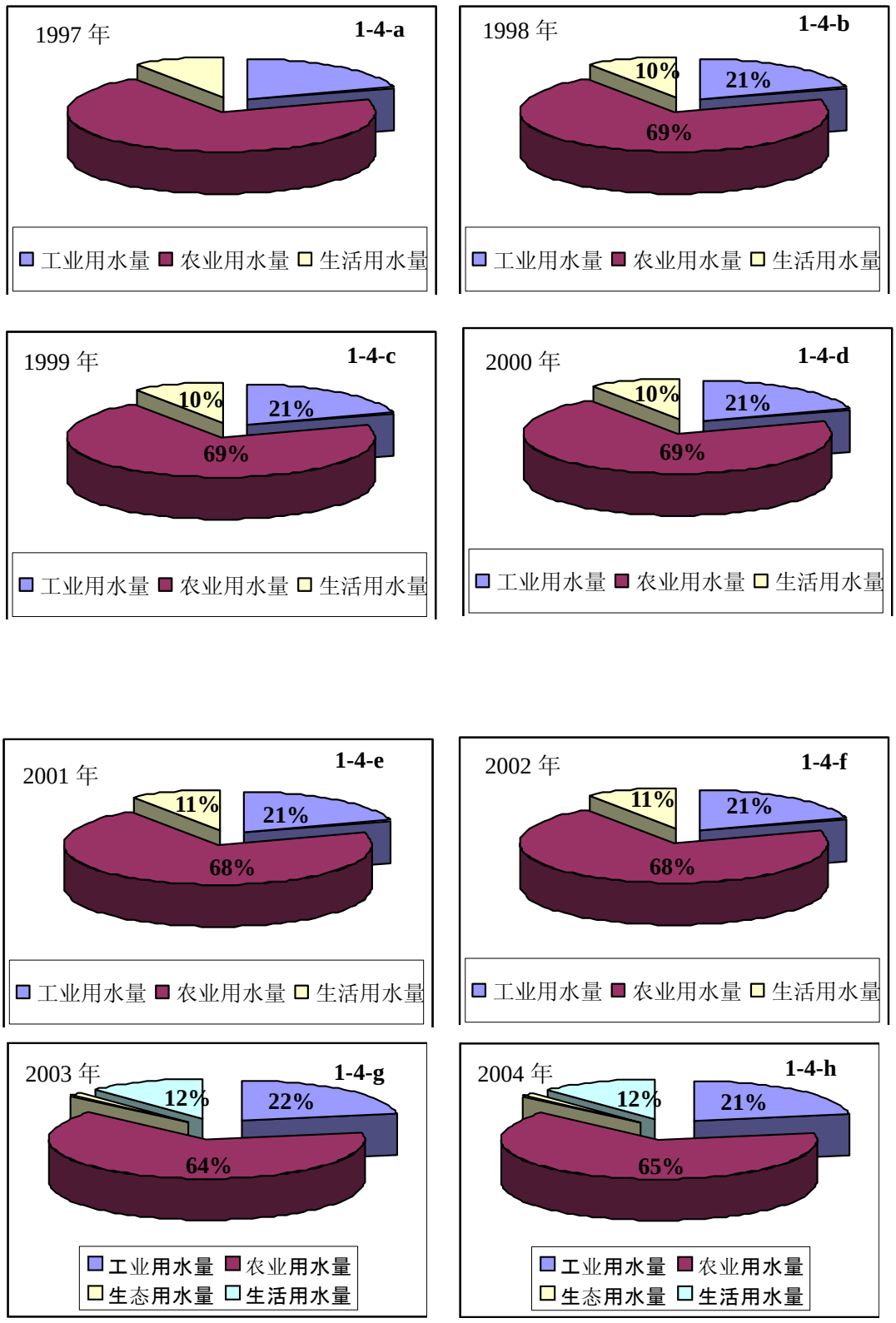


图 1-3 1997～2004 年中国不同类别用水占总用水量百分比

从图可以看出，农业用水是用水大户，但占总用水量的比例呈逐年下降的趋势，97 年到用水量占总用水量的 71%，98、99、2000 年用水量占总用水量的 69%，到 2003 年下降为 64%；工业用水占总用水量的比重变化不大，一直在 20%到 21%之间徘徊；生活用水的比重逐步增加，从 97 年占总用水量的 9%增加到 2004 年占总用水量的 12%，上涨了三个百分点；生态用水从无到有，目前所占比重为总用水量的 2%，尽管所占比例没有变化，但在数量上却有了较大幅度的增长，随着人们对生态用水重要性认识的不断加强，生态用水量在未来还将进一步增加。

（3）流域用水变化分析

表 1-7 是中国七大流域 1997 年到 2002 年的生活用水量。

表 1-7 七大流域历年生活用水量　　单位：亿立方米

生活用水	97	98	99	2000	2001	2002
全 国	525.15	542.91	562.77	574.92	599.89	618.74
松 辽	48.58	48.94	53.04	50.68	50.99	52.62
海 河	46.83	49.28	51.51	51.81	51.76	51.54
黄 河	29.08	29.82	31.99	32.54	34.43	34.93
淮 河	60.47	62.23	61.61	64.26	69.41	71.58
长 江	185.92	192.06	197.80	197.54	208.62	215.52
太 湖			34.22	32.55	38.58	39.70
珠 江	107.96	104.58	107.31	111.45	116.66	119.7

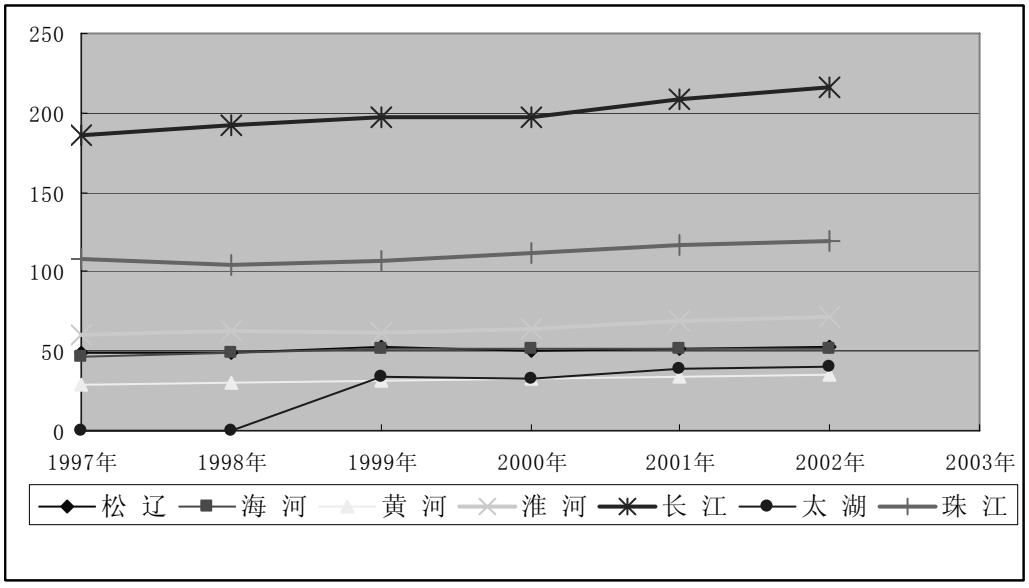


图 1-4 七大流域生活用水变化折线图

折线图 1-4 是根据表 1-7 所得到的，由该图可以清晰地看出各个流域范围内的生活用水量的变化情况，长江流域和珠江流域的生活用水量远远高于其他流域，导致这种差异的主要原因是流域的

水资源量，另外还和地域和气候有着密切的关系。

表 1-8 2003、2004 年七大流域生活用水量　　单位：亿立方米

生活用水	2003 年	2004 年
全 国	633.08	651.2
松 辽	61.39	62.5
海 河	53.53	52.5
黄 河	35.75	37.1
淮 河	71.42	72.7
长 江	212.54	223.2
太 湖	35.93	37.5
珠 江	127.68	134.2

表 1-8 是中国 2003 年和 2004 年七大流域生活用水量变化情况，结合表 1-7 都表明随着中国社会的发展，经济水平的提高，人们的生活水准的不断提高，生活用水量也呈增加趋势。

表 1-9 七大流域历年农业用水量　　单位：亿立方米

农业用水	97	98	99	2000	2001	2002
全 国	3919.72	3766.26	3869.17	3783.54	3825.73	3736.18
松 辽	443.67	451.34	429.48	421.64	416.31	408.25
海 河	318.83	307.07	307.26	280.74	277.96	286.49
黄 河	314.40	307.79	317.41	302.35	305.84	298.96
淮 河	499.95	409.51	434.52	387.84	441.12	447.39
长 江	1059.67	973.52	1007.93	1021.62	1017.83	933.89
太 湖	-	-	101.41	107.92	100.57	94.76
珠 江	532.10	544.33	542.25	554.02	545.72	549.16

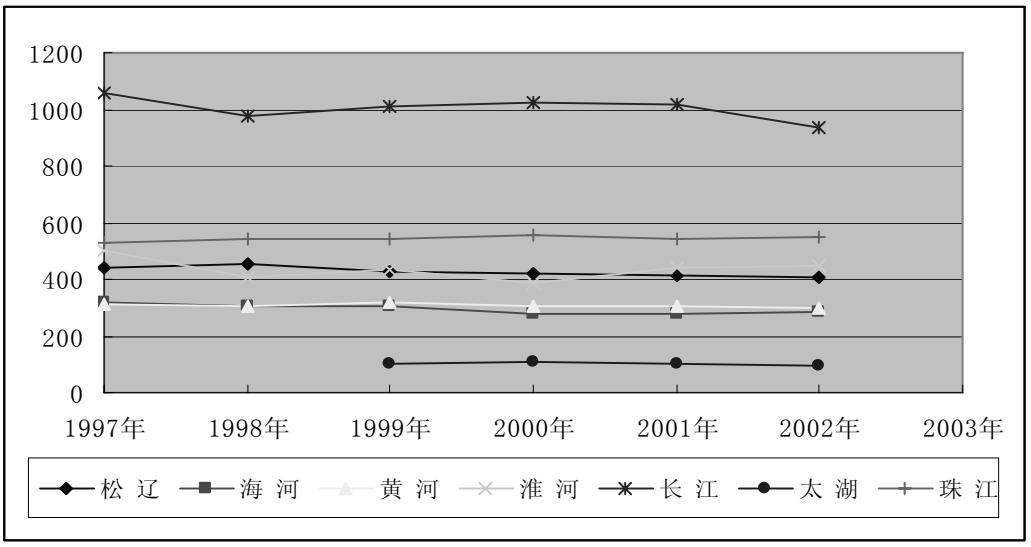


图 1-5 七大流域农业用水变化折线图

表 1-9 和图 1-5 是中国七大流域 1997 年到 2002 年的农业用水量的变化情况。通过表和图可以发现大部分流域农业用水量呈下降趋势，该结果表明随着灌溉技术的应用和推广，农业用水效率得到了一定的提高。

根据中国七大流域 1997 年到 2002 年的工业用水量（表 1-10）得到七大流域工业用水变化折线图 1-6。

表 1-10 七大流域历年工业用水量　　单位：亿立方米

工业用水	97	98	99	2000	2001	2002
全 国	1121.16	1126.21	1158.95	1139.13	1141.81	1142.36
松 辽	127.24	123.46	137.28	145.33	128.56	105.17
海 河	67.16	67.39	69.10	65.80	61.98	61.79
黄 河	59.08	57.66	53.88	56.49	55.11	54.72
淮 河	96.49	95.19	101.66	99.56	97.11	93.21
长 江	491.53	497.34	502.65	505.76	516.40	532.9
太 湖	-	-	149.21	152.51	158.28	157.4
珠 江	194.03	188.13	190.18	159.22	176.16	182.56

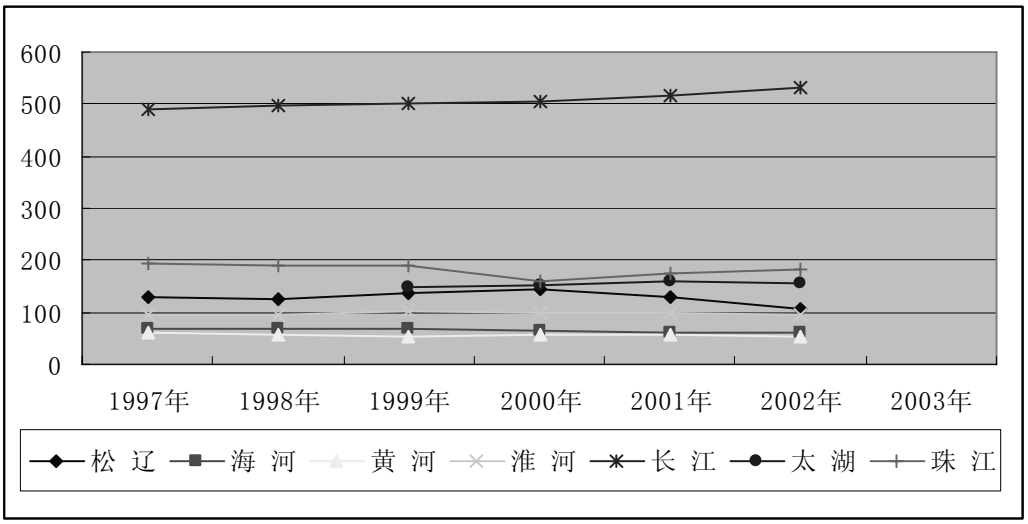


图 1-6 七大流域工业用水变化折线图

与生活用水和农业用水相比，工业用水的变化幅度最小，长江流域到 2001 年工业用水量才略有上升，松辽流域近年来年工业用水量呈下降趋势，其它流域多年工业用水量几乎扯平。通过对该结果分析可以得出：随着工业规模的扩大和产量的增加，总的工业用水呈小幅度增加的趋势，但是由于用水效率的提高和节水技术的应用使得工业用水量增长缓慢，甚至大部分地区的工业用水量呈下降趋势。当然，尽管中国在工业用水方面取得了比较好的成果，需要注意的是中国的工业发展水平和发达国家还有很大的差距，在工业发展过程中不仅要对用水进行控制，也要对排污进行治理。

（4）未来用水矛盾

中国水资源问题一方面是自然条件差异造成时空上的不均，另一方面是人为因素影响了水资源

的利用效率，进而使得水资源时空分布不均加剧、相关水环境系统受损，其中尤以制度体系不完善是各种水资源问题日益严重的重要因素。中国未来用水矛盾主要表现为以下几个方面：河流上下游、城市与农村、工业与农业、种植业与非种植业用水之间的矛盾；水资源紧缺与区域经济发展的矛盾；水污染严重与水污染防治滞后的矛盾；洪涝灾害频发与防洪标准偏低、水体调节功能弱化与水环境不断恶化的矛盾等；中国各个地区逐步建立的用水定额的与用水定额制度体系不完善之间的矛盾；水资源紧缺与用水浪费之间的矛盾。

（5）未来节水潜力分析

从生活用水方面看，随着人民生活水平和生活质量的不断提高，对用水的要求也越来越高，不仅需要用水方便，水质要好，水量更要充足，为了满足人们日益增长的物质文化生活需求，生活用水量会相应增高，图 1-5 中生活用水的发展趋势也充分说明了这一点，但是随着节水器具的推广和人们节水意识的增强，生活用水的节水潜力依然有着一定的空间。

从农业方面来看，据 1989 年全世界及一些国家资料统计，中国谷物人均占有量仅为全世界平均值的 90%，人均耕地仅为世界平均的 1/3，但亩均谷物产量却居世界前列，为世界平均水平的 2.75，可见中国谷物单产非常高。目前中国农田灌溉水利用率约为 43%-45%，从整个世界范围内来说，中国的农业用水水平处于中等水平，但与国外发达国家相比，中国农业用水量又仍然偏高，因此中国的农业节水效率有一定的提升空间。

从工业方面来看，工业用水重复利用率与发达国家相比还有较大差距，2001 年，我国每万元工业产值取水量为 90 立方米左右，约为发达国家的 3-7 倍，工业用水重复利用率约为 52%，远低于发达国家 80%的水平，与世界先进水平相比差距悬殊，工业用水利用率还有很大的提升空间，工业节水潜力巨大。

另外还有一项很大的可增水量就是污水，提高污水处理率，相当于提高了用水效率，节约了用水。目前，中国废污水约为有 380 多亿立方米，目前处理率为 15%～20%，即 60 亿～80 亿立方米，如果处理率提高 20 个百分点，可以增加近百亿立方米的可利用水。

1.2.2　国外用水分析

（1）用水量

随着社会经济的发展和人民生活水平的提高，各国对水的需求量都在急剧增长。1980 年全球人类用水总量是 1940 年用水总量的 4 倍多。欧洲一些先进工业国家的工业对源水的需求量已经开始减少，其中瑞典通过水质法令，强制生产用水的循环再利用，工业需水量和总需水量都迅速下降，见图 1-7。

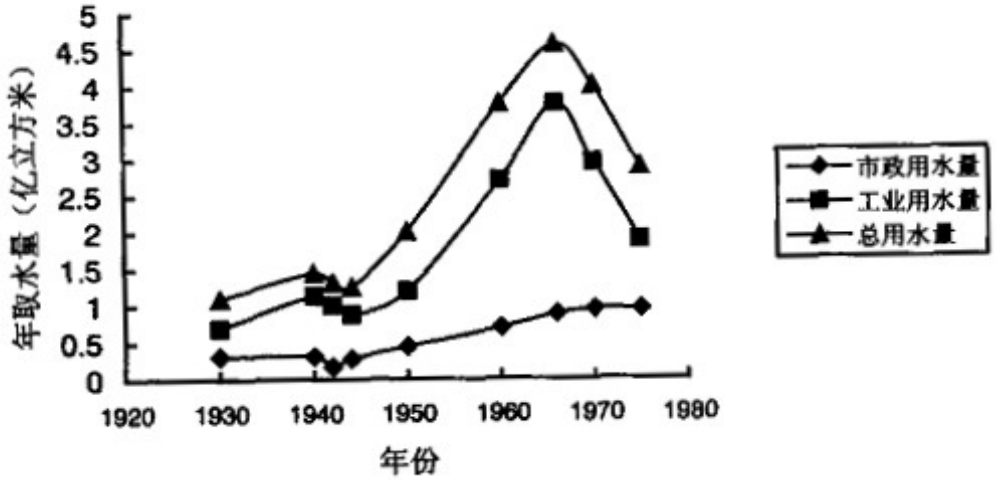


图 1-7　瑞典用水量变化趋势图

以色列是目前世界上最缺水的国家之一。在过去 20 多年中，以色列把工业各行业单位产品用水量削减了 70%。芬兰、荷兰和英国的用水量都有所下降，主要是由于经济的发展、工业结构的变化以及遵守更多严格的水质法并应用先进的废水回收技术来实现。

以上资料表明，发达国家工业用水并非一直增加，而是经历了一段快速增长以后，才出现零增长或负增长状态。因此，我们通过用水定额对水资源利用加以控制，使之被有效利用、科学利用，避免无节制的增长，实现人类对其可持续性的要求是完全可能的。

（2）用水特点

从国外发达国家过去几十年的资料看，其用水发展的特点可以概括为以下几点：

A．制定和实施取水排水法规；

B．提高工业用水技术，降低用水定额；

C．实行综合节水措施，大幅度提高用水重复利用率；

D．改进工业结构，减少耗水量；

E．发展节水灌溉技术；

F．控制人口增长速度。

（3）用水定额制度分析

从全球来看，从法律和法规上对用水定额进行规定的国家并不多，但以色列是一个例外，因此这里对以色列的用水定额情况进行简单的介绍。

按照《以色列水法》及相关配套法规的规定，以色列对用水进行许可管理，用水量的分配在许可证中进行了严格的规定，对农业用水、生活用水和工业用水都采用定额管理的方式分配每年的用水量。

在农业灌溉用水方面，以色列按照私营农业和规划定居点农业的不同采用不同的分配办法。对私营农业用水量的分配是从 1959 年的水法颁布后开始实施的。步骤是：首先根据农户在法律颁布

前的耕地面积、实际消耗的水量确定其用水量；其后通过确定不同种类作物的用水标准定额，按照每个农户的种植结构和数量来确定需要分配的水量。对规划定居点农业用水的分配按照土壤类型和用水产生的目的以及定居点的大小来确定。从 1986 年开始，以色列全国水委员会实行一种削减用水定额的政策，主要是为了减少沿海地下水的取水量。从 1993 年起，在农业用水定额分配上实行灵活的政策，即在每年的 1 月份，先分配 70%的定额水量；而余下的 30%水量将在冬季根据当年的气候条件来确定，但最迟不迟于同年的 4 月 1 日。在 1999 年，以色列面临严重缺水时，水委员会决定在 1998 年的基础上平均削减农业用水 40%。2000-2002 年，农业用水与 1998 年相比平均减少 50%。

在工业用水方面，以色列对年用水量超过 5000 立方米的工厂，根据生产的产品种类和产品数量分配用水量，而且规定一个工厂的污水处理系统如果不能满足所规定的标准，它就不能获得所需要的用水许可。工业供水和用水都必须经过批准，分配的水量是根据一定的标准严格计算出来的。确定用水定额时考虑了产品的特点、生产过程、工厂现有的设备、使用的原料和现有设备的用水效率与工艺。因此，工厂不能高效用水就不可能用所分配的水量完成生产任务，而超过用水定额要支付罚款；另一方面，用水定额不能影响产品质量、产值和将来的生产扩大计划。以色列的工业用水定额还要根据节水装置的改革情况，不断进行修改。典型的例子是奶产品的用水定额，1964 年批准每升奶用水 3.5 升，1973 年降为 1.7 升，1977 年推荐的定额为 1.45 升。由于用水定额制度的实施，促进了节水的发展，1962 年～1975 年间以色列工业每 1000 美元产值的用水从 201 立方米降到 78 立方米。

通过以上内容可以看出，以色列针对本国的实际情况制定了相应的用水定额，并且根据实际情况进行调整，逐步完善，为保障用水定额的执行，在制度方面不仅制定了灵活的政策和管理办法，同时以法律的形式加以保障落实。

尽管其他很多发达国家和发展中国家不像以色列那样从法律和法规上对用水定额进行规定，但是节约使用水资源都是国家基本水法中不可缺少的一部分。例如，美国 1992 年颁布的《能源政策法》就对用水器具的最大用水量进行了规定，它规定在 1994 年 1 月 1 日之后生产的抽水马桶的一次冲水量不能超过 6 升，水龙头和淋浴喷头的流量不能超过 9.5 升/分钟，小便池一次冲水的最大水量不超过 3.785 升。该法对美国各州和世界其他国家制定节水器具的用水标准产生了巨大和深远的影响，目前许多国家节水器具的用水标准基本都是参照美国 1992 年《能源政策法》的规定。美国另一个对提高用水效率发挥了巨大影响和作用的法律是《1972 年联邦水污染控制法》，该法确定了水质的国家目标，要求地表水在化学、物理和生物上保持完好。为达到此目标，要求到 1985 年没有污染物排放到水道中，从而实现“零排放”。因为该法对工业的污水排放进行了严格的限制或禁止排放，使得美国工业企业开始大幅度重视工业用水的重复利用，从而大幅度地减少了工业用水量。这些政策法规的实施，在某种程度上来说与用水定额有着密切的联系，在进行中国用水定额及相关制度研究的过程中有一定的参考和借鉴作用。

1.3　小结

尽管不同国家的用水情况各不相同，各自的用水分类也有所区别，但是不同国家的用水分类大多都是以用水目的为基础进行用水分类。因此，从建立适合中国用水类别定额制度的角度考虑，采取生活、生产和生态的用水分类方式是符合中国实际国情，有利于中国用水定额制度及相关水权制度的建立。

通过对中国不同类别用水情况的研究分析可以发现：中国生活用水量呈逐年上升趋势，而且在很长一段时期内还会继续上升。生产中的农业用水量整体上呈下降趋势，但是下降幅度不大；而工业总用水量较为稳定，工业用水效率已有很大提高。生态用水从无到有，表明中国对生态用水认识和重视程度不断加深。中国未来用水矛盾将较为突出，主要包括：河流上下游、城市与农村、工业与农业、种植业与非种植业用水之间的矛盾；水资源紧缺与用水效率低下的矛盾；水污染严重与水污染防治滞后的矛盾；洪涝灾害频发与防洪标准偏低、水体调节功能弱化与水环境不断恶化的矛盾等。

第 2 章　用水类别定额分析

制定用水定额制度是一项非常复杂而繁重的工作，不同类别用水的定额状况是制定用水类别定额制度所必须考虑的内容，而现有的用水定额又是由各方面影响因素的综合作用而形成，因此需要对不同类别的用水定额影响因素及相关指标进行分析，才能够为科学合理地制定符合实际水资源利用状况的用水定额制度打下坚实基础。本章将按照上一章用水分类研究中所确定的分类方式对不同类别用水定额的影响因素进行分析，并对不同类别用水的常用指标进行简单的介绍，在此基础上对不同类别用水定额情况进行研究分析。

2.1　用水类别定额影响因素分析

用水类别定额制度的目的就是规范用水，引导全社会提高用水效率，进而实现水资源的可持续利用，因此，用水定额的影响因素直接关系到相关制度的制定。不同类别的用水定额影响因素有着各自的特点，为了明晰不同影响因素对各类用水定额的影响，本节内容按照上一章中所确定的用水分类对不同类别用水定额的影响因素分别进行分析。

2.1.1　生活用水定额影响因素分析

生活用水定额的影响因素主要有生活水平、季节、区域和节水器具等。

（1）生活水平

随着人民生活水平和生活质量的不断提高，对用水的要求也越来越高，需要用水方便、水质好、水量充足。不仅生活环境天天需要水来清洁，衣物也需要水来清洗；食品也要讲究卫生，蔬菜、水果需要多次洗涤；室内外植物的绿化；冬有暖气，夏要冷气，都需要水。为了满足人们日益增长的物质文化生活需求，用水定额就会相应增高，因此，人民生活水平的高低是影响生活用水定额的主要因素之一。

（2）季节

随着季节的不同，人们的生活用水量会有较大的变化，一般夏季用水量较大，冬季用水量较小，这种影响因素是具有不可抗拒性的自然因素。

（3）区域

不同区域之间存在着一定的差异，区域性质的不同其生活用水量也不仅相同。旅游城市流动人口多，服务设施齐全，档次也相应较高，用水量相应较大，相应用水定额就会高；经济文化发达的城市，像公园、人工湖泊、绿地、树木等公益用水量都很大，都会影响到生活用水定额的大小。

（4）节水器具

节水器具使用状况的不同直接影响着用水量。目前人们生活用水是通过卫生洁具、阀门、喷头和水龙头等器具使用的，而这些器具的质量性能不同，要达到相同的效果，水量相差往往很大。如果要达到相同的生活标准，采取不同的用水器具，用水量也会有所差别。

2.1.2　生产用水定额影响因素分析

生产用水定额中农业用水定额、工业用水定额和第三产业用水定额的影响因素各有特点，由于

第三产业用水定额的影响因素完全能够由生活、农业和工业用水定额影响因素体现，因此本报告不对其进行单独分析。

（1）农业用水定额的影响因素

农业用水定额的影响因素主要有作物种类、地域差异、水资源条件、灌溉方式、灌区规模和水源类型等。

A．作物种类

农产品是农业活动的产物。为了得到某种农产品，人们进行某种特定的农业活动。农产品的这种客观地位以及不同作物有不同作物需水量，决定了作物种类是制定灌溉用水定额的基本因素。

B．地域差异

地域差异是制定灌溉用水定额需要考虑的基本因素，地域的情况主要包括气候、土壤和地形等具体的影响因素。一般而言，区域范围太大，地域的差异性也越大，则该区域所制订的灌溉用水定额难以具有普遍性，而用水农户的生产规模较小，为不同用水农户制订不同的灌溉用水定额也不现实，因此，要综合考虑地域差异所造成的气候、土壤和地形的不同对农业用水定额的影响。

C．水资源条件

水资源基本条件具有不可选择的特点，但水资源利用条件又具有可以改善的一面，例如通过发展节水灌溉在一定程度上提高水资源承载能力等。节水需要一定的投入，也有一定的经济效益，不同地区、不同条件下的投入和效益是不同的。水资源紧缺但经济条件较好地区可以采用较低的灌溉用水定额，以利于现状农业用水适当转移到用水效益高的行业和部门；相反，水资源丰富但经济条件差的地区可以在一定时期内采用较高的灌溉用水定额，逐步提高水资源利用效率和利用效益，以减轻当前发展农业的经济压力。

D．灌溉方式

各种灌溉方式的灌溉水利用率是不同的，目前全国仍以灌溉水利用率低的土渠输水灌溉方式为主，在近期内全部改造为管道输水灌溉或喷灌、微灌既不可能，也不必要。但是在水资源短缺地区又要因地制宜地发展节水灌溉，故在制定灌溉用水定额时应以现状灌溉方式作为硬影响因素予以考虑，同时又要视需要和可能，适度超前，制定有利于引导节水灌溉健康发展的用水定额。

E．灌区规模和水源类型

尽管灌区规模无法任意选择，具有基本因素的属性，但如果合理确定灌溉用水定额的考核位置，灌区规模的影响可以降低和控制。井灌、渠灌也因考核位置到田间距离不同，在一定程度上影响灌溉用水量，但区别不应太大。综合以上分析，灌区规模和水源类型的影响应列入硬影响因素，以调整系数的方法予以适当考虑。

F．其他因素

灌区运行管理、农艺措施、作物品种、田间水土管理、传统灌溉习惯等也在一定程度上影响灌溉用水量，但是消除、控制这些影响一般不需要大的投入，同时也属于生产、管理的正常工作，故制订灌溉用水定额时要求把这些影响控制在统一且相对合理的范围内，不再单独考虑其影响。

通过对不同类别用水定额影响因素的分析可以将所有这些影响因素分为两大类：一类是不可抗拒性自然因素，像季节、区域、作物种类等就属于此类；另外一类则是与我们密切相关的人为因素，像专业化水平、灌溉方式等属于此类。

（2）工业用水定额影响因素

用水定额制定当中，工业用水定额是最复杂的一部分，所需考虑的影响因素也是最多，最复杂的。现根据当前工业用水定额制定方法及制定过程，对工业用水定额的影响因素进行归纳总结。工业用水定额影响因素很多，如工业产品类型、专业化程度、生产工艺和设备、生产规模、用水水平、生产工序和原材料等。这些因素的种类和性质是不同的，对定额的影响范围和程度也是不同的。

A．工业产品类型

工业产品的类型直接决定其用水的多少，譬如同样产值的炼钢用水量和酿酒用水量有着绝对的差距。因此，为了生产某种产品，工业产品类型的这种客观因素以及不同工业产品的不同需水量，决定了工业产品类型是制定工业用水定额的重要影响因素。

B．原材料

生产同一种产品所用的原料不同对用水定额的影响也很大。如淀粉的生产，原料有薯类、玉米和小麦等，再如造纸厂造纸的原料有树木、棉麻、桔杆，还有回收的废旧纸张。所用原料不同，所用工艺就有别，相应用水量也有大小，其用水定额也有区别。

C．专业化程度

对于同等规模，同样技术管理条件，同种产品而专业化程度不同的两个企业，用水定额差别会很大，往往是专业化程度高的企业用水定额偏低，而专业化程度低的企业用水定额会偏高。这是由于专业化程度较高的企业除主要生产部门之外，辅助生产部门和附属生产部门相应较少，其辅助生产任务一般委托外加工或者外购。因此专业化程度的不一致是工业用水定额制定中的影响因素之一。

D．生产设备

在工业生产中有没有先进的生产设备，不仅对其产品的产量、质量发生影响，而且对其用水量的大小也要发生很大的影响。生产设备先进的企业产量大、质量高，用水量会相应低；而生产设备落后的企业不仅产量相对较小，产值相对低，而用水量却会相对高。这两种技术配置不一致的企业虽然规模相等，产品相同，但是用水量的差别却是很大。以它们的用水为基础所制定的用水定额也是不一样的，如干法生产水泥和湿法生产水泥，用水定额也不会相同；水冷发电机组和空冷发电机组的‘万千瓦时’水量差别很大，这个影响因素是在制定用水定额过程中必须考虑的。

E．生产规模

对于同等条件的企业，规模的大小不同，其用水定额也不能相同。往往是规模越大的，其用水定额就越低，生产规模较小的其用水定额就会大些。但是用水定额大小和生产规模大小之间的定量关系的确定是非常困难的。

F．用水重复利用率和用水水平

工业用水重复利用率和用水水平有着密切的联系是影响工业用水定额中的重要因素,重复利用

率越高用水水平越高，节水程度越高，企业的用水定额就会越低。企业用水水平高低的表示之一就是反映在企业的重复利用率上，一般来说企业对的水重复利用率越高，企业用水水平就越高，节水程度也越高，则用水定额也会越低。企业用水水平的高低对企业用水定额会发生直接的影响。

G．生产工序结构

对于生产同一种产品，由于企业所采取的工序完整性不同，对用水定额的影响很大。对于某一种产品，有的企业是来料加工，有得是生产半成品，有的是由最初原料到最终产品，它们各自的用水定额是不一样的，这种现象在中国非常普遍，因此在制定用水定额的时候必须要考虑这些情况。

H．其它因素

除了以上的主要因素外，还有水资源环境、水价、用水管理水平、水质、供水方式等等因素，它们都会对用水量的大小造成不同程度的影响，同时也牵制着用水定额的大小。

2.1.3　生态用水定额影响因素分析

生态用水定额的影响因素主要有生态系统范围大小、地理位置及生态系统类型等。

（1）生态系统范围的大小

生态系统的范围越大，生态物种的用水需求就越多，为保证生态系统中物种的多样性和生态系统的健康，其需水量就越高。

（2）地理位置

生态系统的所处的地理位置对生态用水的影响十分明显，地理位置的不同直接反映在区域生物的种类上，造成生态系统的需水量的不一致。

（3）生态系统类型

生态系统一直没有比较严格的分类方式，通过调查发现生态系统分类主要有河道生态系统分类方式、沼泽湿地生态系统分类方式、自然生态系统和人工生态系统分类方式等。目前普遍为大家接受的分类方式是河道生态系统分类方式，即将生态系统分为河道内生态系统和河道外生态系统。不同类型生态系统需用水的数量不一样。

2.2　用水指标介绍

不同类别用水的指标能够很好地反映各自的用水定额情况，本节在查阅了大量资料的基础上，结合中国已颁布的一些标准对中国目前不同类别用水所采用的常用指标进行介绍，大部分是中国现用的用水指标，而较为特殊的用水指标，如生态用水指标，则是采取了被国内外广泛认可的指标。

2.2.1　生活用水常用指标

（1）公共设施部分行业用水指标

A．人均日用水量：升/人·日

该指标一般是反映商店、机关、部队、学校、科研等行业用水定额情况。

B．特殊人均日用水量：升/床·日

该指标一般是反映宾馆、旅店、医院等行业用水定额情况。

C．单位面积日用水量：升/平方米·日

该指标一般是反映建筑、绿化、环境卫生等行业用水定额情况。

（2）居民生活用水指标

居民生活用水指标和城市生活综合用水指标都用“人均日用水量（升/人·日）”表示。

2.2.2　生产用水常用指标

生产用水指标主要介绍农业用水和工业用水的常用指标。

（1）农业用水常用指标

农业用水主要为灌溉用水，因此，农业用水以灌溉用水为主，常用指标为平均每公顷的用水量：立方米/公顷。

灌溉用水的新水水量是指由水源取用的水量，为反映灌溉用水的全过程，控制新水水量，同时也具有可操作性，灌溉用水常用指标如下：

A．作物灌溉用水基准定额

其含义是指某种作物在规定条件下的灌溉用水定额，不受工程类型、用水类型，灌溉规模、附加用水的影响，即在同一地区基准定额仅因作物种类而异。

工程类型、用水类型，灌溉规模、附加用水等因素对作物灌溉用水定额的影响通过调节系数来反映。某种作物在某种条件（工程类型、水源类型、灌区规模、附加用水）下的灌溉用水定额 m_{ijk} 可表示为：

$$m_{ijk} = m_0 K_{1i} K_{2j} K_{3k} K_4$$

式中：m_0 —参照定额；K_{1i} —工程类型调节系数，下标 i 表示传统地面灌、渠道防渗地面灌、管道输水地面灌、喷灌、滴灌五种不同的工程类型；K_{2j} —水源类型调节系数，下标 j 表示井灌、渠灌、井渠结合三种不同的水源类型；K_{3k} —工程规模调节系数，下标 k 表示大型、中型、小型三种不同的工程规模；K_4 —附加用水调节系数。

作物灌溉用水基准定额对于渠灌区在斗口核定，对于井灌区在井口核定。

B．作物灌溉用水综合定额

综合定额指某区域内某种作物相对于各种实际条件（工程类型、水源类型、灌区规模、有无附加用水）下的各项灌溉用水定额的加权平均值。该定额的优点是可以直接进行相应区域的灌溉水量

供需平衡分析；缺点是因受区域之间工程形式、水源类型、灌区规模不同的影响，不便相互比较。

C．斗口以上输配水效率

对于渠灌区，作物灌溉用水的基准定额和作物灌溉用水的综合定额均在斗口核定，为将该定额折算到渠首，核定取水量，采用斗口以上输配水效率反映斗口以上的渠系水利用状况。斗口以上输配水效率 η_t 表示为：

$$\eta_t = \frac{\sum V_l}{V_o} \bullet 100\%$$

式中：

V_t —斗渠 1 的年度实际配水量，下标 1 表示斗渠序号；

V_o ——渠首的年度引水量。

（2）工业用水常用指标

工业用水是仅次于农业用水的第二用水大户。工业中不同产品、不同用途的用水指标也有所区别，常用的指标有单位产品取水量（立方米/吨）、单位产值取水量（立方米/万元）和重复利用率（%）等，工业用水指标体系见图 2-1。

A．单位产品取水量

在一定的计量时间内，生产单位产品需要的取水量。

B．万元工业产值取水量

工业生产中，每生产一万元工业产值的产品需要的取水量。

C．重复利用率

在一定的计夏时间内，工业用水中所使用的重复利用水量与总用水量之比。它是评价工业用水重复利用程度的指标。

D．间接冷却水循环率

在一定的计算时间内，工业生产用的间接冷却水循环量与冷却水总用量之比。

E．工艺水回用率

在一定的计量时间内，工业生产中，工艺用水的回收利用量与工艺水总用量之比。

F．蒸汽冷凝水回用率

在一定的计量时间内，用于工业生产的锅炉蒸汽冷凝水回用量与锅炉蒸汽发气量之比。

G．附属生产人均日取水量

工业企业内，附属生产(包括每个职工在生产中生活用水和厂区绿化用水)人均每天的取水量。

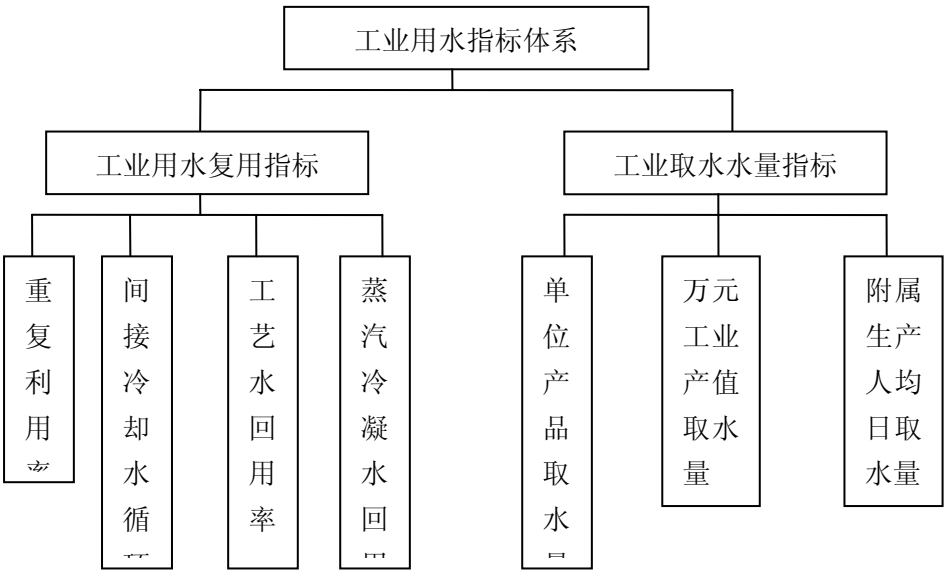


图 2-1　工业用水指标体系

2.2.3　生态用水常用指标

按照被广泛接受的河道内生态用水和河道外生态用水进行划分有河道内生态用水指标和河道外生态用水指标。城市生态系统是比较特殊的生态系统，它受人为影响作用最大，有其相应的用水指标，城市生态用水属于河道外生态用水，因此将和河道外用水指标一起介绍。

（1）河道内生态用水指标

A．维持稀释自净能力所需水量(W_d)

主要是保持河流水环境容量的需水量。

B．维持河流下游生态地下水位所需水量(W_g)

生态地下水位是指在一定的气候条件，特别是降水条件下，维持某种植物群落壮龄阶段稳定生长而不使优势植物生长环境被其他植物占据的某一范围的地下水位。其所需水量主要包括地下水位维持与恢复水量、侧向排泄量及河道蒸发量三部分。

C．河道冲沙所需水量(W_s)

从河流多年流量与泥沙系列中选择实测大断面与相应的流量、泥沙进行定量。

D．维持水生生物栖息地所需水量(W_h)

为保证水生物生存所必需的水量。

E．河道水流蒸发量(W_e)

水面蒸发高于降水时，这部分水量成为水面蒸发生态用水量，根据水面面积、降水量、水面蒸发量进行推测，当水面蒸发低于降水时则以零计。

F．河道内生态用水量(W_r)

河道内生态用水是指满足河道环境生态功能的最小流量。河道生态用水的研究范围包括河道及连通的湖泊、湿地、洪泛区等水体。河道内生态用水可以用式（2-1）进行计算：

$$W_r = \max\{W_d, W_s, W_h\} + W_g + W_e \qquad (2\text{-}1)$$

（2）河道外生态用水指标

A．植被腾发需水量(W_p)

植被腾发量m_p可以通过式（2-2）进行计算：

$$m_p = K_c \cdot ET_0 \qquad (2\text{-}2)$$

式中：K_c为作物系数，随植物种类、同一种植物所处的生长发育阶段、生长季节不同而具有不同的数值，一般是通过试验取得；ET_0为参考植被需水量，可以利用公式进行计算。植被需水量还可以通过植被蒸腾与潜水位之间的关系模型进行计算。

$$m_p = a(1 - H_{\max})^b \cdot E_0 \qquad (2\text{-}4)$$

式中：a、b 为待定系数，E_0为水面蒸发强度，H为地下水位埋深，$H_{\max}$为极限潜水蒸发深度。

B．植被生长制造有机物需水量(W_u)

根据植被的耗水机理，植被自身的含水量和植被蒸散量的比例大致为 1:99，故植被生长制造有机物需水量：

$$W_u = \frac{W_p}{99} \qquad (2\text{-}5)$$

C．植被土壤需水量（W_s）

植被土壤需水量W_s为能够维持植被目标生存和生长状况所需要的最小土壤含水量，可以利用式（2-6）进行计算。

$$W_s = \beta \cdot W_{pc} \qquad (2\text{-}6)$$

式中：β为植被目标生长状况修正系数，45%<β<100%；W_{pc}为植被土壤田间持水量。

D．城市绿地生态用水量（Q_t）

满足城市绿地生态系统所需水量，城市绿地生态用水量取决于城市绿化覆盖面积和相应的用水定额。

E．城市水面生态用水（Q_s）

城市水面生态用水主要是补充城市水面蒸发生而消耗的用水。与城市水面的面积、城市的降雨量和蒸发量密切相关。

2.3　用水定额情况

制定用水定额是实现用水科学管理的基础工作。它与各行业用水、节水管理水平密切相关。七十年代末至八十年代初，随着经济的发展和工业生产的迅速扩大，全国各地水资源短缺问题日益严重，计划用水、节约用水成为缓解地区用水短缺的重要措施。各地节水办公室相继建立之后，部分地区便对用水量较大的主要工业产品进行定额制定和试行计划定额管理。

2.3.1　生活用水定额

中国的生活用水定额直接体现在生活用水量上。近几十年来，中国的生活用水量有显著的增长，2000 年中国生活用水为 575 亿立方米，占总用水量的 10.5%。生活用水量与 1980 年相比增加了 295 亿立方米，年均递增率为 3.7%，约为同期人口年均递增率 1.3%的 3 倍，生活用水占总用水量的比例上升了 4.2 个百分点。与之相应的人均生活用水量也逐步上升，城镇人均生活用水量由 1980 年的每日 117 升增长为每日 219 升；农村人均生活用水量由 1980 年的每日 71 升增长为每日 89 升。

由于地域差异和经济发展的不平衡，中国各个地区的生活用水量差异很大。2000 年北方 17 省（市、区）人均城镇生活用水为 186 升/人•日，南方 14 省（市、区）人均城镇生活用水为 257 升/人•日；北方人均农村生活用水为 73 升/人•日，南方人均农村生活用水为 105 升/人•日，南方均为北方的 1.4 倍。与此相应，2000 年北方、南方城镇居民用水量分别为 128 和 184 升/人•日。北方、南方农村居民的用水量分别为 52 和 80 升/人•日，南方约为北方的 1.5 倍。

表 2-1 是中国各省（市、区）城镇和农村的人均日生活用水量，表中数值参考了部分省（市、

区）的生活用水定额，其余数据则是根据国家的一些统计数据得到。从表 2-1 可以发现：同一个地区城镇的人均生活用水量都要高于农村人均生活用水量，直接反映了生活水平对生活用水的影响作用；东南部人均生活用水普遍要高于西北部人均生活用水，这个结果是由区域的不同而造成的；同一个地区用水量的差异则大多是由季节或者节水水平的不同而导致的。因此生活用水定额的制定必须充分考虑生活用水的各个影响因素。

表 2-1　各省级行政区 1997-2000 年人均城镇、农村生活用水量变化范围

省级行政区	人均城镇生活用水量（升/人·日）	人均农村生活用水量（升/人·日）
全国	219～227	84～89
北京	283～354	163～179
天津	162～228	83～90
河北	209～221	55～67
山西	142～149	40～41
内蒙古	71～107	81～121
辽宁	197～240	73～79
吉林	102～138	63～95
黑龙江	105～159	102～115
上海	368～444	92～166
江苏	271～316	106～115
浙江	247～305	99～109
安徽	155～189	50～53
福建	235～315	96～122
江西	176～190	90～110
山东	136～153	55～59
河南	161～175	63～67
湖北	234～240	79～84
湖南	221～279	106～133
广东	249～383	142～183
广西	303～339	139～190
海南	291～311	129～133
重庆	207～238	67～78
四川	189～207	56～63
贵州	200～220	92～101
云南	222～269	67～100
西藏	94～100	201～220
陕西	172～176	46～49
甘肃	170～191	47～55
青海	129～217	113～124
宁夏	167～192	33～43
新疆	97～246	60～200

2.3.2　生产用水定额

生产用水定额情况主要介绍农业用水定额和工业用水定额情况。

（1）农业用水定额

为促进节水灌溉事业的发展，进一步科学确定灌溉用水定额，水利部组织各省、自治区、直辖市，以采取典型调研的方式，开展灌溉用水定额编制工作，并于 2003 年下发了《关于编制灌溉用水定额的通知》（水农水［2003］206 号），并要求各省、自治区、直辖市水利（水务）厅（局）于

2003 年 11 月底前将各分区的主要作物灌溉用水定额成果上报水利部。为了保证灌溉用水定额编制成果的质量，水利部随后又组织举办了全国编制灌溉用水定额培训班，对编制工作人员进行了培训。在部、省（区、市）、县三级编制工作组的共同努力下，部工作组已在各省（区、市）灌溉用水定额编制评价的基础上，完成了全国主要作物灌溉用水定额的汇总、分析工作，初步提出了全国 193 种作物的灌溉用水定额。

表 2-2 是中国 1997-2000 年农田实灌溉亩均用水量变化范围，其中部分是各省（区、市）已经实施的农业用水定额，部分是统计数字。从该表中也能看出农业用水定额的部分影响因素

表 2-2　各省级行政区 1997-2000 年农田实灌溉亩均用水量变化范围

省级行政区	亩均用水量（立方米/亩）	省级行政区	亩均用水量（立方米/亩）
全国	479～514	河南	197～308
北京	290～368	湖北	455～555
天津	229～301	湖南	578～605
河北	252～295	广东	772～827
山西	209～215	广西	932～1176
内蒙古	446～487	海南	993～1201
辽宁	458～604	重庆	224～254
吉林	423～562	四川	386～402
黑龙江	650～981	贵州	568～654
上海	352～582	云南	580～594
江苏	417～606	西藏	410～415
浙江	542～598	陕西	285～312
安徽	309～352	甘肃	619～653
福建	761～878	青海	644～648
江西	516～527	宁夏	1213～1648
山东	261～278	新疆	734～891

（2）工业用水定额

实施工业取用水定额管理是促进企业节水技术进步、不断提高工业用水效率、实现合理用水的重要手段。中国工业用水定额管理始于 1984 年，原城乡建设环境保护部和国家经委联合发布了《工业用水量定额（试行）》。1986 年对试行定额进行了修订，增补了个别产品。水利部于 1990 年 12 月发布了《关于加强用水定额编制和管理的通知》（水资源[1999]519 号），随后下发了《关于印发工业及城市生活用水定额编制工作参考提纲的函》（资源管[1999]11 号），并附有《工业及城市生活用水定额编制工作参考提纲》。

为加强工业节水管理，国家经贸委于 2001 年 11 月起组织开展了工业取水定额编制工作。完成了包括《工业企业产品取水定额编制通则》(GB/T18820-2002)，《取水定额 第 1 部分：火力发电》(GB/T18916.1-2002)，《取水定额 第 2 部分：钢铁联合企业》(GB/T18916.2-2002)，《取水定额 第 3 部分：石油炼制》(GB/T18916.3-2002)，《取水定额 第 4 部分：棉印染产品》(GB/T18916.4-2002)，《取水定额 第 5 部分：造纸产品》(GB/T18916.5-2002)在内的 6 项国家标准，这六项标准已由国家标准化管理委员会分别于 2002 年 8 月 29 日和 2002 年 12 月 20 日发布，并分别于 2003 年 1 月 1 日和 2005 年 1 月 1 日起正式实施。

受各种因素的影响，目前中国各地工业合理用水发展不平衡，2000 年北方 17 省（市、区）工

业万元产值用水量和万元增加值用水量分别为 67 立方米和 243 立方米，二南方 14 省（市、区）分别为 92 立方米和 343 立方米，约是北方的 1.4 倍。根据统计数字得到中国各省级行政区 1997-2000 年工业万元产值、万元增加值（按照当时经济水平）用水量变化范围（见表 2-3）。

表 2-3　各省级行政区 1997-2000 年工业用水量变化范围

省级行政区	万元产值用水量（m^3）	万元增加值用水量(m^3)	省级行政区	万元产值用水量（m^3）	万元增加值用水量(m^3)
全国	78～79	288～346			
北京	39～55	143～187	湖北	117～122	411～479
天津	17～27	72～109	湖南	110～135	442～524
河北	37～45	122～159	广东	61～100	239～391
山西	54～65	187～217	广西	192～294	628～896
内蒙古	64～72	185～206	海南	142～146	570～684
辽宁	29～51	136～212	重庆	155～189	478～495
吉林	78～104	291～354	四川	119～158	351～466
黑龙江	268～323	542～627	贵州	229～301	612～858
上海	114～127	395～451	云南	83～141	183～304
江苏	81～110	370～460	西藏	389～450	584～712
浙江	37～43	182～199	陕西	68～104	230～300
安徽	87～97	330～352	甘肃	149～175	512～599
福建	86～100	317～366	青海	180～224	476～628
江西	245～321	655～921	宁夏	182～284	514～857
山东	34～42	117～147	新疆	104～193	258～362
河南	63～72	201～242			

2.3.3　生态用水定额

生态用水定额的研究和制定主要是为了保证河道最低流量、冲沙、特殊目标用水和保持预留存在水位等。

自然低流量或断流周期在胁迫生态系统中起着重要作用，当胁迫和更大的压力导致有害影响时，生态系统是非常敏感的，特别要求低流量尽可能被保持接近于自然水位；冲沙用水对于保持水生生态系统和渠道结构是非常必要的；特殊目标水量是指水量供给特殊生态系统的需求，如湿地的淹没等，有助于保持湿地及其生物多样性的健康发展，特别是对于需要季节性积水或湿润的湿地及其动植物。通过这些可以看出生态用水具有重要意义。

目前我国生态用水定额方面所做的研究还比较少，尤其生态用水定额的制定和相关制度的建设还需要进行大量的研究。但是，随着人们对生态环境重要性认识的加强，生态用水的也逐渐得到人们的重视，从 2003 年和 2004 年中国水资源公报中生态用水量可以看出，生态用水已经成为用水的一个重要组成部分，用水份额也有呈逐渐增加的趋势。

2.4　小结

本章按照生活用水、生产用水和生态用水的分类方式对各自定额的影响因素进行了分析，发现影响各类用水定额的因素不仅多种多样，而且彼此之间既相互关联，交织在一起，又各自发挥着不同的作用。生活用水定额影响因素主要包括生活水平、季节、区域、节水器具等。生产中农业用水

定额影响因素主要包括：作物种类、地域差异、水资源条件、灌溉方式、灌区规模、水源类型等；工业用水定额影响因素主要包括专业化程度、生产工艺与设备、生产规模、重复利用率与用水水平、生产工序结构、原材料等。生态用水定额影响因素主要包括生态系统范围的大小、地理位置、生态系统类型等。按照生活、生产及生态用水的分类方式，对不同类别用水定额情况的研究证明：各种不同的影响因素对用水定额的制定及其制度的建设有着相当大的作用。

第 3 章　用水类别定额制度现状及问题分析

用水类别定额制度是界定、配置、调整、保护和行使用水权，明确政府之间、政府和用水户之间以及用水户之间的权利、责任、利益关系的规则，是从法规、体制、机制等方面对不同类别用水进行规范和保障的一系列法规、政策、制度和机制的总称。制定科学合理的用水类别定额制度，需要首先分析目前中国用水定额制度的现状及存在的问题。

3.1　中国用水定额制度现状

中国现有的用水定额制度相关内容主要分为两个层面：法律法规层与规章制度层，见图 3-1。用水类别定额制度的建立也是通过这两个层面来进行的。

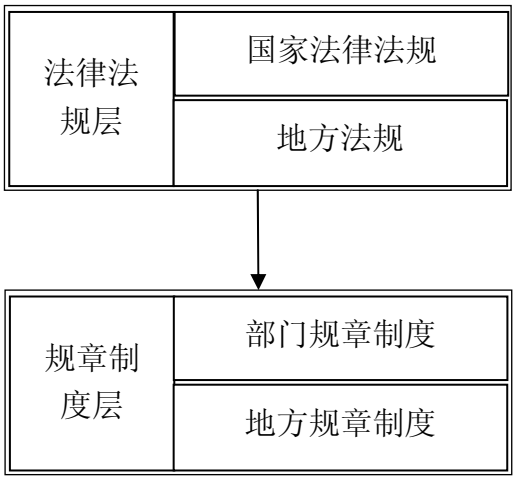


图 3-1　用水类别定额制度层次图

3.1.1　法律法规层

法律法规层主要包括国家法律法规和地方法规，如《中华人民共和国水法》、《取水许可制度实施办法》（国务院 119 号令）等，用水类别定额制度必须在法律法规范围内结合自身的情况制定。

《中华人民共和国水法》第四十七条明确规定：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。

3.1.2　规章制度层

规章制度层包括部门规章制度和地方规章制度两个方面的内容。

部门规章制度主要是由相关部委及流域机构根据国家法律法规而制定的规章制度、协调机制等内容。如《取水许可监督管理办法》等。

地方规章制度主要是由地方根据国家相关法律法规、部门规章并结合自身的实际情况制定，如《北京市节约用水办法》等。

省级政府依据水法授权，有制定本地区用水定额的权利，因此，各省级政府也就具有制定地区用水定额制度的权利。到 2005 年底已有 18 个省、自治区、直辖市出台了各自的用水定额，30 多个省、自治区、直辖市开展了用水定额相关制度的研究工作。

3.2　中国用水类别定额制度存在的问题

通过对七大流域和部分省、直辖市、自治区等地用水定额和相关制度情况调查分析发现：各个省、直辖市、自治区正逐步制定用水定额，但是流域机构尚未有效地参与到用水定额的管理和制度建设中来，用水类别定额制度体系尚不够健全，不能够有效地达到定额用水、总量控制的目的。

中国用水定额制度体系存在的问题可以归纳为以下几点：

A．用水定额制定和审核制度不够完善。由于对用水定额制定和审核过程中存在的问题和用水定额影响因素考虑不够全面，导致目前所制定的一些用水定额缺乏说服力，不能全面反映实际用水情况。因此，需要进一步加强用水定额的制度和审核的力度。

B．缺乏用水协调机制。区域之间和地区之间的用水矛盾日益突出，而一直没有建立有效的协调机制。尽管近年来我国政府和各级部门采取了多种措施，如经过水利部及相关部门的多方努力，曾长期断流的黄河已经多年没有出现，塔里木应急调水、黑河调水、珠江引淡压咸等，都取得了引人注目的成绩，但这些成绩每年花费了大量的精力、物力和财力，大部分是通过行政手段实现跨流域调水或者进行生态用水的补给，有效的用水协调机制尚不够健全。因此，用水类别定额协调制度应作为用水定额制度的一项重要内容尽快建立健全。

C．缺乏特殊用水定额制度。特殊行业用水定额与一般行业用水的性质有所区别，因此需要建立相应的特殊用水制度，并针对所出现的特殊问题，随时完善相应的制度和管理手段。

D．用水定额的核算方法不够规范。中国目前确定用水定额的基本方法是统计法，没有采用国际惯用的需求法，导致所确定的用水定额与实际情况存在差距，不能达到水资源可持续利用的目的。另外，统计分析范围的大小和样本对用水定额的影响也很大。根据一些研究或规划成果分析，统计范围越大，用水定额越小；反之亦然。其主要原因是统计范围越大，水资源的重复利用程度也就越高，所反映的用水定额也就相对较小。因此，从流域范围分析的用水定额一般都低于在流域内某个地区、区域或城市分析得出的用水定额，因此，需要对用水定额核算方法在合理的制度下得到进一步规范。

E．全国性的用水定额规划制度不够完善。用水类别定额制度在中国的建设尚处于起步阶段，全国性的用水定额规划制度有待进一步完善，统一的规程规范和判断依据也急需建设，对同一地区水资源供需分析的成果存在差异的问题有待合理地解决，管理手段尚不够完善，很难实现全国范围内的协调管理，需要进一步完善全国范围内的用水定额规划制度和管理模式。

3.3　　小结

本章通过研究分析中国用水定额制度现状发现，尽管中国各省、自治区和直辖市正逐步制定用水定额和相应的用水类别定额制度，但是用水类别定额制度体系尚不够健全，不能够有效地达到定额用水和总量控制的目的，而且不足主要体现在用水定额制定和审核制度不够完善、缺乏用水协调机制、缺乏特殊用水定额制度、用水定额的核算方法不够规范、全国性的用水定额规划制度不够完善等几个方面。

第 4 章　用水类别定额制度构建思路及框架

用水类别定额制度的建立需要符合中华人民共和国水法的规定的流域管理与区域管理相结合的要求。但是，目前中国用水类别定额制度体系还不够健全，一些制度还不够完善，本章将在确定制度建设思路和原则的基础上，对用水类别定额制度构建所需要考虑的因素加以分析，结合上一章的研究结果，有针对性地提出用水类别定额制度的框架结构。

4.1　用水类别定额制度构建思路

从水资源综合管理的角度看，用水类别定额是水资源综合管理中的微观控制指标。目前国际社会普遍认同流域水资源综合管理，《水法》也明确水资源管理为流域管理与区域管理相结合的管理体制。从长远看，流域水资源可持续利用，必然涉及到流域水量分配及水权管理等事项，而用水类别定额是流域水量分配及水权管理的基础。因此，用水类别定额管理应当体现出各流域的特点，从流域的角度确定用水类别定额制度。

用水类别定额制度的建设需要确定我国水资源综合管理的指导思想，也就是需要体现出流域管理与区域管理的有机结合。但是，目前我国流域在用水定额管理方面还相对比较薄弱，没有发挥出流域机构本应体现出的积极管理及指导作用。因此，用水类别定额制度的建设应以区域（省级行政区）出台的用水定额管理为主，流域机构在用水定额制度的建设和实施中起到指导的作用，并积极参与到用水定额管理事务当中来。

4.2　用水类别定额制度构建原则

（1）科学性原则

用水类别定额制度的科学性原则与课题研究的科学性原是相互统一的。科学合理的用水类别定额制度不仅可以促使各行业用水单位接受或采取先进的技术、先进的管理方式，提高用水水平，而且可以提高用水定额的适用性，使得用水类别定额适用于同一地区同一产品的相关用水单位。

（2）先进性原则

先进性是制定制度的基本出发点之一。它要求结合国情，从社会的全局和长远利益出发，通过制度规范标准，在各个部门用水方面谋求最佳的社会效果和经济效益。因此，用水类别定额制度的建立应坚持先进性原则。

（3）节约性原则

制定用水类别定额制度的目的之一就是为了水资源开发利用的合理、高效，以有限的水量投入，取得尽可能大的社会效益和经济效益，所以在制定用水类别定额制度时必须注意突出节约用水，这样才能体现制度建设的本意。

（4）可操作原则

用水类别定额制度必须要和实际情况相结合，有利于各项制度的具体实施，便于对用水定额标

准的审查和改进，从而真正在中国的水权制度建设中发挥重要作用。用水类别定额制度的可操作与否将直接影响到用水定额制定、修改以及实施，繁琐的过程将会造成人力和物力上的浪费，造成用水类别定额制度达不到定额用水，总量控制的目的。

（5）公平和效益相统一原则

用水定额是水资源管理过程中的重要参数，是确定用水指标、实行超定额累进加价的水价制度的基础，定额是否科学合理，直接影响用水指标，也直接或间接影响用水公平和用水效率。用水类别定额制度是规范用水定额的重要手段，因此在制度的制定过程中一定要在兼顾公平，保证用水效率，严格限制高耗水、低用水效率的产业、产品和浪费用水的行为，确保用水定额的公正性和有效性。

（6）逐步完善原则

用水类别定额制度的建立要遵循先粗后精、逐步完善的原则。首先，要解决各地主要用水行业缺乏用水定额的问题，逐步提高用水定额的科学水平；其次，要建立与取水许可管理相适应的用水定额调整机制，制定用水定额调整办法，按照合理化的步骤和方法调整或修订现有用水定额，以适应产业结构调整、技术进步、人民生活水平提高而导致的用水组成和用水水平的变化。

4.3　用水类别定额制度构建的考虑因素

用水类别定额制度构建过程中所需要考虑的因素很多，总的来说可以分为客观因素和主观因素两个方面。

4.3.1　客观因素

通过分析，影响用水类别定额制度构建的客观因素主要包括产业结构、水资源状况、科学技术水平等。

（1）产业结构调整

行业用水定额变化的一个主要因素是产业的结构调整，因此，产业结构是用水类别定额制度的构建必须考虑因素之一。根据调查，自 1978 年以来北京国内生产总值已经连续 24 年以平均 10%的速度增长，同时经济生产用水量维持了零增长。其中经济结构调整在减少产业用水方面起着非常重要的作用。20 世纪 80 年代，北京市经济结构调整对节水的影响是负的，但是在 20 世纪 90 年代早期，这一影响变成了正的，并在 90 年代后期进一步成为平均用水定额减少的主要原因。

产业结构调整对行业用水定额影响的研究主要为水资源比较短缺地区的用水定额管理、用水定额制定以及进行节水型社会建设提供技术方法上的一个依据，因为在这些地区水资源量有限，应当限制耗水量大的产业进一步发展。

（2）水资源状况

水资源状况是用水类别定额制度构建过程中所需要考虑的另外一个因素。水资源状况直接决定用水定额的制定和管理，对于水资源丰富地区与水资源缺乏地区的用水定额制度是不会完全相同的。水资源比较短缺地区的用水定额管理、用水定额制定以及进行节水型社会建设提供技术方法上的一个依据，因为在这些地区水资源量有限，应当限制耗水量大的产业进一步发展；对于水资源比

较丰富的地区，只作为参考价值，因为根据国家经济发展，耗水量大的产业依然需要存在的，它的发展只能在水资源丰富的地区进行适度控制，当然必须做好用水定额的严格管理以及节水措施的改进。

（3）科学技术水平

科学技术是第一生产力。先进的科学技术可以在很大程度上改变一个地区的用水状况，从而影响到用水定额制度的制定和实施，因此，它是用水类别定额制度所要考虑的客观因素之一。

4.3.2　主观因素

通过分析，影响用水类别定额制度构建的主观因素主要包括人文环境、法制状况、管理模式等。

（1）人文环境

人文环境不同于客观因素，人们的受教育程度、生活习惯以及意识形态形成了特定的人文环境，不同的人文环境导致人们对事物的认知各不相同，所采取的手段也就难以相同，因此，该因素是用水定额制度构建必须考虑的。

（2）法制状况

社会的法制情况是有人为原因形成的，而法制体系的健全与否对用水定额制度的构建会产生深远的影响，将决定整个制度体系的走向，因此法制体系是用水定额制度构建过程中必须考虑的因素。

（3）管理模式

不同的管理模式对于相同情况下的用水定额产生的效果会截然不同，而管理模式是由人的主观意识形态所决定的，因此管理模式是定额制度构建所需考虑的主观因素。

4.4　用水类别定额制度构建框架

用水类别定额制度框架的构建与相应的管理机构及其职能密切相关。

4.4.1　用水类别定额制度管理机构设置

从第三章中国用水定额制度存在问题的分析可以清晰地看出，用水类别定额制度的完善首先就要从管理的完善上入手。目前中国水资源管理上的难点之一就是“多龙治水”。因此，只有明确管理机构，分清管理职责才能从根本上建立一个稳定的制度体系。

根据中国的水法，省、自治区、直辖市人民政府有关行业主管部门制订本行政区域内行业用水定额，同级水行政主管部门和质量监督检验行政主管部门对其进行审核后由省、自治区、直辖市人民政府有关行业主管部门公布，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。因此，在省级层面，建议用水定额制度的建立和管理部门应该由省、自治区、直辖市人民政府组织行业主管部门、水行政主管部门和质量监督检验行政主管部门和其它相关部门，成立专门组织机构，日常办事机构设在水行政主管部门，一方面可以方便各项工作的顺利开展与资料的广泛汇总，另一方面也有利于各项制度和管理办法的实施。

为加强国家对用水定额制度的宏观调控与监督管理，由国务院组织有关部门组成国家级的管理组织机构，日常办事机构设在水利部。作为水利部的派出机构，流域机构成立用水定额监督和协调

机构，负责本流域范围内与用水定额相关的监督与协调。

整个用水定额管理分为两个层次：宏观管理层和微观管理层。宏观管理层负责用水定额制度的宏观调控和监督管理；微观管理层作为基础层，负责用水定额的制定和具体的实施管理。

为加强两个层次之间的联系和协调，因此建议：在用水定额实施之前，将成果报所在流域机构，由流域用水定额管理部门召集用水大户、专家和相关有关职能部门对成果报告进行评估。省政府根据评估结果进行相应的调整和完善，然后发布、实施，并报省水利厅备案。

4.4.2　用水类别定额制度框架

水权制度的用水类别定额制度是包含多项内容的组合。不同类别用水定额制度之间即有共性的方面，也有个性的方面。通过第三章的分析，得出中国用水类别定额制度体系尚不够健全，不能够有效地达到定额用水和总量控制的目的。该制度体系的不足主要体现在用水定额制定和审核制度不够完善、缺乏用水协调机制、缺乏特殊用水定额制度、用水定额的核算方法不够规范、全国性的用水定额规划制度不够完善等几个方面。针对这些问题，结合中国用水类别定额制度的现状，该制度体系的建设和完善内容主要应该包括用水类别定额制定与调整制度、用水类别定额审核与管理制度、用水类别定额协调制度、特殊用水定额制度和用水类别定额监督制度等几个方面（如图 4-1）。

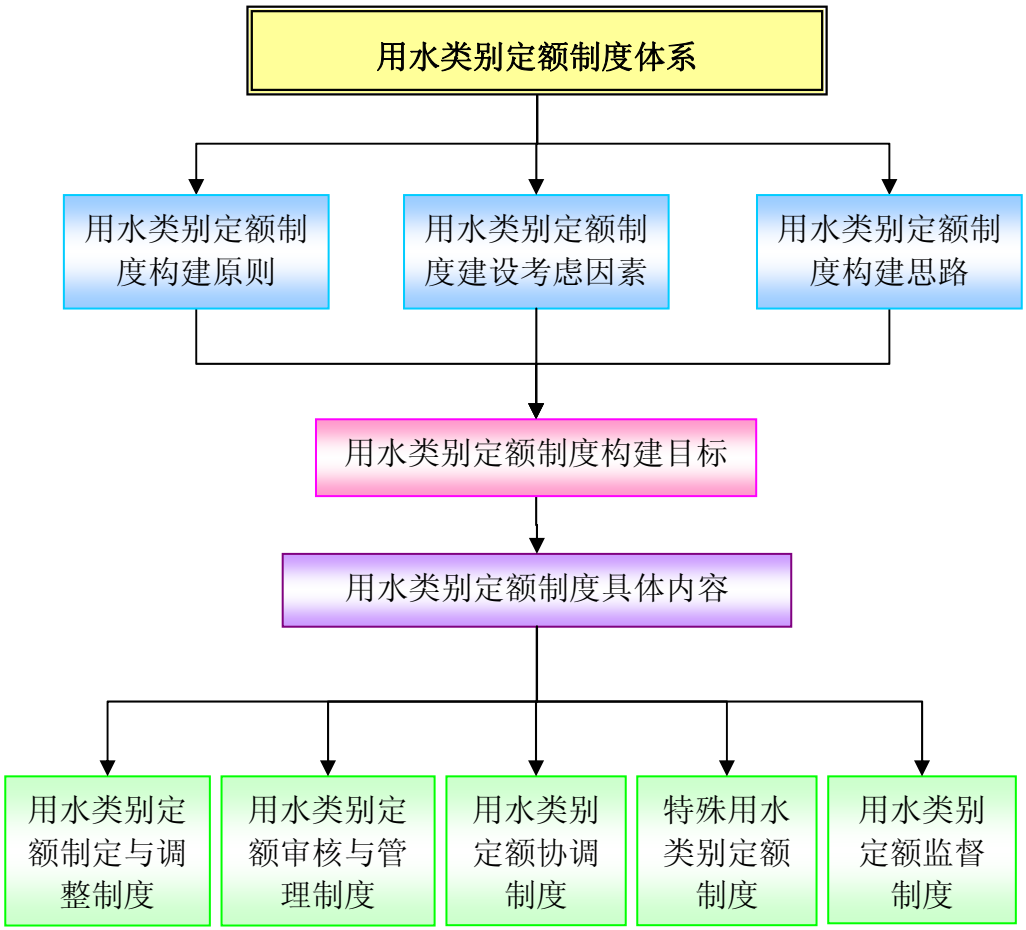


图 4-1　用水类别定额制度体系框架结构图

用水类别定额制度会受到不同因素的影响，而且与其它水权制度结合紧密。在用水类别定额制度体系中的用水定额管理制度势必与专题三中的水权制度与管理相互对应；用水定额收益补偿制度则与水价体系及管理制度有着内在的联系；用水类别定额制度还会对水市场制度的建设产生重大影响；所有的制度建设都是为了实现水资源优化配置的目的，而这部分内容与水资源分配的课题研究有着密切的联系，因此，在用水类别定额制度的建立和完善过程中不仅仅要考虑本身制度建设的相关因素，还将与其它专题的相关内容紧密结合。

4.5　小结

本章在对中国现有的用水定额制度状况及问题有了总体把握的基础上，从中国用水类别定额制度的现状和中国用水定额制度所存在的问题入手，就中国需要什么样的用水定额制度进行了研究，明确了构建用水类别定额制度的思路。在归纳分析用水类别定额制度构建的考虑因素后，以中国实际国情为立足点，以水资源可持续发展为建设核心，综合考虑中国用水类别定额制度与它他水权制度建设内容之间的关系和自身所存在的问题，结合主客观两方面的因素，搭建了用水类别定额制度的框架。

第 5 章　用水类别定额制度建设具体内容

用水类别定额制度建设的具体内容是根据上面两章的研究分析所确定的。通过对大量资料和调研情况的研究分析，发现中国目前用水定额制度的建设还处于起步阶段。从用水定额的制定到用水定额的管理，从用水定额的调整到用水定额的完善都需要有相应的制度措施加以保障，需要建设的内容很多。本章主要针对用水类别定额制度的不足围绕用水定额制定与调整制度、用水定额审核与管理制度、用水定额协调制度、特殊用水定额制度和用水定额监督制度等几个方面展开研究。

5.1　用水类别定额制定与调整制度

目前中国用水定额的制定按照新水法中所规定：由省、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。该规定虽然赋予了省、自治区、直辖市人民政府有关行业主管部门制定用水定额的权利，但是却没有建立较为完善的制度来规范其用水定额制定，使得一些制定的用水定额不能体现该地区的实际用水情况。因此，为了使得用水定额的制定真正能够体现地区的实际情况，可以按照以下几点完善不同类别用水定额的制定与调整制度。

第一，需要中央层或流域层、地方层和相关专家由上到下组成专门的小组对地区的用水情况展开细致的调查，并建立相关基础资料数据库。

第二，中央层或流域层相关部门在用水定额制定过程中不仅要起到监督作用，也要积极配合地方部门和专家开展相关工作。

第三，不同类别用水定额的制定必须综合考虑各方面的影响因素，采取合理的核算方法对用水定额进行计算。

第四，所制定用水定额必须有校验期，校验期的时长可以根据定额实施效果和地区实际情况确定。

第五，制定的用水定额需要根据当地的发展情况、水资源变化状况以及经济条件规定使用年限，按期调整。

5.2　用水类别定额审核与管理制度

中国新修订的水法中规定：省、自治区、直辖市人民政府有关行业主管部门所制订的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。该规定是用水类别定额审核与管理制度的基础，包括对不同类别用水定额申请的审核和对现有用水定额的管理，该制度必须贯穿于整个用水类别定额的建立和实施过程之中。

5.2.1　用水类别定额审核制度

用水定额审核与管理机构需要对用水申请者进行全面的检查，判断申请者是否具有申请用水定额的权利，在审查结束后必须向申请者提供审查报告，申请合格，申请者可以以审查报告的审查结果作为用水定额的申请凭证，在规定时间到相关机构办理。审核可以按照图 5-1 的流程进行。

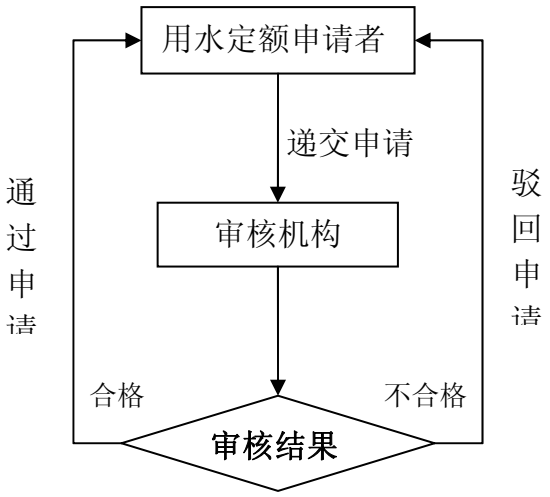


图 5-1 用水定额审批流程图

用水类别定额审核制度是用水类别定额制度体系中重要环节之一，审核制度的合理性将直接决定用水定额审核的公正性和科学性，也会对用水类别定额制度体系产生积极的推动作用，因此用水类别定额审核制度可以按照以下几方面内容来建立。

A．用水类别定额审核制度的制定一定要保持公正、公平和合理的原则。

B．用水类别定额审核必须严格按照审核流程进行，申请者需要提供审核单位所需的审核材料。

C．审核机构必须本着对申请者负责的态度，在审核结束后需要对申请者提供审核结果。

D．对审核结果有异议的申请者可以向审核机构提出复审请求或者向上级审核机构提出审核请求。

E．审核机构需要对审核结果建立档案和数据库。

F．审核机构由水利部或者水利部授权的单位进行管理，并定期进行考核。

5.2.2　用水类别定额管理制度

用水定额管理是实现用水科学管理的必由之路。用水定额管理具有很强的行政性和技术性，因此定额管理也是一项十分复杂的工作。从水资源综合管理的角度看，用水类别定额是水资源综合管理中的微观控制指标。目前国际社会普遍认同流域水资源综合管理，中国新水法也明确水资源管理为流域管理与区域管理相结合的管理体制。从长远看，流域水资源可持续利用，必然涉及到流域水量分配及水权管理等事项，而用水类别定额是流域水量分配及水权管理的基础。因此，用水类别定额管理应当体现出各流域的特点，从流域的角度确定用水类别定额制度。但是中国目前流域性的用水类别定额管理制度还不够完善，各省一般以自行出台的用水定额为开展节水、水量分配等工作。用水类别定额管理制度应该从以下几个方面进行建设。

A．管理制度必须以建立并完善区域用水额定管理体制是当前的首要任务，把用水定额的制定、公布、实施、调整以至考核、奖惩等用条文的形式固定下来。

B．管理制度要能够理顺流域与区域用水额定之间关系，由点到面，逐步形成上下通畅的管理体系，指导和保证用水定额的实施。

C．管理机构应具有权威性和公正性。

5.3　用水类别定额协调制度

用水类别定额协调制度的建设是为了在不同部门的协调过程中有一个上下贯通的渠道，用水协调结构要在正确理解相关法律法规和规章制度的基础上，按照有关部门的要求，根据本地区的实际情况，做出具体安排。同时要建立协同配合机制，与环境、宣传等部门密切配合，形成经常性的协调制度。用水类别定额协调制度的建设主要应包括区域用水定额矛盾协调机制、跨流域用水定额论证和管理制度和节水激励机制三个方面的内容。

5.3.1　区域用水定额矛盾协调机制

中国《水法》虽然对水资源开发利用过程中可能出现的利益冲突做出了规定，但这一规定是原则性的，实践中仍然经常发生关于用水的水事纠纷。解决区域这一问题的有效办法是实行“区域分水”，具体可采用“政治民主协商制”。政治民主协商机制实际上是一种谈判和投票机制，地方利益主体通过广泛参与反映地方利益，实行地方投票、中央拍板、民主集中，在一定规则下达成一致，其结果不一定是谈判各方的最优解，但却是较优解或妥协解，这将带来区域整体用水效益的提高。同时，这一机制也要能容纳于中国现行法律框架之下。

5.3.2　跨流域用水定额论证和管理制度

中国的水资源状况和经济社会发展特点，决定了跨流域调水是 21 世纪中国水利的一大特点。跨流域调水的目的是为了切实提高水资源调出区和调入区的水资源承载能力，既不能以牺牲生态和环境为代价来换取一时的经济发展，也不能为了确保满足此地的用水需求而影响到彼地的用水安全。因此在实施跨流域调水之前必须要进行跨流域用水的论证，遵循“先节水、后调水，先治污、后通水，先环保、后用水”的基本思想，在充分证明没有牺牲生态、环境和调出区用水安全的前提下才能实施跨流域调用水。同时，必须建立与社会主义市场经济相适应的利益补偿和管理监督制度，这样才有利于发挥专业部门的行业优势，有利于水资源的统一管理和优化配置。

5.3.3　节水激励机制

建立节水激励机制，主要是要从经济上建立补偿奖励机制，从而提高行业自我保护的能力。对于定额用户完成节水指标者给予适当的奖励，对于超额或者没有完成节水指标者，给予适当的惩罚。这样可以促使用户自觉的采用科学的用水方式或高效的节水器，由耗水多的作物改为耗水低的作物，或者采用先进的节水设施，保证定额的有效执行，达到水资源高效利用的目的。

5.4　特殊用水定额制度

在中国，除了我们所熟知的生活、农业和工业用水之外，还有一些特殊用水，例如建设公共事业用水，保障救灾、医疗、公共安全等突发事件的公共用水以及包括生态用水都属于特殊用水的范畴。针对这类用水的特殊性需要制定特殊的定额制度，做到有备无患，万无一失。

为了建立长效特殊用水保障机制，有许多的工作要做，其中制度建设是不可或缺的。特殊用水定额制度建设中需要包括以下几部分内容。

A．制订特殊用水保障的规划。制订特殊用水规划是保障特殊用水的前提和保证。特殊用水规划必须与其它相关规划相协调。特殊用水必须在水资源综合规划、专业规划以及在其他国民经济有关的规划中占有一定的地位。

B．构建特殊用水技术与理论保障体系。目前，我们需要所急需建立的是特殊用水评价理论和指标体系，合理评价特殊用水，确立特殊用水阈值，编制特殊用水各种预案，完善特殊用水监测体系，建立特殊用水专家支持系统，构建特殊用水技术保障体系。

C．建立特殊用水补偿机制。近年来，各种用水挤占特殊用水很明显，缺乏有效的用水补偿机制，导致特殊用水不能保障，造成了巨大的经济和环境的损失。我们必须建立起特殊用水的补偿体系，建立特殊用水补偿制度。遵循“谁挤占，谁补偿；谁受益，谁补偿”的原则，同时完善和建立相应的追究责任制。

5.5　用水类别定额监督制度

中国水资源国家所有的性质及其稀缺性的严峻形式必然要求建立有效的监督制度，这是保障用水定额制度有效运作的重要保证，也是水资源可持续利用的关键。用水类别定额监督制度包括两部分内容：一是对制定合理用水定额的监督；二是对用水定额的实施进行监督。用水定额监督制度还需要注意以下几点。

A．用水类别定额监督制度不是孤立的个体，而且与用水定额制度紧密联系，监督制度应该与其他制度建设相辅相成，从而保证制度的有效性和全面性。

B．将用水定额实施过程纳入用水类别定额监督制度的考虑范围之内，严格控制用水定额的各项指标，保证定额管理落到实处，并且适应水资源优化配置的要求。

C．保证监督的公开性和公正性，提高监督人员的自身素质和技术水平，充分发挥该项制度的作用。

5.6　行业用水定额调整

行业用水比例调整主要针对北方资源性缺水的地区，从以需定供的用水模式逐步过度到以供定需的供用水模式中。总体目标是控制工业，特别是高耗水工业的用水。除了工业用水水价要适当提高以外，工业用水定额也要更加严格，例如，对于原先使用二次平均法确定的定额，现可提高为三次平均法确定出定额值或者采取类比系数法。行业用水比例调整的方法，可在这些地区首先进行供需水预测，首先保证人们的生活用水，并适当留用余地。

5.6.1　工业用水定额调整

目前对于工业用水定额的认识还没有统一。按照现有的用水定额制定方法，就会发现定额的管理问题多，变化快，使用不方便。有的认为工业用水与企业的规模有关，有的认为与企业的开工率有关、管理水平和生产季节有关。但是这里有一个模糊的问题是把产品的用水定额和企业的用水指

标混为一谈。在此对用水定额的定义确定为：用水定额就是指在一定生产规模和技术水平（工艺过程）下生产单位产品所需要取用的新水量。

工业用水定额中不同产品的用水定额是不一样的，但是为了管理上的方便，可以设计一个一定规模上的标准定额，对于不同的生产规模则利用指标调整的方式进行修正。至于人们习惯上认为的时间演变、开工率和管理水平等都只是定额管理上要考虑的因素，也就是企业用水指标的影响因素，而不对定额值本身有影响。

工业用水定额的制订是一个系统的过程。根据《工业企业产品取水定额编制通则》工业用水可分为主要生产用水、辅助生产（包括机修、运输、空压站等）用水和附属生产用水（包括绿化、浴室、食堂、厕所、保健等）。其中主要生产用水是用水定额管理的基本环节。在制订一种产品的用水定额时，核心是对生产用水定额的测算。

对工业用水定额的调整主要体现在以下三个方面：

A．定额的主要划分。主定额和辅助定额。主定额指单位产品生产所需要的取用水量，包括生产和辅助生产用水两个部分。辅助定额包括附属生活用水定额和企业的万元产值取水量。

B．产品生产的工艺过程是决定工业用水定额的主要影响因素。在某一种产品的生产工艺过程确定的条件下，其单位产品的取水定额是一个固定值。对于同一种产品的生产，如果生产过程所取用的原料不同、工艺方式不同，可以有不同的用水定额。企业的设计规模对于用水定额也有一定程度的影响，但是在定额管理中，为了使用水管理更为简便和易于操作，建议在确定一个一定规模的标准定额的基础上，可以用指标修正的方法进行调整。

C．实现用水定额管理的核心，就是要把所制定的用水定额转换成一个可以操作执行的行业和企业的用水指标。这个用水指标的确定是以产品的用水定额为核心，综合考虑以下因素：附属生活用水、企业规模、企业的开工率、企业的节水管理水平和季节的波动性等。

工业企业的产品的取水定额应是固定的，而用水指标是可以根据一些影响因素发生变化，是有一定弹性的,工业用水定额的调整就是可以通过用水指标来实现。

5.6.2　生活及农业用水定额调整

生活用水定额及农业灌溉用水定额应当按季节和地区的不同有所区别，对于农业灌溉用水定额还应当根据不同的来水频率分别设计农业用水定额值。实际上许多省出台的农业灌溉定额已经进行了区分，因此生活及农业用水定额的调整比较简单，这里就不进行展开。

5.6.3　生态用水定额调整

为实现水资源可持续利用战略，满足生态环境需水量，需要对生态用水定额进行合理配置和调整。调整可以分区域间和区域内两个层次：区域间配置，其任务是通过跨流域调水工程进行较大范围内的水量调配，以改善水资源分布不均，缓解流域或区域水资源不足的矛盾；区域内配置，以流域为基础，充分发挥当地水资源的作用，进一步加强节约用水，提高水的利用效率，保证生态环境用水。

进行生态用水定额的调整应该从以下几个方面着手：

A．高效用水，回归挤占的生态环境用水。制定区域各行业用水和节水规划，将用水指标分配

到各区域和各行业，严格监督管理。要制定节水技术标准，在技术上强制实行节水措施，鼓励发展节水产业。引入新方法和新技术，采取有力措施，保证在中远期目标实现全区节水灌溉，工业企业采用节水型新工艺。在农业灌溉规划中，减少水浇地面积，扩大林果面积和牧草地面积，增加喷灌和微灌面积，提高灌溉水的有效利用系数。工业节水可分为直接节水、间接节水和替代节水，提高工业用水重复利用率，合理调整工业结构，改进生产设备，提高生产工艺。

B．雨水资源化，充分挖掘当地水资源潜力。一般而言，雨水资源化有两种途径：一是雨水的自然资源化过程，其含义是雨水通过入渗进入土壤，增加土壤水库储水量，直接供给植物生长；二是雨水的人为资源化过程，主要是经过人为干预，使雨水变为雨水资源。利用集雨工程和蓄滞洪区截流和滞纳一部分雨洪水，既可以增加湿地面积，又可以在干旱缺水季节，调节径流量和改善生态环境。

C．污水回用，改善生态环境。目前，大部分废污水未经处理排放，而且大部分用于农业灌溉。即使一些经过处理的废污水也未得到较好的利用，随着水污染防治力度的加强，污水处理设施将大幅度增加，污水处理率也将不断提高。用水重复率的提高，将为湿地生态环境需水提供空间，同时也将改善湿地生态环境。

D．跨流域调水，保证重要系统生态环境需水。南水北调解决的既是经济问题，也是政治、社会、生态和环境问题。它的功效就在于：可以对流域经济社会长期可持续发展提供可靠的水资源保障，可以稳定流域农业生产水平，可以控制和恢复地下水位、保护和维持生态环境功能、防止岸线侵蚀和海水入侵等。南水北调是构筑中国黄淮海流域乃至整个北方地区经济社会可持续发展的水资源保障体系的有效途径，是全面建设小康社会重要的基础设施。工程在给城市供水的同时，由于大量地表水体进入流域以及人为的调控，将会使流域水循环过程发生较大变化，从而改善与之相关联的水生态环境。

5.7　小结

本章在用水类别定额制度的框架下，对用水类别定额制度的具体内容进行了分析研究。按照用水类别定额制度建设所需要遵循的原则，就如何进一步完善用水类别定额的制定制度和贯穿整个用水类别定额的实施过程之中的审核制度，如何健全针对实际问题的用水类别定额监督制度，如何建立用水类别定额协调制度、用水定额调整制度和特殊用水定额制度进行了深入的研究。最后，研究报告还按照制度建设的具体内容和用水的目标对不同类别的用水定额的合理化调整提出了建设性的意见。

第 6 章　用水类别定额制度实施建议

总量控制和定额管理是支撑水权制度的两套指标体系。用水类别定额作为指标体系之一，是其它水权制度建设的基础与依据，缺少必要的定额管理手段，水权就得不到真正的保障。因此，用水类别定额管理制度在水权制度体系中处于基础地位，其建设应处于水权制度建设的第一阶段。

6.1　建设的主要内容

根据上一章的分析，用水类别定额制度建设的主要内容包括用水定额制定与调整制度、用水定额审核与管理制度、用水定额协调制度、特殊用水定额制度和用水定额监督制度等内容，见图 6-1。

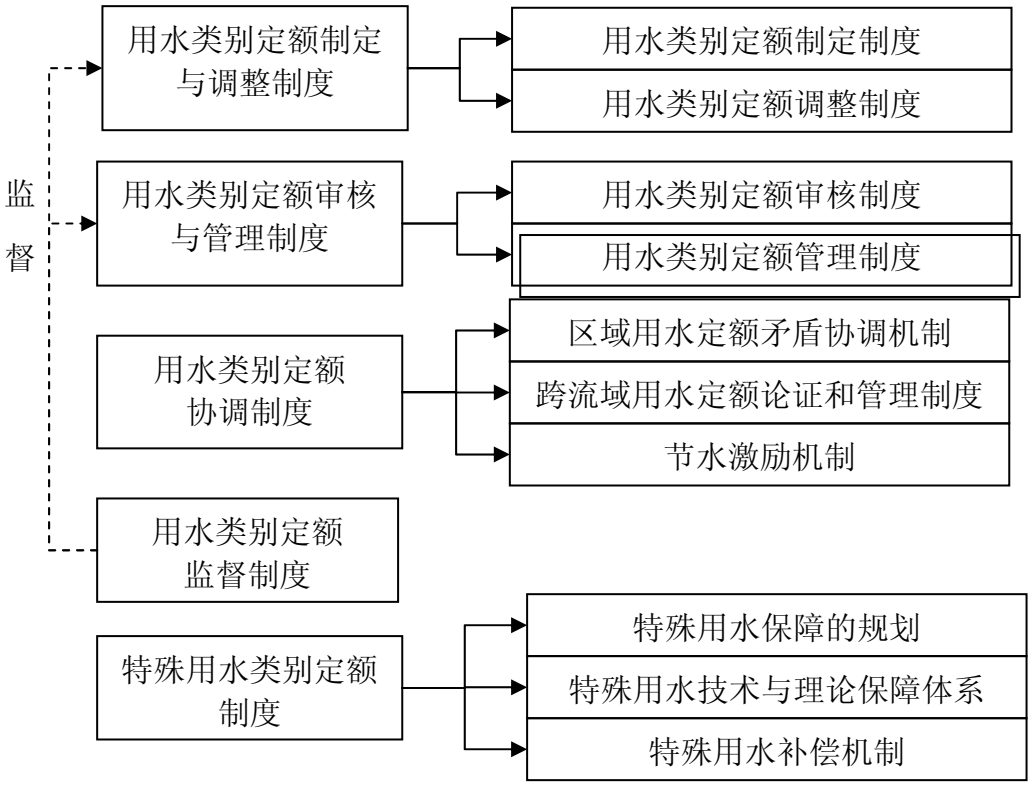


图 6-1 用水类别定额制度建设内容

其中用水类别定额监督制度不仅要对用水定额的制定和实施发挥作用，同时也要对用水类别定额制度的制定与调整、用水类别定额的审核与管理发挥作用。

6.2　用水类别定额制度与其它水权制度的关系

图 6-2 是水权制度体系逻辑关系图，从图中可以看出用水类别定额制度在水权制度体系中的地位以及与其它水权制度的相互关系。可以看出用水类别定额制度直接影响到水资源的分配，同时还间接地对取水许可、用水转移、水权转让和水市场等内容产生重要的影响。

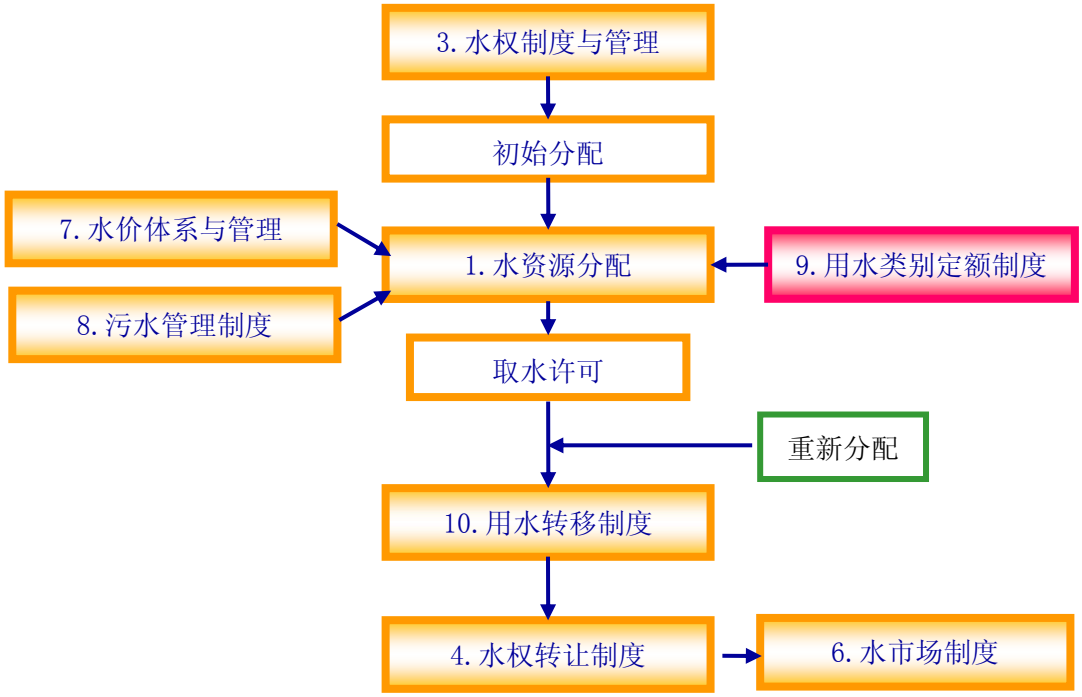


图 6-2 水权制度体系逻辑关系图

用水类别定额制度中的具体建设制度也与其它水权制度的研究内容有着有机的联系。譬如在用水定额制定与调整过程和用水矛盾协调过程中势必要牵涉到水价的因素。在水资源短缺的情况下，用水者取得水要付出代价，这个代价包括其他用水者和其他用水类别减少用水的损失。只有包括资源水价的水价，才是完整的水价，否则就没有反映用水的全部机会成本，也就不能正确引导资源配置，因此，用水类别定额调整制度中需要与水价制定制度相结合，因此该部分制度建设内容需要与水权制度建设研究专题七（水价体系及管理制度相关研究）相互结合。另外用水定额调整制度也与专题八（污水排放管理制度研究）有着不可分割的联系，随着污水治理的推进，水质性缺水地区的可用水量得到增加，地区的水资源承载能力也逐步增强，在此基础上所进行的用水定额调整与污水排放管理制度的研究有着紧密的联系。

6.3　用水类别定额制度实施阶段

用水类别定额制度体系是一个有机的整体，在进行相关制度的建设和完善的同时，对其它制度内容也会产生一定的影响。按照各项制度建设的具体内容和不同性质，可以将用水类别定额制度分新建和完善两个阶段进行实施。

6.3.1　新建阶段

新建阶段的主要任务是对中国用水类别定额制度体系中欠缺的部分加以补充，包括区域用水矛盾协调机制、跨流域用水定额论证和管理制度及节水激励机制在内的用水协调制度以及特殊用水定额制度。用水类别定额协调制度作为新的建设内容要先协调区域内部用水定额矛盾，然后再进行跨流域用水定额的论证和管理制度的研究，因此在建设时间上跨流域用水定额论证和管理制度要晚于

区域用水定额矛盾协调机制，而节水激励机制作为有效实行用水定额的重要手段应作为首批建设内容；特殊用水定额制度作为首批建设内容，不仅需要对已有特殊用水的使用和管理做出规范，还要在制度建设中对将来可能出现的特殊用水加以考虑。

6.3.2　完善阶段

完善阶段的主要任务是针对实际情况对中国用水类别定额制度体系中已有制度的不足之处加以完善。一方面对目前中国已有的用水类别定额的制定、审核和收益补偿制度进行完善，另一方面也对第一阶段所建设的制度进一步推敲与完善。用水类别定额制定和审核制度目前已有一些制度，但是，这些制度主要是对水资源管理权的规定，而不是对所有权行使主体的规定。同时，虽然《水法》规定了取水许可制度，但实际上该制度并没有赋予用水者明确的使用者主体地位，用水者的用水权利既不具有长期稳定性，也不具有转让用水权的权利。通过以上分析可以看出，在完善阶段所要进行的工作还很多，不仅需要针对已有制度的不完善环节进行修补，还要对新建阶段的制度建设内容进行检验，最终使得用水类别定额制度能够对水权制度产生积极的推动促进作用，实现水资源的优化配置和可持续利用。

6.4　建设进程表

制度的逻辑性和重要性决定了各个制度建设有着先后次序。根据各种制度的性质和与其它制度的关系，本报告提出了按五年的建设时间的建议建设进程表（见表 6-1）。

表 6-1 用水类别定额制度建设进程表

建设阶段与内容 \ 建设时间			第1年	第2年	第3年	第4年	第5年
新建	用水类别定额协调制度	区域用水定额矛盾协调机制	━	━			
		跨流域用水定额论证和管理制度		━	━		
		用水激励机制	━	━			
	特殊用水定额制度		━	━	━		
完善	用水类别定额制定制度				━	━	
	用水类别定额审核制度			━	━	━	
	用水类别定额收益补偿制度				━	━	━

6.5　用水类别定额制度保障措施

用水类别定额制度体系的建立和各项具体制度的顺利展开需要相应的保障措施。保障措施主要从三个方面考虑，一是政策，二个是资金，三是人才。

6.5.1　政策保障

在用水定额制度的建设和完善阶段，要由中央或者中央授权有关部门出台用水定额制度建设的指导性文件，以规范各个省、自治区、直辖市用水定额制度的制定。指导性文件应以有利于全国水资源综合开发，改善水资源条件，提高水资源利用率为中心，从全局的角度出发结合中国各个地区的实际情况，提出制度的建设框架标准，最终形成一个全国性框架下的完整制度体系，从而促进水权制度的进程，达到科学有效地利用水资源的最终目的。

6.5.2　资金保障

制度建设侧重于理论研究，但是理论不经过实践的检验就只是空中楼阁，因此在有了相关政策保障的基础上，还有投入相应的资金对相关理论进行必要的研究与实践，在实践的基础上发现问题，解决问题，完善制度，这样才能将制度建设落到实处。

全国性的用水定额制度研究经费由中央财政支付，而地方的用水定额制度的研究和制定可以由中央和地方两级财政共同支付，建立中央与地方财政协调制度。

6.5.3　人才保障

用水定额经常需要根据不同情况进行调整，而且用水定额制度的研究和管理的专业化程度较强。因此，除了需要加强所涵盖专业的复合型人才的培养之外，还需要对岗位人员进行相关内容的培训和再学习，通过这样两种途径加强人才保障。

6.6　小结

按照新建和完善两个阶段进行用水类别定额制度体系的建设，充分考虑具体制度之间的内在关系，建立相应的建设次序是用水类别定额制度建设顺利进行的必要条件。在进行制度建设的同时必须要加强政策、资金和人才方面的保障，加强与其它水权制度的协调和联系，从而才能从根本上达到建立健全用水类别定额制度的目的。该建设方案的最大特点就是通过合理的建设顺序将适用于用水定额各个方面需要不同的制度有机地联系起来。

第 7 章　研究结论

通过本课题的研究，得到以下研究结论：

一、用水类别定额制度在水权制度建设中具有重要的基础地位。用水类别定额制度的研究不仅能够规范定额管理的方式，而且能够保障水权分配的科学性和合理性，落实各项用水指标，缓解水资源供需矛盾的加剧，避免水资源的浪费和不合理开发。另外，用水类别定额制度在直接影响到水资源分配的同时，还间接地对取水许可、水权转让以及水市场的建立等产生重要的影响。

二、科学合理的用水分类是用水定额及其制度建设的基础。在对用水分类进行细致研究之后发现，合理的用水分类不仅能够简化用水定额的制定，而且能够在用水类别定额制度体系的建立过程中发挥重要作用。

三、用水定额及其制度的制定需要综合考虑多方面因素。通过课题研究发现，影响用水定额制度建设的因素很多，而且不同类别用水定额的影响因素也各不相同，如果只是片面考虑将对未来的用水类别定额制度造成巨大隐患。

四、用水类别定额制度建设应有明确的思路和框架。经过大量基础性的资料收集和信息分析之后，综合考虑中国用水类别定额制定所存在的问题和用水定额制度体系建设过程中所要考虑的因素，中国的用水类别定额制度应以建立完善的水权制度体系为最终目标，从用水定额制度所存在的问题入手，明确构建用水类别定额制度的思路，搭建用水类别定额制度的框架。

五、用水类别定额制度建设的具体内容广泛。通过深入的研究发现，随着水环境的进一步恶化和水资源的日益短缺，用水定额势必与人们的生活与生产发生紧密的联系，除了本课题所研究的问题之外还将有更多的新问题随之出现，因此，用水类别定额制度的研究和建设内容将在以后更加广泛和重要。在进行用水类别定额制度建设的过程中还必须要重视的就是用水定额规范化、标准化管理，只有这样才能将中国的水权制度规范化、国际化。

六、用水类别定额作为水权制度的指标体系之一，是其它水权制度建设的基础与依据，其建设应处于水权制度建设的第一阶段。按照各项制度建设的具体内容和不同性质，应将用水类别定额制度的具体内容按照一定的先后次序分别建立。建设时间可以在参考建设进程表的基础上结合建设过程中的实际情况进行相应的调整。建设过程中还需要加强包括政策、资金和人才等各方面的保障措施。

主要参考文献

【1】中华人民共和国水利部．1997 年中国水资源公报．1997；
【2】中华人民共和国水利部．1998 年中国水资源公报．1998；
【3】中华人民共和国水利部．1999 年中国水资源公报．1999；
【4】中华人民共和国水利部．2000 年中国水资源公报．2000；
【5】中华人民共和国水利部．2001 年中国水资源公报．2001；
【6】中华人民共和国水利部．2002 年中国水资源公报．2002；
【7】中华人民共和国水利部．2003 年中国水资源公报．2003；
【8】中华人民共和国水利部．2004 年中国水资源公报．2004；
【9】水利部黄河水利委员会．1999 年黄河水资源公报．1999；
【10】水利部黄河水利委员会．2000 年黄河流域水资源公报．2000；
【11】水利部黄河水利委员会．2001 年黄河流域水资源公报．2001；
【12】水利部黄河水利委员会．2002 年黄河流域水资源公报．2002；
【13】水利部黄河水利委员会．2003 年黄河流域水资源公报．2003；
【14】水利部黄河水利委员会．2004 年黄河流域水资源公报．2004；
【15】水利部珠江水利委员会．2000 年珠江流域水资源公报．2000；
【16】水利部珠江水利委员会．2001 年珠江流域水资源公报．2001；
【17】水利部珠江水利委员会．2002 年珠江流域水资源公报．2002；
【18】水利部珠江水利委员会．2003 年珠江流域水资源公报．2003；
【19】水利部珠江水利委员会．2004 年珠江流域水资源公报．2004；
【20】水利部长江水利委员会．1998 年长江流域水资源公报．1998；
【21】水利部长江水利委员会．1999 年长江流域水资源公报．1999；
【22】水利部长江水利委员会．2000 年长江流域水资源公报．2000；
【23】水利部长江水利委员会．2001 年长江流域水资源公报．2001；
【24】水利部长江水利委员会．2003 年长江流域水资源公报．2003；
【25】水利部长江水利委员会．2004 年长江流域及西南诸河水资源公报．2004；
【26】水利部海河水利委员会．1998 年海河流域水资源公报．1998；
【27】水利部海河水利委员会．1999 年海河流域水资源公报．1999；
【28】水利部海河水利委员会．2000 年海河流域水资源公报．2000；
【29】水利部海河水利委员会．2001 年海河流域水资源公报．2001；
【30】水利部海河水利委员会．2002 年海河流域水资源公报．2002；
【31】水利部海河水利委员会．2003 年海河流域水资源公报．2003；
【32】水利部海河水利委员会．2004 年海河流域水资源公报．2004；
【33】水利部太湖流域管理局．2003 年度太湖流域及东南诸河水资源公报
【34】广东省水利厅．2002 年广东省水资源公报．2002；
【35】广东省水利厅．2003 年广东省水资源公报．2003；
【36】广东省水利厅．2004 年广东省水资源公报．2004；
【37】广东省行业用水定额编制小组．广东省取（用）水定额．2005.7；

【38】江西省水利厅．江西省城市生活用水定额．2004；
【39】江西省水利厅．江西省工业企业主要产品用水定额．2004；
【40】上海市水务局．上海市用水定额（试行）．2001.3；
【41】中华人民共和国水法．2002.10；
【42】李晶，宋守度，姜斌等.《水权与水价》．北京：中国发展出版社，2003；
【43】敬正书主编.《2004 中国水利发展报告》．北京：中国水利水电出版社报，2004；
【44】敬正书主编.《2005 中国水利发展报告》．北京：中国水利水电出版社报，2005；
【45】林洪孝，王国新．用水管理理论与实践[M]．北京：中国水利水电出版社,2003.7；
【46】封晨辉，陈林．制定合理用水定额科学管理水资源[J]．河北水利水电技术,2002.6：41-43；
【47】傅金祥,李奇,董欣东等.我国用水定额制定现状及待解决的问题[J].给水排水,1994.2:15-17；
【48】冉连起.对确定用水定额相关问题的探讨[J].中国水利,2005.11:19-20
【49】 参.诺斯，（1981，1991），《经济史中的结构与变迁》，上海三联书店，1991 年版，第 68 页；
【50】North (1991),"Institutions", JEP, Vol5, No.1, Winter, pp. 97-112.；
【51】《以色列水法》，水信息网：http://www.hwcc.com.cn/；
【52】《法国水法》，水信息网：http://www.hwcc.com.cn/；
【53】《中华人民共和国水法》，中华人民共和国水利部网站： http://www.mwr.gov.cn/；
【54】《工业用水考核指标及计算方法》，中华人民共和国城乡建设环境保护部，1987.4；
【55】《取水许可技术考核与管理通则》，国家质量技术监督局，1998.12；
【56】《评价企业合理用水技术通则》，国家技术监督局，1994.2；
【57】《国民经济行业分类与代码》，国家技术监督局，1995.2；
【58】《工业用水分类及定义》，（CJ19-87）；

课题 10

用水转换制度相关研究

目　　录

第 1 章 农业用水的基本特点.....1
1.1 用水总量大，季节性强.....1
1.2 用水效率低、节水潜力大.....1
1.3 用水效益低.....1
1.4 用水比重呈递减趋势.....1
1.5 用水价格低，并且水费实际收缴率低.....2
1.6 本章小结.....3
第 2 章 中国农业用水转换的现状及变化趋势.....4
2.1 农业用水转换现状.....4
2.1.1 农业用水向生态用水的转换.....4
2.1.2 农业用水向工业用水的转换.....4
2.1.3 农业用水向城市用水转换.....6
2.2 农业用水转换的变化趋势.....7
2.2.1 转换的范围将逐渐扩大.....7
2.2.2 转换的对象也逐渐多样化.....7
2.3 农业用水转换的制度环境变化.....7
2.3.1 转换的机制和制度将更加健全.....7
2.3.2 用水转换的相关法律法规将更加完善.....7
2.4 本章小结.....8
第 3 章 国外农业用水转换制度研究.....9
3.1 农业用水转换的特点.....9
3.1.1 政策的非统一性.....9
3.1.2 转换形式的多样性.....9
3.1.3 水权的明晰性.....9
3.1.4 制度的保障性.....10
3.2 农业用水转换的保障措施.....10
3.2.1 法律保障.....10
3.2.2 政策保障.....11
3.2.3 机制保障.....11
3.3 农业用水转换的价格制定方法.....12
3.3.1 机会成本定价法.....12
3.3.2 非正规水市场定价法.....12
3.3.3 正规水市场定价法.....13
3.4 农业用水转换的补偿.....13
3.5 本章小结.....14
第 4 章 农业用水转换制度的理论分析.....15

4.1 农业用水转换的发生条件 15
4.1.1 水资源总体短缺 15
4.1.2 农业有富余的水可以转让 15
4.1.3 基础设施可行 15
4.1.4 制度保障有力 15
4.2 农业用水转换的驱动因素 16
4.3 农业用水转换的类型划分 17
4.4 农业用水转换的效应分析 17
4.4.1 农民的节水意识将得到增强 17
4.4.2 农业灌溉工程节水改造的投融资渠道将进一步拓宽 17
4.4.3 有利于灌区农业增收和减轻农民负担 17
4.4.4 有助于促进产业结构调整和水资源优化配置 18
4.4.5 区域水资源短缺的瓶颈得到突破，有力地拉动区域经济发展 18
4.4.6 政府在水资源优化配置中的宏观调控作用将更加突出 18
4.4.7 进一步推动节水型社会建设 18
4.5 本章小结 18

第 5 章 农业用水转换的机制框架设计 20
5.1 农业用水向工业用水转换机制框架 20
5.1.1 政府调控 20
5.1.2 市场引导 20
5.1.3 多边协商 21
5.2 农业用水向城市用水转换机制框架 21
5.2.1 政府调控 21
5.2.2 准市场运作 21
5.2.3 公众参与 22
5.3 农业用水向生态用水转换机制框架 22
5.3.1 政府主导 22
5.3.2 财政投入 22
5.3.3 社会赞助 23
5.3.4 多边协商 23
5.3.5 公众参与 23
5.4 本章小结 23

第 6 章 农业用水转换价格的定价制度 25
6.1 农业用水转换价格的影响因素 25
6.1.1 水资源条件 25
6.1.2 工程条件 25
6.1.3 地区经济发展水平 25
6.1.4 用水转换形式 26
6.1.5 政策因素 26

6.2 农业用水转换价格的确定原则 26
6.2.1 以供水成本为基础的定价原则 26
6.2.2 双方协商的原则 26
6.2.3 政府监管的原则 27
6.2.4 公众参与定价的原则 27
6.3 农业用水转换价格的测算 27
6.3.1 测算依据 27
6.3.2 用水转换的价格 28
6.4 农业用水转换价格的确定程序 29
6.4.1 供水成本和相关费用测算 29
6.4.2 交易双方进行协商 29
6.4.3 意见征询 29
6.4.4 报上级价格主管部门审批 29
6.5 本章小结 29
第 7 章 农业用水转换的补偿制度 30
7.1 补偿制度基本框架 30
7.1.1 补偿的条件 30
7.1.2 补偿的原则 30
7.1.3 补偿的承担者与对象 31
7.1.4 补偿方式 31
7.1.5 补偿渠道 31
7.2 补偿额的确定 32
7.2.1 补偿额的影响因素 32
7.2.2 补偿额的确定原则 33
7.2.3 补偿额的测算 33
7.3 本章小结 34
第 8 章 农业用水转换的协商制度和利益调整机制 35
8.1 农业用水转换中相关部门之间的利害关系分析 35
8.2 农业用水转换协商制度的构想 36
8.3 农业用水转换中的利益调整机制 37
8.3.1 市场的初次分配机制 37
8.3.2 政府的再分配机制 37
8.4 本章小结 38
第 9 章 农业用水转换中的农业和农民利益保护制度 39
9.1 农业和农民利益保护制度设计的原则 39
9.2 农业和农民利益保护制度的主要内容 39
9.2.1 基本农田用水保证制度 40
9.2.2 农民利益保护制度 40
9.3 本章小结 41

第 10 章 中国农业用水转换的实证分析.....42
10.1 不同类型农业用水转换的转换机制特点.....42
10.2 不同类型农业用水转换价格的确定方法.....43
10.3 不同类型农业用水转换的利益调整.....43
10.4 本章小结.....44
第 11 章 中国农业用水转换制度建设的实施建议.....45
11.1 农业用水转换制度建设的主要内容及与其他专题相关制度之间的关系分析.....45
11.1.1 农业用水转换制度建设的主要内容.....45
11.1.2 与其他专题相关制度之间关系.....45
11.2 农业用水转换制度建设的实施阶段.....47
11.3 农业用水转换制度建设的实施方式.....48
11.4 当前迫切需要解决的问题.....48
11.5 本章小结.....49
第 12 章 研究结论.....50

第1章 农业用水的基本特点

农业用水泛指用于农业生产活动的水资源，主要是灌溉用水。中国是一个农业大国，大多数地区采用传统的农田灌溉方式，在一些地区大水漫灌现象很普遍。农业是用水量最大、水资源浪费最严重的行业，也是节水潜力最大的行业。中国农业用水具有以下几大特点：

1.1 用水总量大，季节性强

2003 年中国用水总量 5320.4 亿 m^3，其中农业用水总量为 3432.8 亿 m^3，占 64.5%，在中国北方地区农业用水比重还高达 80%。中国农业用水的 90%是灌溉用水，由于农作物的生长周期特点，农业用水季节性很强，通常是春灌期用水量大，夏、秋、冬三季灌溉用水量相对较小，而且采取轮灌方式。而中国汛期基本上集中在夏季。

1.2 用水效率低、节水潜力大

中国灌溉用水利用系数仅 0.45 左右，略高于 90 个主要发展中国家的平均水平（0.38），排列印度（0.54）和埃及（0.53）之后。而发达国家从 20 世纪 60 年代大力推广采用节水技术，发展节水灌溉，平均灌溉水利用系数可以达到 0.7-0.8。到 2015 年，全国 402 处大型灌区全部实施节水改造后，在用水总量不增加的情况下，亩均毛灌溉定额由现在的 641 m^3 降低到 507m^3，灌溉水利用系数由目前的 45%提高到 54%，可节约灌溉用水 330 亿 m^3。

1.3 用水效益低

中国农业产值约占国内生产总值的 20%。农业种植作物主要是粮食作物，包括水稻、小麦、玉米等，经济作物数量很少。中国灌溉农业较发达。目前全国水浇地不足耕地总面积的一半，却占了全国粮食作物的 65%、经济作物的 60%和蔬菜生产的 80%。据调查，目前中国大部分地区农田灌溉存在很大的盲目性，缺乏与之相配套的农艺节水措施。由于沿用传统的栽培管理模式和采用传统落后的农业灌水方式，不能适应气候和土壤特点，不能因墒情和作物种类进行灌溉，灌水次数多和灌水量大，造成灌溉水利用效率低和土壤水利用不充分，影响了水分生产效率，不仅浪费了宝贵的水资源，而且造成土壤板结，农业生产效益难以提高。目前中国亩均用水量为 1000 m3，农产品原本属于低附加值产品，农产品价格较低，从而造成农业用水效益低下。

由于农业发展的需要，中国自 20 世纪 50 年代开始开展作物需水量和灌溉制度试验研究，发展节水灌溉。截止到 2002 年，全国节水灌溉工程面积已达到 3 亿多亩，约占农田有效灌溉面积的 36%。其中防渗渠道控制灌溉面积 1.7 亿亩，管道输水灌溉面积 9000 多万亩，喷灌面积 3500 万亩，微灌面积 450 万亩。据初步统计，全国大型灌区通过节水改造，共新增、恢复灌溉面积 2600 多万亩，改善灌溉面积 5800 万亩；新增农业生产能力（折合粮食）近 90 亿 kg，平均每投入 1.3 元可新增 1kg 粮食生产能力。

1.4 用水比重呈递减趋势

新中国成立以来，中国的灌溉面积发展很快，已经从 1949 年的 2.4 亿亩发展到目前的 9.1 亿亩。农业用水量经历了一个快速增长的过程。未来中国灌溉面积会有所增加，但变化不大。随着中国经济的快速发展和城市工业的发展，农业用水比重近 20 年来一直呈现递减趋势。1980 年农业用

水量占中国用水总量的 88%，目前已经减至 64.5%。未来由于城市化进程的加快和工业的迅猛发展，农业用水量所占比重还将进一步下降。尽管如此，农业产量(包括种植业、畜牧业、渔业和林业)还是会有大幅提高，化肥用量的增加、灌溉发展、农业科研和技术转让将为农作物增产提供可能性。近 10 年中国农业用水量变化趋势见图 1-1。

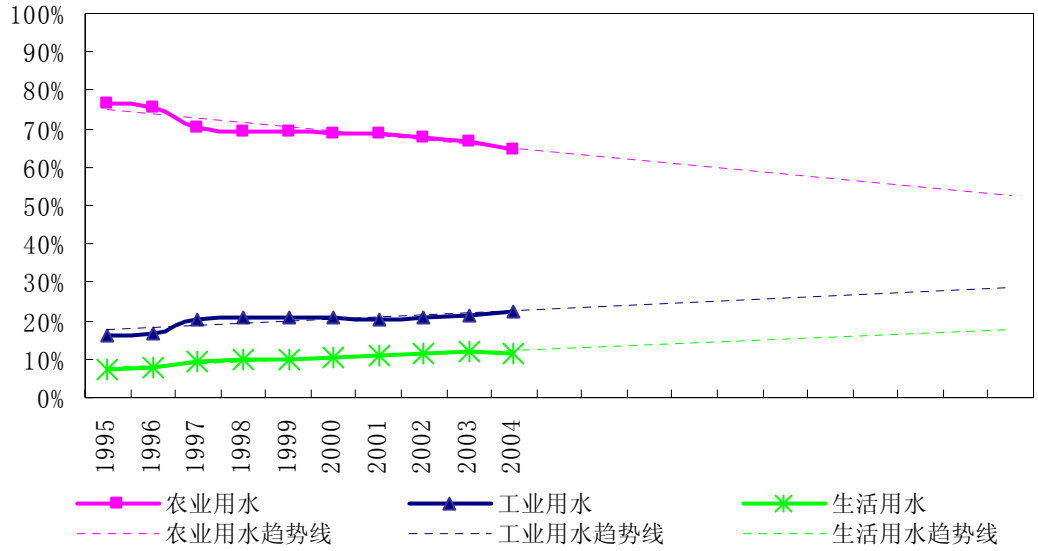


图 1-1　1995-2004 年我三次产业用水量变化

1.5 用水价格低，并且水费实际收缴率低

绝大多数农业水价远没有达到供水成本水平，多数农业灌区的现行水价只有供水成本的 50%～60%。许多地方由于农民的负担能力有限，政府没有明确的补贴办法，灌溉水价不能反映运行成本，致使许多灌区不但不能按期更新改造，甚至不能维持简单再生产。据最新调查，华东、华中 18 家农业供水单位平均农业供水价格仅 0.0198 元/ m^3。湖南省平均农业供水成本 0.10 元/ m^3，实际价格水平只有 0.02～0.03 元/ m^3，个别地区甚至无偿供水。东北地区农业供水总成本在 0.10～0.15 元/ m^3，实际价格水平为辽宁 0.03～0.05/ m^3、黑龙江 0.02 元/ m^3。全国目前水利工程农业供水平均水价虽然从 1994 年的 0.0161 元/m^3 增加到 0.0363 元/m^3，增长幅度很大，但仍处于低水平，远没有达到供水成本。农业水费的实际收缴率也不高，全国平均实收率约为 71%。低价供水导致灌区靠拖欠水库水费维持，水库靠工业、生活供水水费维持，没有工业、生活供水，水库、灌区都难以维持现有的局面。

同时，农业用水水费计收方式不科学。以往多是采用“计收实物”或“实物计价、货币结算”的计收方式，水价随粮食价格的起伏而波动。尤其是 90 年代后期，农产品价格持续走低，使得农业用水价格水平不升反降。以湖南为例，1990 年稻谷价格为 160～200 元/100kg，而水费标准则为每亩 9-13kg 稻谷；2000 年和 2001 年稻谷平均价格只有 90-110 元/100kg，以此测算，水费标准则更低。以粮计征有悖于现行的国家粮食流通体制政策，加大了水费征收成本和征收难度。同时由于缺乏科学规范的计量设施，计量到户难以实现，多数灌区在最终向农民收取水费时并不按照各户实际用水量征收水费，仍然实行按亩均摊的方式，由村或乡镇收缴，再加上灌区渠系年久失修，跑冒漏水较多，这种计费方式不但不能调动农民节水的积极性，反而助长了水资源的浪费。

1.6 本章小结

当前，农业用水主要具有以下方面特点：（1）中国是一个农业大国，农业生产用水总量很大，同时由于受区域气候条件的影响，农业用水的季节性也比较强；（2）由于灌区设施配套不完善，节水工程建设步伐慢，致使农业用水效率很低，具有很大的节水潜力；（3）相对其他行业用水来讲，农业用水的效益产出要低得多；（4）随着农业节水力度的不断加大和城市化进程的不断加快，农业用水的比重也呈现出一种递减趋势；（5）由于受农业可承受能力的影响，农业用水的价格普遍较低；（6）由于灌区管理体制不健全，计量设施不完善，水费的计收制度不规范，导致农业用水的水费收缴率不高。

第2章 中国农业用水转换的现状及变化趋势

2.1 农业用水转换现状

在中国，农业用水转换目前已经在一些地区产生，且转换对象和方式逐渐多样化。其中，较为典型的实例主要有：黑河流域的农业用水向生态用水转换、宁蒙地区的农业用水向工业用水转换、以及东阳——义乌的农业用水向城市用水转换。

2.1.1 农业用水向生态用水的转换

在农业用水向生态用水转换中，以黑河流域最为典型：

张掖市地处中国第二大内陆河黑河流域中游，巴丹吉林沙漠和腾格里沙漠南部边缘。在过去的半个世纪里，张掖市人口由55万人增加到了128万人，灌溉面积由103万亩增加到了近400万亩。与此相伴，张掖对黑河水资源利用也占到了全流域的83%。过多地占用水资源不仅直接导致黑河下游额济纳绿洲生态急剧恶化，也给张掖自身引来了生态麻烦，沙尘频起，靠近沙漠边缘的田地被沙漠侵蚀加速。从2000年起，为了挽救生态日益恶化的黑河流域，国务院作出了黑河中游每年向下游分水的决定。根据国务院批复的黑河干流分水方案，张掖市在2003年前必须通过压缩国民经济用水、常规节水、限制平原水库蓄水、适度增采地下水等相关措施实现预定的下泄水量任务，使正义峡增泄水量达到2.55亿m^3，也即正常年份使正义峡下泄水量达到9.5亿m^3。为满足国务院提出的调水任务要求，张掖市必须从2000年起，三年内将用水总量在2000年的基础上缩减4.8-5.8亿m^3，将国民经济用水总量控制在20-21亿m^3。2000－2003年，张掖市通过农业种植结构调整，兴建高标准衬砌渠道，实行“总量控制与定额指标相结合”一系列措施，实现了农业节水的各项目标，保证了黑河预定下泄水量任务的完成。

为了实现黑河下游下泄水量预定目标，政府在支持中游节水方面投入了14.213亿元资金，这实质上相当于政府主动购水，注入下游居延海，利用水市场增加生态用水，改善环境质量。张掖市节约2.55亿m^3的水给黑河下游额济纳旗居延海实际上是政府利用水市场改善环境质量的一个实例。

2.1.2 农业用水向工业用水的转换

在农业用水向工业用水转换中，以宁夏和内蒙古两个自治区最为突出：

宁蒙两区是经济后发地区，两区煤炭资源丰富，发展火电，将煤炭资源优势转化为经济优势，是宁蒙两区推进经济社会快速发展的主要实现方式。宁蒙沿黄地区作为两区实施经济发展战略的重点地区，按照区域经济发展战略和生产力布局，宁夏沿黄地区规划建设工业基地，规划至2020年新建7座大型火电厂，新增总装机容量1500万kW。在内蒙古，仅鄂尔多斯市与全国各大电力公司拟建的火电项目总装机就高达4000万kW。能源项目大部分都是高耗水的项目，例如采用湿冷方式冷却的火电厂，一台30万千瓦机组每年需水约450万m^3。这些高耗水的项目需要水资源的有力支撑。宁蒙两区年平均降水量300mm左右，是全国地表水资源最缺乏的省区。黄河是宁夏全区和内蒙古中西部地区的主要客水资源。2002年宁夏引用黄河水量占全区总用水量的98%。自黄委会对黄河干流实施水量统一调度以来，宁夏每年均超指标用水。内蒙古1998至2000年平均耗水量64亿m^3，超过分配指标5.4亿m^3。黄河的开发利用现状已不允许宁蒙两区新增黄河干流用水指标。另一方面，宁蒙两区用水比例严重失衡，农业用水占总用水量比例高达90%～96%。而渠系水利用系数

仅为 0.4 左右，有一半多的水在输水过程中浪费掉。宁夏引黄灌区和内蒙古黄河南岸灌区亩均毛用水量高达 1000 多 m^3，是全国平均水平的 2.4 倍。用水结构不合理，水资源的利用效益和效率不高等，都加剧了水资源短缺的紧张局势，水资源短缺日益成为宁蒙两区经济社会快速发展最重要的制约因素。

面对水资源短缺的严峻现实，黄委，宁夏、内蒙古水利厅应用水权理论对水资源进行有效配置，通过"投资节水、转让水权"的方式，成功地解决了宁蒙经济社会发展中水资源短缺的难题。宁蒙两区农业节约用水的潜力巨大。根据大型灌区续建配套与节水改造规划，对宁夏青铜峡灌区、内蒙古河套灌区进行节水改造，年节水量可达到 40.4 亿 m^3。但农业节水灌溉工程所需资金量很大。根据宁夏节水规划，至 2020 年，要节水 18.4 亿 m^3，需投资 32.98 亿元。现有依靠财政投入的资金渠道根本不足以解决如此巨大的投资。资金短缺成为农业节水最重要的制约因素。

2002 年 12 月，在水权理论的启示下，黄委针对内蒙古引黄灌区灌 排工程老化失修严重、渠道砌护率低、渠系渗漏严重、渠系水利用系数低、田间灌溉定额偏大、农业用水浪费、节水潜力巨大的实际情况，提出了“由项目业主投资农业节水工程，把灌溉过程中渗漏蒸发的无效水量节约下来，通过水权转让的办法，转移到拟建能源项目的工业用水上来”的思路。这一“投资节水、转让水权”的新思路立即得到相关各方的积极拥护。2003 年 4 月 1 日，黄委印发了《关于在内蒙古自治区开展黄河取水权转让试点工作的批复》，同意在内蒙古开展黄河干流水权转让试点，通过对镫口扬水灌区（后更换为杭锦灌域）的节水改造，把节约的水量有偿转让给达电四期工程用水。

在宁夏，为缓解近两年缺电局面，自治区政府准备支持大坝电厂（三期）项目和马莲台电厂项目上马，于 2003 年 5 月向黄委提出取水许可变更申请，7 月 28 日又向黄委报送了《宁夏回族自治区人民政府关于请求调整 40 亿 m^3 黄河用水结构的函》，提出通过产业结构调整、灌区节水工程改造、节水技术推广等措施，从国家分配的 40 亿 m^3 黄河用水指标中调剂出 8 亿 m^3 作为工业发展的后备水源。黄委根据内蒙古水权转让试点的情况，向宁夏水利厅提出投资节水、转让水权的建议。9 月 3 日，宁夏水利厅正式向黄委报送了《关于近期工业项目用水开展水权转让试点工作的请示》，黄委于次日发文同意宁夏通过对青铜峡河东灌区和河西灌区进行节水改造，把节约的水量有偿转让给大坝电厂（三期）和马莲台电厂。

2004 年 1 月 2 日，宁夏水利厅（后准备改为宁夏水利厅灌溉管理局）分别与宁夏大唐大坝第二发电有限责任公司、宁夏发电集团有限责任公司就大坝电厂三期扩建、马莲台电厂工程签订了黄河取水权转让协议。2004 年 3 月 21 日，经黄委批准的三个试点企业已分别拨付启动资金 500 万元给宁夏水利厅灌溉管理局，目前汉渠灌域向大坝电厂三期扩建工程转让部分黄河取水权项目和惠农渠灌域向宁东马莲台电厂转让部分黄河取水权项目的节水改造工程项目已经动工。至此，宁夏水权转让的两个试点方案进入实施阶段。

2003 年底，由华电国际电力股份有限公司和宁夏发电集团有限公司合作投资建设的宁夏灵武电厂项目启动，该电厂规划容量为 6 台 60 万 kW 机组。根据与宁夏自治区灌溉管理局签订的水权转让协议，灵武电厂将预计投入节水工程 3000 万元，工程竣工后，企业可以获得每年 1420 万 m^3 的用水量。到 2010 年，电厂全部 6 台机组建成后，每年的需水量是 1800 多万 m^3，再加上当地污水厂的部分中水，企业的可用水量完全可以满足生产需要。目前宁夏开展的水权转让中，自治区政府综合考虑了节水工程设施的使用年限和受水工程设施的运行年限，将水权转让期定为 25 年。转让价格除节水工程的建设、运行维护、更新改造三项费用外，还包括了兼顾农民、水管单位和生态建设的补

偿费用。

在内蒙古，自治区水利厅专门成立了水权转让项目办公室，负责管理水权转让资金和组织水权转让节水改造工程的设计、施工及监督等招投标工作，并于 2003 年 4 月就达拉特发电厂四期扩建工程取用黄河水相关问题进行批复，要求蒙达发电有限责任公司尽早开展水资源论证报告书编审和试点前期工作。

目前，这两个用水企业都已与水权转让方内蒙古黄河工程管理局和鄂尔多斯黄河南岸灌溉管理局签订了水权转让协议。按照协议的规定，3 月底前相关电力企业应投入 500 万～800 万元的资金，启动节水改造工程。据了解，鄂尔多斯市的其他 7 个工业项目也已与水利部门达成水权转让的意向。

据统计，宁夏水权转让水量 0.39 亿 m^3，占全区现状引黄工业耗水量 0.994 亿 m^3 的 40％。内蒙古拟议中的水权转让水量 0.6 亿 m^3，占全区现状引黄工业、生活耗水量 1.6 亿 m^3 的 38％。到 2004 年 3 月，两区八个大型工业项目已经签订了水权转让协议，转让资金总额已达 3.6 亿元。宁蒙两区通过一批项目的水权转让，初步建立了区域水市场的雏形。

2.1.3 农业用水向城市用水转换

在农业用水向城市用水转换中，以“东阳市——义乌市水权转让”最引人注目：

农业用水向城市用水转换以“东阳市－－义乌市水权转让”最具代表性。东阳市和义乌市皆位于浙江省中部，两市中心相距不过 10 多公里。其中，东阳市位于钱塘江重要支流金华江上游，是一个水资源相对丰富的县级市，人均水资源 2126m^3（比义乌多 88％），境内拥有两座大型水库；不仅有丰富的水源，还因处在源头，库区没有什么污染而水质优良；东阳市境内最大河流---钱塘江的三大源流之一的东阳江全长 57km，多年平均径流量达 8.74 亿 m^3。除东阳江外，还有南江及其他丰水溪流，水资源总量 16.08 亿 m^3。

东阳市于 1998 年着手对境内两个较大灌区横锦水库灌区和魏山灌区进行配套建设。其中横锦水库灌区是全市最大灌区，始建于 1958 年，1964 建成，限于当时条件，水库的建设标准低，质量不高，经过 30 多年运行，渠道渗漏严重，干渠水利用系数仅 0.5 左右，加之田间渠系不配套，普遍采用大水漫灌、串灌，造成整个灌区上游淹、中游阻、下游旱的现象严重。实际灌溉面积也逐年减少，到 1998 年，设计 12 万亩的灌溉能力实际只能灌溉 8 万多亩。1998 年东阳市投入 3880 多万元对两个灌区设施配套进行改造，完成了 69km 的干渠拓宽和防渗衬砌，使干渠延伸了 10km，对 5 条支渠进行了改造，完成了 43km 支渠的防渗加固，增建了 4 扇溢洪道口弧形闸门等。通过灌区节水改造，横锦水库新增供水能力 5300 万 m^3，每年向东阳城供水约 1040 万 m^3，农业灌溉供水约 5700 万 m^3。该水库在满足灌区农业灌溉及城市供水水量外，还有 1.65 亿 m^3 水可以利用。

义乌市总面积 1103km^2，总人口 66 万，有耕地 2.3 万公顷。虽然人均水资源尚有 1130m^3，但由于地形、污染等原因，尽管境内小（2）型以上的水库上百座，但总蓄水量仅 1.5 亿 m^3，使这个市的发展尤其是近年在由小城市迅猛发展到中等城市，并正朝着大城市发展的过程中，水成了首要的制约因素。1997 年以前，居住在城里的人饱尝了喝水之苦：义乌江污染严重，地下水有害矿物质含量严重超标，人们买桶装矿泉水回家做饭不会被认为是一种奢侈。虽然前几年通过引入市场机制建设的八都水库自 1997 年以来发挥效益（该水库现年供水量为 2300 万 m^3，已基本达到设计要求），使现有供水能力达到每天 9 万 m^3，基本满足了老城区的供水要求，但义乌新城区发展很快，人口和规模已超过老城区，整个市区已有常住人口 35 万；未来 10 年中，该城要建设成为 50 万人口以上的大城市，因此，水的问题仍然是制约这座城市发展的瓶颈。

鉴于上述情况，东阳市和义乌市经过双方水利部门代表磋商，于 2000 年 11 月 24 日签订了一个有偿转让水权的协议，协议的主要内容为：一是义乌市一次性出资 2 亿元购买东阳横锦水库每年 5000 万 m^3 水的使用权。二是转让用水权后水库原所有权不变，水库运行和工程维护仍由东阳负责，义乌按当年实际供水量按 0.1 元/ m^3 的标准支付综合管理费（包括水资源费）。三是从横锦水库到义乌引水管道工程由义乌市规划设计和投资建设，其中东阳境内段引水工程的有关政策处理和管道工程施工由东阳市负责，费用由义乌承担。

义乌市在购买横锦水库用水权的同时，规划新建引供水工程，日供水能力为 15 万 m^3。其中引水管道从横锦水库到义乌城区新水厂约 50km，估算投资 3.5 亿元；新建自来水厂估算投资 1.5 亿元。

2.2 农业用水转换的变化趋势

随着中国社会经济的迅速发展和城市化进程的不断加快，中国农业用水转换将呈现以下变化趋势：

2.2.1 转换的范围将逐渐扩大

随着经济社会的发展和地区间水资源供需矛盾的加剧，农业用水转换发生的范围将逐渐扩大，既会有区域内的用水转换、区域间的用水转换、流域内的用水转换，同时还会有流域间的用水转换。

2.2.2 转换的对象也逐渐多样化

随着中国国民经济产业布局的调整，行业间水资源供需失衡的问题将逐渐突出。农业用水转换不只是局限于目前的农业用水向生态用水转换、农业用水向工业用水转换和农业用水向城市用水转换，农业用水转换也将可能在其他领域发生。

2.3 农业用水转换的制度环境变化

目前，中国农业用水转换才刚刚起步，有关部门管理经验不足，一些地区的农业用水转换带有一定的随意性和不合理性。随着中国农业用水转换的不断普及，相关管理部门也将积累更加丰富的管理经验，农业用水转换的制度环境将发生变化：

2.3.1 转换的机制和制度将更加健全

目前的农业用水转换尚缺乏相应的管理机制和制度，如部门间的协商机制、上下游的协商机制、左右岸协商机制、第三方的损失评估和补偿机制、公众参与机制、公众听证制度等，这种情况下的农业用水转换将不可避免地产生一些负面效应，随着中国相关法律和体制的不断完善，农业用水转换的机制和制度也将得到进一步健全，农业用水转换也将得到进一步规范。

2.3.2 用水转换的相关法律法规将更加完善

一方面，目前的农业用水转换对于如何保护农民的切身利益还考虑甚少，农业用水转换的直接受益者还只是局限于一些部门和水管单位，很少考虑如何对农民自身进行补偿；另一方面随着农业用水转换的不断普及，许多问题将不断凸显，一些不和谐的因素将逐渐涌现。因此，为了响应国家

的“三农”政策和保证中国和谐社会建设的顺利实施，国家将出台实施一系列新的法律法规，使农业用水转换在更加公平、公正、公开和透明的基础上加以实现，农业用水转换中农民的利益也将得到切实保护。

2.4 本章小结

目前，中国的农业用水转换主要有三种类型：一是以黑河流域为代表的农业用水向生态用水转换，二是以宁夏和内蒙古为代表的农业用水向工业用水转换，三是以浙江省“东阳市——义乌市”用水转换为代表的农业用水向城市用水转换。随着社会经济的迅速发展和城市化进程的不断加快，中国农业用水转换的范围将逐渐扩大，转换的对象将逐渐多样化。为了保证农业用水转换的健康发展，需要完善农业用水转换相关法律法规，建立相应的机制和制度，进一步规范农业用水转换行为，切实对农民的利益加以保护。

第3章 国外农业用水转换制度研究

3.1 农业用水转换的特点

通过美国、澳大利亚、智利、墨西哥、日本、西班牙等一些水市场较为发达国家的用水转换研究，发现国外农业用水转换通常具有以下方面特点：

3.1.1 政策的非统一性

美国加利福尼亚州从 1988 年开始至 20 世纪 90 年代，一直致力于农业用水向城市用水和农业用水向环境用水转换的实验。但至今仍没有一个适用于整个州的政策。20 世纪 90 年代初期，加利福尼亚州对一项涉及州、联邦政府、私营组织、非政府组织和利益集团的政策进行了试验，该政策主要是对三角洲地区流入和流出的水量进行控制，通过对三角洲地区向该州南部和西部地区运河输水流量的调控，为许多地区的水资源重新配置计划制定奠定基础。但迄今，仍没有一项适合整个州的唯一政策，水的重新配置只能遵循最小阻力途径来进行。最小阻力途径是通过居住区开发商从收购与城市或市郊地区相邻的农业用地，并在其上建筑住宅用房，来实现从农用水到城市用水的水量重新配置，这样就使先前用于灌溉的农用水被用来满足新的居民和商业的用水需要。

3.1.2 转换形式的多样性

国外农业用水转换形式多种多样，从空间跨度看，既有区域内的用水转换、又有区域间的用水转换，既有流域内的用水转换，又有流域间的用水转换；从时间跨度看，既有永久性的用水转换，又有临时性的用水转换。

在美国西部，由于干旱和城市化的迅速发展，供水矛盾日益突出，西部各州努力消除水转让方面的法律和制度的障碍，采取了一系列立法活动，一些地方还出现了水银行，对促进各类用水户和各地区之间的水交易起着非常重要的作用。

澳大利亚的南澳大利亚州巴劳萨流域，墨累－达令流域跨州水交易使跨州购买的水量正在抽入到巴劳萨流域，不仅使水向高价值用途转移，同时增加了当地发展和就业机会。

从经济角度来讲，开展永久性农业用水转换的灌区是一些农业生产没有竞争能力的地区，如贫瘠的土地或需要利用水泵才能灌溉的高地。购买农业用水的一方大多数是城市用户。在加利福尼亚州，州供水工程公司与其他供水工程公司签订了一个 Monterey 协议，在该协议中，加州的 Kern 县同意永久性的转让 1600 万 m^3 的农业用水。

临时性农业用水转换的双方一般是位于同一条河流上，由于购买方占用水权的优先等级次于农业灌区占用水权，当购买方不能满足用水需求时，就产生了临时用水转换。农业灌区及其农户通过采用休耕或其他的节水办法，将节省出来的水量出售给购买方。通过用水转换，城市获得了所需要的水量，灌区及其农户也得到了补偿。美国科罗拉多河上拥有较低用水等级的南加利福尼亚重要城市水管区（MWD）和拥有较高级占用水权的农业用户就曾开展了临时性的农业用水转换。

3.1.3 水权的明晰性

明晰水权是农业用水转换的基础，根据水权的基本概念，只有掌握了水权，用户才具有对用水

进行处置和收益的权利。明晰水权可以化解矛盾，减少用水转换中的水事纠纷，有助于和谐社会的建立。美国、澳大利亚、智利、墨西哥等一些水市场较为发达的国家，都是通过明晰水权、建立完善的水权管理制度，来促进包括农业用水转换在内的水权交易的。

3.1.4 制度的保障性

美国西部正在努力消除水权转让方面的法律和制度障碍，并采取了一系列立法活动。美国水权转让在程序上类似于不动产，一般需要一个公告期，同时水权的转让必须由州水机构或法院批准。澳大利亚于 2 0 世纪 9 0 年代对水权制度进行了改革，各州把水权从地权中剥离出来，明确水权，开放水市场，允许永久和临时性的水权交易，用水户可以将富余的、不用的水量出售赢利，也可将取水权永久卖掉。智利在 1981 年颁布的新水法中规定，水是公共使用的国家资源，但根据法律可向个人授予永久和可转让的水使用权。南非共和国《水法》允许用水户的水使用权转让，水主管机构可以应某人的请求而授权其用水权，并允许其按水主管机构确定的条件，将该项用水的一部分或全部暂时地转让给用于另一不同的使用目的，或将该项用水的一部或全部转让给相同或相似目的的一个邻近地区另一处地产上使用。西班牙《水法》允许用水户将拥有的水使用权进行转让，转让形式可采用全部转让或部分转让两种，但无论是哪种形式的水权转让，在实施转让前都必须预先报批。墨西哥 1992 年颁布的新水法使水权交易得以合法化，提出了一种适应国情的水市场机制，允许在灌溉行政区内或水用户协会管辖区内自由运作，利用水市场来改善水的使用效率。

3.2 农业用水转换的保障措施

国外农业用水转换的保障措施包括法律保障、政策保障和机制保障三个方面。

3.2.1 法律保障

美国多数水转换行为是从农业灌溉用水转向城市和工业用水，由于拥有较为完善的水资源法律，使农业用水的转换行为在法律层面上得到了保障。美国的水资源法律以州法律为主，而不是体现为统一的联邦法律。尽管还有一些联邦水法律的概念存在,但绝大多数水法律已在各州为满足当地水需求分别建立和发展起来，并且成为各州法律体系中的一个组成部分。各州之间水法律存在着很大的相似性，这种相似性很大程度上是由气候上的相似（或差异）决定的。目前，美国的国会立法除了用于规范从农业向城市转让用水行为外，还试图通过立法实现以下目标：①通过对现有可供水的再分配，满足城市不断增加的用水需求；②预防或消除要求兴建大坝和其它水利工程设施的需求；③增加用于鱼类和野生生物以及湿地的水量；④通过采取节水措施和提高用水效率增加可供水量；⑤履行联邦政府对印第安部落所承担的义务。在一些州，立法活动正在考虑在实施农业用水出售和转让的同时，怎样对原有地区采取保护措施，或者对由于转让造成的经济损失给予补偿等问题。亚利桑那州最近通过一项法律规定，凡城市从农业地区获得地下水，并把这部分水引走，均须交纳地下水水域经济发展基金，用来补偿税收的减少和因经济活动受影响而带来的损失。

在日本，1965 年出台的《河川法》规定，水权拥有者可根据自己的用水目的取用一定量的水；水权拥有者（包括农业用水户）不能改变取水用途，如需改变，要放弃原有的水权，再重新申请新用途的水权。日本的水权具有一定的强制性，包括农业用水在内的各类用水转让必须提出申请并征得河流管理者的同意，未经批准的农业用水是不允许从一种用途转为另一种用途的。若进行农业用

水转换，转让者和接受者必须向有法定资格的河流管理者提出申请，申请书要附有工程介绍，工程介绍中要说明用水的必要性。河流管理者要与有关政府机构协商，然后根据水的用途及河流的性质来确定用水转让能否成立。当发生农业用水转换时，农业用水水权首先必须交回到河流管理者手中。新的申请人必须向河流管理者提出申请，经批准后才能得到水权。为了规范包括农业用水之内的各类用水转换行为，日本已形成了以《河川法》为中心，由《特定多用途水库法》《水资源开发促进法》《水资源开发公团法》《水源地区对策特别措施法》等组成的法律体系。

智利是少数几个鼓励利用市场手段管理水资源的国家之一。1981 年水法规定，水是国家的公共资源，允许个人拥有永久用水和转让水的权利。河流水权拥有者不受因上游用水变化大量减少回归水的法律保护，但法律也没有对上游水转让给其它流域进行特殊限制。

3.2.2 政策保障

农业用水转换不仅需要法律法规的约束和规范，而且需要国家政策的指导和约束。

澳大利亚在采用国家政策推动并规范水市场发展方面取得了较为成功的经验。澳大利亚从 1994 年起批准了水改革框架方案，推行水改革、建立水市场并鼓励水权交易，尤其是在灌溉用水方面取得了明显成效。联邦政府根据澳大利亚的干旱状况、水资源的特点和它们对经济、社会和环境的重要性，为了使有限的水资源为社会创造更大的效益，在保证生态可持续性的同时，决定对水资源进行长期的、可持续性管理，其中重要的政策措施就是推动开展可持续性水权的分配和交易，其中包括农业用水的分配和转换。澳大利亚水市场交易信息公开透明，为包括农业用水在内的各类用水买卖双方提供交易机会。

墨西哥于 1992 年通过的新水法使水政策由国家管理转向可交易水市场调节。包括农业用水转换在内的各种水交易最初将受到政府机构的严密监控，但水法中有很多条款允许用水户越来多地参与水工程的运行和管理并在水交易中获得经验后放宽水市场。墨西哥水政策改革的鼓励措施包括：不断增加水资源的经济价值；对获得高额补贴的灌溉和供水系统的基本建设及运行维护增加预算投资；全面放宽墨西哥的经济。在典型的水交易中，农户会将其多余的地下水或地表水按季节或时段定量地卖给其它用水户。农业用水通过交易，被重新分配，发挥其更有价值的作用。

3.2.3 机制保障

即便是在市场经济发达的国家，水市场也还只是“准市场”。农业用水转换一方面需要遵循自由市场经济的原则，在买卖双方之间自愿进行，另一方面还要接受政府的监管。为了保障农业用水转换的顺利实施，规范农业用水转换行为，许多国家针对农业用水转换，建立了政府监管与市场调节相结合的保障机制。

智利成立了水总董事会(DGA)，负责包括农业用水转换在内的水市场运作。智利农业用水转换一方面接受水总董事会监管，另一方面按照市场规律进行运作，各地区的农业用水转换具体由用水户协会负责实施。

墨西哥建立了以容量为依据、与土地相分离的农业用水水权，成立了国家水委员会(CNA)机构，负责实施新水法。新水法规定，农业用水转换必须接受政府的监管，农业用水转换可以在灌区内自由运作，以提高农业用水的利用效率和效益。这种水市场机制使得政府在水资源规划和分配中发挥着较大的作用。

澳大利亚政府积极推进农业用水转换。澳大利亚一方面建立了信息透明的水交易市场，提供相应的信息服务；另一方面在相关媒体和互联网上对转换事件进行公示，征求公众意见。澳大利亚还成立了专门的咨询机构，对需转换的农业用水进行评估，以减少农业用水转换的不利影响，并运用市场机制，采用招投标等方式，在供求者之间开展农业用水交易。

美国为了促进农业用水转换，提高农业用水效益，规范农业用水转换行为，在西部水资源较为匮乏的一些州建立了各种各样的局、理事会或委员会等管理机构。科罗拉多州根据司法程序对农业用水转换进行监管，加利福尼亚州议会则设立了州水资源控制理事会，负责本州内水资源领域的水交易仲裁和管理工作。美国西部地区还建立了水银行，水银行是将可以节约的水量（水的使用权）提供给市场进行统一交换的集中中介，为水交易提供了条件，水银行促进了农业用水向更高价值的新增城市用水和工业用水流动。由于水具有垄断性，在水交易中政府仍是协商和协调水使用权有偿转让的合理机构和中介。

3.3 农业用水转换的价格制定方法

目前，国外农业用水转换价格制定的方法主要有三种：机会成本定价法、非正规水市场定价法和正规水市场定价法。

3.3.1 机会成本定价法

农业用水的转换反映了缺水和机会成本，有利于蓄水和将更多的水用于更高价值的用途。当城市附近的灌溉水价满足供水公司回购农业用水的心理价位时，一般农户会放弃耕作或转为选择更有效的灌溉或种植需水少的作物，把节省的水转让给供水公司处理，并将售水收益用于改善现有基础设施的运行和管理或建设新的基础设施。

目前还没有国家能成功地确立水管理的机会成本价格，因为机会成本随地点、水质、季节、年份、可靠性和用途而变，很难估算。城市附近可靠、优质、定量供应的地下水机会成本高，距离较长且流量不稳定、河流中污染严重的水机会成本就低。正常年份的机会成本远低于干旱年份。水质水量基本没有变化的返还河流的水力发电用水的机会成本低于农业灌溉或采矿用水的机会成本。但如果将水力发电用水蓄存起来用于农业等其它活动，机会成本就会很高。

机会成本定价法的一个重要问题是如何解决回归水问题。农户灌溉作物时，只有部分水被植物吸收，而其余大量的水（回归水）则渗入地下，流入排水沟或邻近田地。这些水可能会流入地下含水层或被其它用户抽用或流入河流再转入渠道。若按取水量而不按实际耗水量定价，灌溉效率低的农户支付水的总费用就会很高。因此，如何保证合理用水，实际操作仍有很多问题需要解决。

3.3.2 非正规水市场定价法

在一些缺水国家,政府不能解决用水需求的迅速变化,形成了一些自发的地方水市场(非正规)。这种市场在南亚比较普遍。墨西哥在采用正规水权交易之前，非正规水市场也比较普及。

在典型的水交易过程中，农户在某季节或某段时间将多余的地下水或地表水按计量卖给其它用水户，以获取收益，交易价格由交易双方私下商定，政府不干预。由于这种水交易缺乏政府监管，所以带有很大的随意性和偶然性，很不规范。

在这种水交易中，河流上游用户卖的水很可能多于实际耗水，减少了回归下游用户的水量。而且由于交易都是非法的，交易的实施、调整和税收难以做到。与机会成本定价相比，非正规市场交易并不能带来财政收入，也不能为建设新的基础设施提供足够的资金。

3.3.3 正规水市场定价法

一些国家的政府通过制定水交易法，减少因非法和不规范产生的无效成本。合法的水交易能得到较好的监督和执行。还能通过法律和规章有效地防止滥用垄断权，保护环境，并保证售水不会对第三方用水造成不利影响（回归水问题）。

在一些已经建立正规水市场的国家，水交易不只局限于农户与购买方之间，同时还受到政府的监管和调控，包括交易双方资格的审查、交易的规模、交易的程序、交易的价格等。水交易价格一方面由交易双方按照市场情况进行商定，另一方面接受政府的宏观指导，较之非正规水市场定价法要规范得多。正规水市场定价法，一方面保护了交易双方的利益，确保水交易不对第三方产生不利影响，另一方面还促进了用水结构调整，保证了国家的粮食安全和国民经济发展。

3.4 农业用水转换的补偿

农业用水的转换也许会对第三方带来消极的影响，特别是在一些当地经济主要依赖于农业生产的地区，要注意保护第三方的利益。而目前尚未有公认可行的机制用以减轻这类消极的影响。

尽管初始分配保护了现有用户的水权，但以后的销售也会破坏第三方水权。原因是回归水问题。大量使用回归水的国家允许交易前采用保护第三方水权的措施。方法之一是规定所有水权都有消耗性和非消耗性部分。消耗性部分的出售不受限制，非消耗性部分只能在不侵犯其他用户权利时才能出售。因此，对同一流域同一用途的转让，水权拥有者可以百分之百地自由出售水权。但如果农民要把水权卖给回归水不能回流到同一含水层或河流的供水公司，他们就只能出售水权的纯消耗性部分。

由于按实际情况计算纯消耗性部分在技术上存在很多困难，因此这种方法不太适合发展中国家。发展中国家一般根据交易情况，计算出某种作物或活动所消耗的平均水量，并公布于众。这部分水量就是水权拥有者向回归水不能回流到同一含水层或河流的用户自由出售的全部水量。这种办法无需卖方核实消耗水部分，充分保护了下游用户，而且对地表水和地下水同样适用。尽管这种办法仍有缺点，但能大大改善非正规水市场存在的禁止所有转让或毫无控制转让的情况。

对第三方的影响除水量外，还有经济影响。主要有两点：一是当一个渠系向另一个渠系售水降低了系统运行的收入时，要制定补偿用水户协会收入损失的办法。如在墨西哥拉古纳区，一些用水户小组制定了由买方向原协会支付 70%水费，向新协会支付 30%水费的办法。其次，当水权转让给其它地区，本市的收入受到很大损失时，可以采用向本市支付水权所有权税或退还包干税的办法。美国西部一些州因灌溉水转让给城市，乡政府的收入受到很大损失，买主必须考虑这方面的影响，并给予适当的补偿。

3.5 本章小结

本章对一些国家的农业用水转换制度进行了分析研究。美国、日本、澳大利亚、智利、墨西哥等一些国家的农业用水转换在转换机制、价格制定、补偿方式和保障措施等方面各有其特点。但总的来讲，这些国家的农业用水转换通常具有“地区之间政策不统一、转换形式多样、水权较为明晰、法规制度完善”等特点，转换价格制定主要采用了机会成本定价法、非正规水市场定价法和正规水市场定价法，补偿方式则主要采取了“返还水费、支付水资源所有权税、退还包干税”，另外，这些国家还在法律、政策和机制等方面为农业用水转换提供了强有力的保障。

第4章 农业用水转换制度的理论分析

4.1 农业用水转换的发生条件

农业用水转换的发生是中国水资源短缺与农业用水粗放、比重过高现状下的必然要求，是产业结构演化的必然趋势。但农业用水转换得以发生不是与生俱来的，需要具备以下条件：

4.1.1 水资源总体短缺

在水资源充足的情况下，各产业都能获得所需要的水资源，无需在产业间进行转换；只有在水资源总体匮乏的前提下，不同用途之间用水存在竞争，水资源的经济价值得以显著体现，同时，任何产业用水转换以外的替代措施在技术上或经济上都不可行，水资源转换才具有优化配置水资源、提高水资源利用效率的现实意义。

4.1.2 农业有富余的水可以转让

农业用水量与农业自身的发展密切相关，农业产业结构变动和农业生产技术变化进步都会直接或间接影响农业用水量，为农业用水转换创造条件。农业内部产业结构如种植业、林业、牧业、渔业比重的变化和农业在三次产业结构中的比重变化影响农业用水总量变化，而农业生产技术变化从微观层面影响农业用水效率，决定农业各部门单位产出用水量的增减。通常，在农业结构变化如耗水产业比重下降，农业用水总量减少和（或）农业生产技术进步，农业部门单位产出用水减少的情况下，农业才能有水可转。

4.1.3 基础设施可行

必要的水利基础设施是实现农业用水转换的硬件保障。农业用水实现向其它用途转换的方式通常有两种：在具备共同水源的情况下，可通过农业少取少用、受水产业多取多用的方式，借助分水、计量、监测等基础设施来实现转换；在不具备共同水源的情况下，则需要在出让农水部门与受水产业部门之间修建输水、量水等设施进行实际交割。无论哪种交割方式，基本的输水、供水、量水等基础设施必不可少，直接决定了农业用水转换是否可行。

4.1.4 制度保障有力

农业用水转换发生和得以最终实现，除了硬件条件，还必须具备必要的制度保障。首先应由国家对农业用水转换的可行性在法律、法规上进行确认，保证农业用水转换在法律上是被许可的，这是农业用水转换的基本制度前提。其次，对农业用水转换的主体和客体、转换程序、转换行为等内容做出明确规定，即明晰农业水权和规范转换。再次，在农业用水转换相关利益主体合法权益保护上做出有效的制度安排，农业用水转换主体愿意且能够转让或购买农业用水，是因为双方对转换的收益有明确的预期，而这种预期是建立在一系列相关制度安排基础上的，如公正合理的交易规则、对水权转让收益的确认制度、第三方利益保护制度以及纠纷仲裁制度等。此外，农业作为基础产业的重要性要求国家在农业用水转换中发挥重要的调控作用。农业用水转换主体的逐利性和短视性，容易导致农业用水转换的盲目性，削弱农业基础产业地位，危及粮食安全和当地的生态环境，需由政府加以引导。

4.2 农业用水转换的驱动因素

农业用水转换是内外两方面因素驱动的结果。通常，农业自身变化产生农业用水转换的内部推力，农业自身以外的其它因素产生农业用水转换的外部拉力，两种力量共同作用，导致农业用水转换发生和发展。

产业结构演进和农业生产技术进步是农业用水转换的两大内部动力：

（1）从世界各国发展历程和产业演进规律看，通常在一国发展初期阶段农业所占比重较高，农业自身的产业特征决定了其用水量较高，随着国民经济和社会发展，产业结构比重相继经历由农业比重最高向第二和第三产业让位，即产业结构升级或高级化。农业产业比重的下降往往导致农业用水量的减少，在水资源总量既定的前提下，为其它产业部门用水的增加提供了可能。同时，产业结构高级化的过程通常也伴随着产业结构的合理化，即各产业之间和产业内部的优化调整，在农业比重总体下降的同时，农业内部的产业部门、工业内部的轻重部门搭配、第三产业内部的生产和生活服务部门地位也在发生变化，一些耗水高的作物比重减少、高耗水工业和服务业部门比重的增加，也为农业用水转换提供了充足的动力。

（2）农业生产技术进步通过为农业提供优良品种、高效的灌溉设施和节水手段等提高农业用水效率，直接或间接减少农业用水总量，从而为农业用水向其它产业转换提供了水量的保障。在育种方面，农业技术进步培育出大量抗旱、节水的高产品种，直接减少了用水需求；在灌溉方式上，中国 90％的灌溉地采用的是传统的大水漫灌，灌溉效率低下、浪费严重，农业生产技术进步提供了微灌、喷灌、滴灌等新灌溉方式，提高了效率且节约了用水；在灌溉设施方面，由于中国渠系多数没有衬砌，渠系利用系数平均只有 0.45，与先进国家 0.7～0.8 的灌溉水利用系数相差甚远，依靠农业生产技术进步，采取先进的衬砌材料和工具，可极大的提高渠系利用系数、减少农业用水。

用水效益差异为农业用水转换提供了巨大的外部动力。农业用水转换的外部直接动力来自“转换可为转换双方带来收益”，而这主要取决于用水效益。以农业和工业单方用水效益为例：按 2002 年农田灌溉亩均用水量 465m^3，粮食综合平均收购价格 1024 元 / t，亩产 500kg 计算，农业单方水净产值 0.91 元；同期单方水净工业增加值约 40.52 元，在扣除各自水成本 0.1 和 0.97 元后，工业和农业单方水净收益分别为 0.81 和 39.55 元，后者是前者的近 49 倍，在其它农业用水转换条件具备的前提下，当放弃单方水而至少获得 0.81 元收益、工业部门为获得单方水付出最多不超过 39.55 元时，巨大的获益机会必然驱动农业用水向非农业部门转换。此外，三次产业间存在明显的用水价格歧视，农业用水价格在三次产业间最低，这也是导致产业间用水效益差异的重要因素，吸引着农业用水向非农用途转换。总的来看，内部动力为农业用水转换提供了水资源供给；外部动力主要创造农业用水转换的需求。

此外，鉴于农业用水转换不仅具备一般水权转换的特点，而且关系到粮食安全和生态环境安全，政府的政策导向成为农业用水转换的重要驱动因素，特别是在农业用水转换的初级阶段，国家的引导和调控已经成为关系到农业用水转换能否良性发生和发展的关键因素。农业用水转换的顺利发展有赖于国家在转换秩序、转换规则、转换利益保护等方面提供完善的制度安排。

4.3 农业用水转换的类型划分

按照不同的标准，农业用水转换可划分成多种类型。按照农业用水转移后的用途，通常可分为以下三种，即农业用水向工业用水转换、向城市用水转换和向生态环境用水转换。农业用水向工业和城市生活用水转换是目前最为普遍的形式，中国现有的农业用水转换主要属于这两类，如宁夏、内蒙的水权转换，主要是由工业企业购买灌区农业用水满足自身生产需要。就农业用水向生态环境用水转换而言，由于生态环境用水的公共物品特征以及农业用水与生态环境用水之间本身存在密切的自然联系，由此引发的主体缺位和农业用水转换侵占生态环境用水等问题，需要由国家或其代理机构担当维护生态环境用水的主体。

按照转换的期限，可分为长期和短期农业用水转换。通常期限在一年以内的可归为短期农业用水转换，超过一年的可归为长期农业用水转换。按照转换的空间范围，以流域为标准时可分为流域内和跨流域农业用水转换，以取水河流为标的时，可分为上下游、左右岸的农业用水转换。按照农业用水的水源，以地表水为农业水源的转换可以划分为地表农业用水转换，以地下水为农业水源的转换可以归为地下农业用水转换。

总之，不同的分类标准可以产生不同的农业用水转换类型，但只有与所要研究的目的或所要解决的问题结合起来进行类型划分才有实际意义。

4.4 农业用水转换的效应分析

从行为经济学来讲，人们的任何活动都不可避免的产生一些积极或消极的经济影响，农业用水转换作为一种实践活动，也将对涉及的所有对象产生一系列影响。总的来说，农业用水转换将带来以下方面影响。

4.4.1 农民的节水意识将得到增强

随着农业用水转换管理机制和管理制度的健全，以及转换方式的规范，一方面农民实施农业用水转换可以得到相应的补偿，在这种激励机制下，农民将把节水作为一种自觉的行动；另一方面农业用水转换实施后，农业用水量减少，为了保证农业生产，农民不得不采取一些节水措施。这将在一定程度上增强农民的节水意识。

4.4.2 农业灌溉工程节水改造的投融资渠道将进一步拓宽

农业通过实施节约用水，将节省下来的水卖给生态、工业和城市，改变了过去工业无偿占用农业用水的局面，将进一步拓宽农业节水的投资渠道。如宁蒙两区通过签订农业用水转让协议，为农业灌溉工程的节水改造引进了 1.7 亿元的项目资金。如果宁蒙两区发展工业项目所需的 4 亿 m^3 用水全部通过投资节水、转让水权的方式加以解决，将有 10 亿元左右的资金投入农业灌溉工程的节水改造，将超过近 6 年国家和地方对宁蒙引扬黄灌区的节水改造工程的总投入。

4.4.3 有利于灌区农业增收和减轻农民负担

实施农业用水转换后，灌区输水渠道特别是末级渠系的输水条件将得到极大的改善，随着农业灌溉条件的改善，农作物产量将稳定增长。同时，农民承担的末级渠系输水损失的水费将大大减少。

根据内蒙古鄂尔多斯南岸灌域农业用水转让可行性研究报告，渠道全部衬砌后，农民每年每亩可减少水费支出 12 元左右。

4.4.4 有助于促进产业结构调整和水资源优化配置

通过采取工程和非工程节水措施，把灌溉过程中渗漏蒸发的无效水量节约下来，转移到工业用水上，实施用水有偿转让，一方面可以促进产业用水结构调整，另一方面有助于实现水资源的优化配置和社会经济的可持续发展。

4.4.5 区域水资源短缺的瓶颈得到突破，有力地拉动区域经济发展

通过区域内的农业用水转换，将改善当地工业和城市发展的水资源条件，突破当地水资源短缺的瓶颈，改善当地经济发展的基础和招商引资环境，进一步加快能源基础工业项目的申请立项和建设步伐，大量的投资将带动当地财政收入快速增长。据测算，一座 2×60 万 kW 的火电项目投入运行以后，每年可为当地财政带来 1 亿元以上的财政收入。如宁夏－内蒙古实施的跨行业用水转换，企业通过投资农业节水设施，换取农业节约下来的水扩大企业生产，破解了长期以来困扰两自治区的农业用水浪费多却无力改造和工业发展已无水可“挤”的两大难题，实现了“鱼”与“熊掌”兼得的效果。

4.4.6 政府在水资源优化配置中的宏观调控作用将更加突出

农业用水转换是在政府宏观调控下利用市场机制对水资源进行优化配置的一种有效方法，用水转换的目的是提高水资源的利用效率和效益。由于用水转换涉及政府、企业、农民用水户、水管单位等多个主体，影响面广，为了保证农业用水转换的顺利实施，就必然要加强政府在用水转换工作中的宏观调控作用，如制定农业用水转换的基本原则，加强水资源规划和农业用水转换可行性研究工作，加强用水转换的审批、监督和管理工作，加强转让资金的监督管理工作等。

4.4.7 进一步推动节水型社会建设

渠道渗漏损失大是导致中国农业用水利用效率不高的三大因素之一。实践证明，衬砌渠道是控制渗漏损失的最有效途径，但目前中国已衬砌的渠道约 55 万公里，仅占渠道总长的 18%，在输、配水过程中渗漏损失量很大。造成这一现状的主要原因是资金匮乏。通过农业用水转换，可以拓宽农业节水工程建设的投资渠道，推动节水农业的实施，在很大程度上推动中国节水型社会建设。

但值得注意的是，任何事物都具有两面性，农业用水转换也是一把“双刃剑”，虽然有其积极的一面，但也会对农业产生一些负面影响，主要表现为危及粮食安全和生态环境。大量的农业用水转换会对粮食安全产生不利影响：一方面，农业用水转换导致灌溉面积减少和农作物产量下降，当农业用水转换数量巨大导致粮食产量减少超过一定限度时，将直接危险国家的粮食安全；另一方面，当一国在世界粮食市场占重要地位时，因农业用水转换导致本国粮食出口锐减或需要大量进口的情况下，将引起国际市场粮价的剧烈波动，危及世界粮食安全。此外，农业用水本身是复杂的生态环境系统的有机构成，农业用水通过农田渗漏补给地下水，是水循环过程一部分，农业用水转换将直接危及转换地区的生态环境需水，引发生态环境风险。

4.5 本章小结

就农业用水转换的发生条件、驱动因素、类型和效应而言，农业用水转换发生需要具备一定的

条件，比如水资源总体短缺、农业有富余的水可以转让、必要的水利基础设施、有力的制度保障等；同时，农业用水转换还受到产业结构调整、农业生产技术进步、用水效益差异、政策导向等因素的影响和推动；根据转换后的用途、转换期限、空间跨度、农业用水水源等标准，农业用水转换可以划分为不同的类型；农业用水转换在增强农民的节水意识、拓宽农业灌溉工程节水改造的投融资渠道、增加灌区农业收入、减轻农民负担、促进产业结构调整和水资源优化配置、缓解区域水资源供求矛盾、拉动区域经济发展、更好地发挥政府的宏观调控作用、推动节水型社会建设等方面有一定的积极意义；但是，不规范的农业用水转换则有可能危及粮食安全和生态环境。

第5章 农业用水转换的机制框架设计

机制是制度安排的基础和前提，制度需要围绕机制来设计。建立农业用水转换制度离不开相关机制框架的设计，开展农业用水转换机制研究对于建立农业用水转换制度具有积极的促进作用。本章节主要对农业用水向工业用水转换、农业用水向城市用水转换和农业用水向生态用水转换的机制框架进行了研究和设计。

5.1 农业用水向工业用水转换机制框架

在区域国民经济用水总量一定的条件下，要增加工业用水量，就必须减少农业用水量。建立灵活的机制可以促进这种用水转换。

工业用水户是企业，相对于农业而言，用水效益高，水价承受能力强，在水市场交易中占有很强的优势，相比之下，农业就处于一种劣势。为了保证国家的粮食安全，保护农业和农民的利益不受损害，保证农业用水转换的公平公正，在农业用水转换中，一方面需要市场引导，另一方面还需要政府宏观调控，更为重要是需要农业用水转换相关利益各方进行协商。为此，农业用水向工业转换需要建立政府调控、市场引导、多边协商的运作机制。

5.1.1 政府调控

政府要对这种用水转换的合规合法性、经济和社会外部性、对水资源可持续利用的胁迫性等进行审查和评价。这种用水转换不能违反国家相关法律政策规定，接受方生产的工业产品不是违法产品或国家明令禁止生产的工业产品，不会对地区水环境造成大的不可逆转的破坏，用水转换数量不会对基本农业生产用水和当地水资源可持续利用造成威胁，就是否对第三者用水造成影响进行评价。政府调控可以确保农业用水转换有益于地区综合效益的提高。加强政府调控，主要是通过以下机制来实现的：

➢ 监管机制。建立水利部门制订管理办法、灌区和企业自查、用水户协会监督、政府批准的监管机制，保证用水转换符合可持续发展的要求。

➢ 保障机制。进行一系列制度安排，包括建立第三方影响评价制度，出台相关政策法规，确保用水转换纳入制度化、规范化和法制化轨道。

5.1.2 市场引导

工业支持农业节水，企业自主投资灌区节水改造工程，灌区将节余的水量自主卖给企业，用水转换数量、价格、期限由水量买卖双方协议确定，这是一种市场交易行为。灌区可以向出价高的企业转换用水。灌区可以自主确定转换数量，只要这个数量是灌区通过节水改造获得的水量。灌区也可以自主确定期限，当节水工程的经济寿命低于转换期限时，应在转换价格中考虑工程的更新改造费用。依靠市场机制，促使水由低效益用途向高效益用途转移。市场引导在农业用水转换实践中主要是通过下述机制发挥效力和作用的：

➢ 价格机制。建立合理的转换价格形成机制，充分考虑农业用水转换的各类补偿和保护农民利益，可以保证农业节水工程良性运行。农业用水向工业用水转换应实现政府监督下的市场价格机制。

➢ 投入机制。建立多元化的投入机制，包括企业举债、利用外资和社会资本投入，以及农民投工投劳并按工享受节水收益等，拓宽企业投入农业节水工程建设的融资渠道。

5.1.3 多边协商

任何交易只有在互惠互利、优势互补、实现双赢的基础上才能顺利进行。农业用水向工业用水转换的数量、价格和期限，以及这种转换对第三方造成影响后的赔偿标准等，需要相关各方经过多次反复的磋商，达成一致意见后才能确定，而且农业节水工程的运行维护是动态的，其费用是变动的，需要相关各方经常性交换意见。建立协商机制，可以平衡各种利益，实现共赢，促使用水转换顺利进行。

农业用水向工业用水转换多边协商的重点在于建立协商机制，搭建灌区和企业间沟通对话的平台，以有利于用水转换的成功实施。

5.2 农业用水向城市用水转换机制框架

未来 20 年，中国将完成城市化进程和小康社会建设目标。城市的迅猛扩展和人民生活水平的提高将产生巨大的用水需求，而缓解城市供水压力的途径只能是促使农业用水向城市用水转换。城市和农村是社会的两个要素。过去，中国农业为工业化和城市化作出了贡献，目前中国已经具备了“工业反哺农业，城市支持农村”的实力。城市用水的一个主要用户是居民和公共设施用水，居民用水受承受能力限制，价格不能完全市场化，公共设施用水又是政府埋单。因此，农业用水向城市用水转换可以建立“政府调控、准市场运作、公众参与”的运作机制。

5.2.1 政府调控

政府要对这种用水转换的合规合法性、经济和社会外部性、对水资源可持续利用的胁迫性等进行审查和评价。这种用水转换不能违反国家相关法律政策规定，不会对地区水环境造成大的不可逆转的破坏，用水转换数量不会对基本农业生产用水和当地水资源可持续利用造成威胁。加强政府调控，主要是通过以下机制来实现的：

➢ 监管机制。建立水利部门制订管理办法、灌区自查、用水户协会监督、政府批准的监管机制，保证用水转换符合可持续发展的要求。

➢ 保障机制。进行一系列制度安排，包括建立第三方影响评价制度，出台相关政策法规，确保用水转换纳入制度化、规范化和法制化轨道。

5.2.2 准市场运作

城市支持农村和农业节水，城市投资灌区节水改造工程，其出资方是城市水利（务）局或自来水公司。前者是政府投资，用的是纳税人的钱。后者即便是企业投资，但由于他会将这笔成本转嫁给城市用水户，而自来水价格是需要政府核准的。尽管灌区可以自主将节余的水量卖给城市，但这不是一个完全市场交易，农业用水向城市用水转换的数量、价格、期限不能完全由水量买卖双方确定，要经过政府批准。农业用水向城市用水转换的准市场运作具体体现在以下方面：

➢ 价格机制。建立合理的转换价格形成机制，充分考虑农业用水转换的各类补偿并保护农民利

益，可以保证农业节水工程良性运行。农业用水向城市用水转换应实现政府主导下的价格机制。

➢ 投入机制。建立多渠道的投入机制，包括政府拨款或举债、转移支付、农业补助金，以及农民投工投劳且按工享受节水收益等，拓宽城市投入农业节水工程建设的融资渠道。

5.2.3 公众参与

政府在批准用水转换数量、价格、期限之前，要召开听证会，邀请社会各方代表参加。公众参与将提高政府决策的科学性和正确性。农业用水向城市用水转换中公众参与的关键在于：

➢建立民主决策机制，增加决策透明度，由公众参与价格制订，保证用水转换符合最广大人民的利益。

➢建立社会监管机制，由用水户或用水户协会对用水转换实施全过程监督。

5.3 农业用水向生态用水转换机制框架

在中国，工业、农业和城市生活都形成了长期、传统的供用水制度，而唯独生态用水没有。环境生态为人们提供了最基本的生存空间，生态环境的好坏是评价人们生活质量的一项重要指标。赋予生态必要的用水，是实现人与自然和谐相处、全面建设小康社会与和谐社会的需要。近年来，随着河流沿岸灌溉农业的快速发展，生态用水严重不足，生态环境不断恶化，对人们的生产和生活产生了很大影响。为了保证生态用水，实现农业用水向生态用水的顺利转换，就需要建立有效的用水转换机制。生态用水通常是一种经济效益低下、社会效益显著的用水，受益者是广大的人民群众，责任主体是各级人民政府，农业用水向生态用水转换不可能采用市场机制进行运作，而只能采用“政府主导、财政投入、社会赞助、公众参与”的运作机制。

5.3.1 政府主导

生态用水的责任主体是各级人民政府，农业用水向生态用水转换需要政府加以主导，包括公众宣传、政策制定、影响评估等。政府不仅要对这种用水转换的合理性、经济和社会外部性、对水资源可持续利用的影响性等进行审查和评价，还要对这种用水转换的可行性，包括转换规模和农业生产的影响，进行审查和评价。农业用水向生态用水转换中的政府主导需要建立以下方面机制：

➢ 监管机制。建立政府监督管理机制，保证用水转换符合可持续发展的要求。

➢ 保障机制。进行一系列制度安排，包括建立第三方影响评价制度，出台相关政策法规，确保用水转换纳入制度化、规范化和法制化轨道。

➢ 补偿机制。由于生态用水隶属公共产品的范畴，很少产生具体的经济效益，因此政府必须负担起农业用水向生态转换的补偿责任。需要建立农业用水向生态转换的利益补偿机制，通过建立规范的农业用水向生态转换利益补偿制度，使生态补水从应急走向常规，保持农业用水向生态转换具有可持续性。

5.3.2 财政投入

农业用水向生态用水转换的直接受益者虽然是受水区的广大人民群众，但生态用水作为一种公

益性用水，用水转换所发生的费用理应由地方财政负担，当地方财政出现困难时，可以向当地的生产企业征收环境资源税，或直接向上级及中央政府申请补助。政府财政投入可以采取拨款或举债、转移支付、农业补助金等各种形式。

5.3.3 社会赞助

受水区居民和企业是农业用水向生态用水转换的最大受益者，当地政府虽然不能强迫他们提供资助，但可以通过各种方式对他们进行宣传教育，使他们充分认识到农业用水向生态用水转换的重要性和紧迫性，使他们充分了解并理解政府的负担和困难，鼓励他们伸出援助之手，自愿为实现农业用水向生态用水转换提供赞助。

5.3.4 多边协商

农业用水向生态转换涉及多方面的利益，尤其是生态用水具有明显的公益性，受益的范围和程度难以具体量化和分解到具体个人。因此，必须建立一个有效的包括政府、受益区公众代表、生态补水工程管理单位、农民代表、灌区管理单位及生态受水区管理单位的多边协商机制，解决转让中的转让数量、转让程序、补偿标准、补偿制度等一系列问题。

5.3.5 公众参与

政府在批准用水转换数量、价格、期限之前，要召开听证会，邀请社会各方代表参加。公众参与可以提高政府决策的科学性和正确性。体现公众参与需要建立的机制包括：

➢民主决策机制，增加决策透明度，由公众参与价格制订，保证用水转换符合最广大人民的利益。

➢社会监督机制，由用水户或用水户协会对用水转换实施全过程监督。

5.4 本章小结

本章主要对农业用水向工业用水转换机制框架、农业用水向城市用水转换机制框架、农业用水向生态用水转换机制框架进行了研究和设计。**农业用水向工业用水转换**可以建立“政府调控、市场引导、多边协商”的运作机制。其中，政府调控侧重于加强政府监管机制建设、以及建立包括第三方影响评价在内的一系列政策法规与制度；市场引导侧重于建立政府监督下的转换价格形成机制和包括企业举债、利用外资和社会资本投入、农民投工投劳并按工享受节水收益等在内的农业节水工程建设投入机制；多边协商侧重于建立多边协商机制，搭建灌区和企业间沟通对话的平台。**农业用水向城市用水转换**可以建立“政府调控、准市场运作、公众参与” 的运作机制。其中，政府调控侧重于建立水利部门制订管理办法、灌区自查、用水户协会监督、政府批准的监管机制，制定出台相关政策法规以及包括第三方影响评价制度在内的一系列制度；准市场运作侧重于建立政府主导下的转换价格形成机制，建立包括政府拨款或举债、转移支付、农业补助金，以及农民投工投劳且按工享受节水收益等在内的农业节水工程建设多渠道投入机制；公众参与侧重于建立用水转换的民主决策机制和用水户参与的社会监管机制。**农业用水向生态用水转换**可以建立“政府主导、财政投入、社会赞助、公众参与” 的运作机制。其中，政府主导侧重于建立政府监督管理机制、包括第三方影响评价在内的一系列相关政策法规和制度、利益补偿机制等；财政投入侧重于建立包括政府拨款

或举债、转移支付、农业补助金等在内的政府财政投入机制；社会赞助侧重于建立社会投入的宣传、教育和激励机制；多边协商侧重于建立一个包括政府、受益区公众代表、生态补水工程管理单位、农民代表、灌区管理单位及生态受水区管理单位参与的多边协商机制；公众参与侧重于建立用水转换的民主决策机制和用水户参与的社会监管机制。

第6章 农业用水转换价格的定价制度

农业用水转换价格是农业用水转换双方都很敏感的一个因素，是用水转换双方谈判的一项主要内容，它直接影响着农业用水转换的顺利实施和用水转换双方之间的利益调整。农业用水转换价格的定价需要遵循一定的制度，研究农业用水转换价格的定价制度，对于形成科学合理的用水转换价格，加快农业用水转换实施进程，保证用水转换双方的利益都有一定的积极意义。

6.1 农业用水转换价格的影响因素

农业用水转换价格的影响因素很多，大致可以分为三大类：需求因素、供给因素和制度因素。其中，需求因素包括购买水的使用价值、水权购买者类型、经济发展水平、用水人口增长情况、交易成本和期望交易价格；供给因素包括当前水的所有权归属、替代方案的成本（用水转换机会成本）、补充水源的可开发情况、水文条件的变化和干旱预测结果；制度因素包括交易约束条件、受水区政策变化。这些因素从不同侧面对农业用水转换价格产生着不同程度的影响。鉴于农业用水转换价格影响因素众多，本报告重点就水资源条件、工程条件、地区经济发展水平、用水转换形式、政策因素等主要因素对农业用水转换价格的影响进行了分析。

6.1.1 水资源条件

水资源条件是影响转换价格的最重要因素。从水资源的时空分布来看，在水资源丰沛地区和水资源短缺地区，水资源的供求关系不同。水资源丰沛地区，不需要通过转换农业用水的方式即可以满足水资源的供需平衡；而在缺水地区，由于供给小于需求，水资源短缺已经影响了当地的城市居民的正常生活并成为制约经济发展的瓶颈，这就需要通过转换部分农业来缓解水资源紧缺的状况。一般情况下，农业用水转换发生在缺水地区，无论是北方的资源性缺水地区或是南方是水质性缺水地区。

实践证明，越是在中国北方缺水的地区，水市场的发育就越健全，农业用水转换就越为丰富。但近年来，工业化尤其是重化工业在南方的加速发展使得在水资源丰富的中国南方地区也呈现了水资源匮乏趋势。水资源越稀缺，农业用水转换为工业、城市用水的价格就越高。

从水资源的年度变化来看，同一地区各年的降水情况不同，对水资源的需求也就不同。在丰水年，由于降雨充沛，需要农业转换的水量会减少，转换价格相应也会降低；而在枯水年，水需求量增加，需要农业转换的水量就会增加，由于市场竞争，转换价格也就会被抬高。

6.1.2 工程条件

供水成本是农业用水转换价格核定的基础，农业用水成本越高，转换价格也就越高。现有工程的运行维护、新建供水工程的投资、运行及维护都直接影响着农业用水成本。兴建新的工程设施或对现有工程设施进行更新改造都会增加供水成本，地理条件复杂地区的水利工程的建设投资和运行维护费加大也会增加供水成本，供水成本的加大将无疑抬高农业用水转换价格。

6.1.3 地区经济发展水平

水是人类生活最基本的要素，也是社会经济发展最重要的因素。从市场供需平衡的角度来看，

如果水资源的供应量减少或是供水需求增加时，转换价格都会升高。在经济发展水平越高的地区，工业、生活对水资源的需求也就越大，水资源的紧缺对于经济发展的影响比较大，甚至会成为该地区经济发展的“瓶颈”，转换价格也就相应地高一些。

农业用水向工业用水转移，改善了水资源缺乏地区的水资源条件，解决制约该地区经济发展的水资源“瓶颈”问题，充足的供水能够创造更多的工业产值，带来更大的经济效益，较高的水价对于迫切需要用水的工业部门也是可以承受的，对水价的承受能力也较高。因此，经济的发展水平对转换价格同样也会产生较大的影响。

6.1.4　用水转换形式

农业是弱势产业，中国大多数水管单位对农业的供水水价远低于供水生产成本。农业用水转换为工业、城市用水，水的用途有所改变，由非经济用水转换为经济用水，不能按照供农业的水价作为交易的基础价格。通常，在其它条件相同的时候，农业用水向城市转换的价格要低于向工业转换的价格。

农业用水转换为生态用水，是由非经济用水转为公共用水，并不产生直接的经济效益，但社会效益显著，受益者是广大人民群众。长期以来，中国尚未形成生态用水的供用水制度，各种用水（包括农业）挤占生态用水的现象一直没有得到遏制，导致生态供水欠账过多。要将被挤占的生态用水讨回来，实现农业用水向生态用水的转换，采用市场机制是不可行的，需要依赖政府的行政手段加以实现，在这种类型的用水转换中，没有明显的价格概念，只是由政府对农业用水主体给予适当的补偿。如中国的塔里木应急调水、黑河调水等大都通过行政手段实现生态用水补给的。

6.1.5 政策因素

一个地区的产业结构对水价有着重要影响。不同地区政府所采取的宏观政策，会对农业用水的转换价格产生直接或间接的影响。如果地区政策倾向于优先发展工业，工业企业将会迅速崛起，需水量在很大程度上也会快速增长，由于农业用水转换数量的有限性和工业企业之间的用水市场竞争，必然导致这一地区的农业用水转换价格的总体提升。

6.2 农业用水转换价格的确定原则

6.2.1 以供水成本为基础的定价原则

农业用水转换价格的核定是以供水成本为基础的。作为农业用水转换交易的双方，在商定转换价格时，都需要考虑农业供水成本。脱离供水成本谈价格是不切合实际的，同时也是不可行的。

6.2.2 双方协商的原则

用水转换涉及多个部门的利益，是交易双方在自愿和协商的基础上进行的，其中转换价格是交易双方进行协商的一项主要内容。农业用水转换价格是交易双方达成的一个协议价格，不能由单方面决定，而必须由用水转换交易的双方进行协商。交易双方根据各自的成本核算，都希望通过用水转换获取最大的利益，这时交易双方就会提出各自的期望价格，由于出让方与受让方两方的期望价格不一致，就必须进行协商，通过磋商，达到一个能够为双方所接受的价格平衡点，即协议价格。

6.2.3 政府监管的原则

农业用水转换的目的是为了提高水资源的利用效率和效益，涉及政府、企业、农业灌溉用水户、水管单位等多个利益主体，所涉及的资金都在上亿元，没有政府的监管是不行。一方面，由于农户在用水转换交易中是弱势群体，政府要加强在定价过程中的监管作用，保证农业用水转换的实施，保证农民的利益不受侵害；另一方面，也要防止在用水需求大于供应的情况下，出现交易价格不合理，使受让方的利益造成侵害的情况。

6.2.4 公众参与定价的原则

从国外用水转换价格的决策机制来看，不论是政府定价、独立机构定价、还是交易双方协商定价，都离不开公众参与和民主协商。农业用水转换涉及多方面的利益，转换价格需要由利益相关主体参与协商，农民用水户作为农业用水的直接使用主体，是最具代表性的社会公众，其自身利益与用水转换息息相关，需要参与用水转换价格的制定。用水转换价格中的公众参与形式可以是多样化的，既可以通过各种媒体（如报纸、电视等）征求公众的意见，也可以由政府水行政主管部门举行听证会，对农业用水转换价格进行听证。缺乏公众参与的农业用水转换是脱离实际的，不具有用水转换的可持续性。

6.3 农业用水转换价格的测算

农业用水转换是在双方受惠基础上的用水交易。既然是市场交易，就离不开价格，虽然转换价格是交易双方通过协商达成的一种协议价格，但这种协商除考虑供水成本外，还须考虑整个价格的构成以及这一价格的大致水平，即所谓的基准价格。其中，基准价格内包含供水成本。更准确的说，协议价格是在基准价格的基础上通过交易双方协商而形成的价格。由此可见，基准价格在协议价格形成过程中起着非常重要的作用，需要对其进行测算。

6.3.1 测算依据

（1）水利部关于水权转让的若干意见（2005 年 1 月）

2005 年 1 月，水利部颁布了《关于水权转让的若干意见》，明确指出水权转让费是指所转让水权的价格和相关补偿。水权转让费的确定应考虑相关工程的建设、更新改造和运行维护，提高供水保障率的成本补偿，生态环境和第三方利益的补偿，转让年限，供水工程水价以及相关费用等多种因素，其最低限额不低于对占用的等量水源和相关工程设施进行等效替代的费用。水权转让费由受让方承担。水权转让费应在水行政主管部门或流域管理机构引导下，各方平等协商确定。

（2）《水利工程供水价格管理办法》（2003 年 7 月）

2003 年 7 月，国家发改委和水利部联合发布了《水利工程供水价格管理办法》（以下简称《水价办法》），该办法于 2004 年 1 月 1 日开始施行。

根据《水价办法》，水利工程供水水价由供水生产成本费用、利润和税金构成。供水生产成本是指正常供水生产过程中发生的直接工资、直接材料费、其它直接支出以及固定资产折旧费、维护费、水资源费等制造费用。供水生产费用是指为组织和管理供水生产经营而发生的合理销售费用、

管理费用和财务费用。利润是指供水经营者从事正常供水生产经营获得的合理收益，按净资产利润率核定。税金是指供水经营者按国家税法规定应该缴纳并可计入水价的税金。

（3）其它可参考的相关政策

根据《水利部关于内蒙古宁夏黄河干流水权转换试点工作的指导意见》（2004 年 5 月），水权转换价格为：水权转换总费用/(水权转换期限×年转换水量)。其中：水权转换总费用包括水权转换成本和合理收益。同时还规定，水权转换总费用要综合考虑保障持续获得水权的工程建设成本与运行成本以及必要的经济补偿与生态补偿，并结合当地水资源供给状况、水权转换期限等因素，合理确定。

6.3.2 用水转换的价格

按照市场经济的运行规则，农业用水转换价格由交易双方根据交易地区的水资源稀缺程度、供需双方的水资源的供求关系、用水转换所带来的潜在收益以及当地的具体特点等进行协商确定。

根据国外农业用水转换价格构成和《水利工程供水价格管理办法》相关规定，农业用水转换价格应该包括水资源费、水利工程供水成本、环境成本、利润、税金、交易费用等各项内容。

- 水资源费

水资源费是供水成本的一项重要组成。根据有关文件规定，中国目前尚未对农业用水征收水资源费，征收的水资源费主要来源于工业用水和城市生活用水。农业用水转换为工业或城市用水时，由于水资源用途发生了变化，按照有关规定，应对被转换的农业用水征收水资源费。

- 水利工程供水成本

水利工程供水成本与水利工程建设和管理状况有着密切的关系。主要包括水利工程折旧、运行维护费、工资福利费、管理费等各项内容。不同类型农业用水转换的水利工程供水成本是不同的，即便是同一类型的用水转换，由于工程状况不同，供水成本也不一样，在测算水利工程供水成本时，需要具体问题具体分析，针对当前的水利工程状况和用水转换情况进行。

- 利润和税金

根据《水利工程供水价格管理办法》，农业供水价格按补偿供水生产成本、费用的原则核定，不计利润和税金。农业用水转换为工业、城市用水，应在在补偿供水生产成本、费用和依法计税的基础上，按供水净资产提利润，利润率按国内商业银行长期贷款利率加 2～3 个百分点确定。

- 水交易费用

水交易费用是度量、界定和保证水产权的费用，包括发现交易对象、讨价还价的费用，订立交易合同、执行交易合同的费用、登记管理费用等。交易费用通常参照国内类似用水转换经验并按照地区相关收费标准进行估算。

- 环境成本

这里的环境成本主要是指因农业用水转换而在转让区发生的环境治理成本。环境成本通常按照将转让区环境恢复至用水转换之前的状态而发生的费用进行测算。农业用水转让区环境治理包括地面环境（如地表植被）治理和地下环境（如地下水）治理两部分。农业用水转换的环境成本由用水转换的受益者承担。

6.4 农业用水转换价格的确定程序

农业用水转换价格应遵循供水成本及相关费用测算、交易双方协商、价格听证、上级主管部门审批等相关步骤。

6.4.1 供水成本和相关费用测算

确定合理转换价格的基础是测算供水成本和相关费用。农业用水转换的供水成本费用主要包括：水资源费、工程折旧费、运行维护费、工资福利费、管理费等各项内容。

6.4.2 交易双方进行协商

任何交易只有在双方互惠互利、实现双赢的基础上才能顺利进行，农业用水转换也不例外。农业用水转换交易双方在测算供水成本及相关费用的基础上，通过协商，确定一个双方都能够接受的价格，这一价格就是用水转换交易双方的协议价格。

6.4.3 意见征询

水资源是一种公共资源，是农业和生态发展所必需的一种基础资源，农业用水转换涉及多方面的利益，不仅包括交易主体双方的利益，同时也包括地方政府和广大农民用水户的利益。在实施农业用水转换价格定价时，应由政府价格主管部门组织地方水行政主管部门、用水转换交易双方代表、农民用水户代表或用水户协会代表、其他利益相关者等对用水转换价格的合理性和可行性进行意见征询，以广泛听取意见，使得用水转换价格更加公平、合理和富有可操作性。

6.4.4 报上级价格主管部门审批

农业用水转换实施之前，用水转换交易双方经过协商，形成了协议价格，但这一价格还不能作为农业用水转换的实际交易价格，尚需要报上级价格主管部门进行审批、登记和备案，以保证农业用水转换价格的合理性、合法性与有效性。

6.5 本章小结

农业用水转换价格受多方面因素影响，包括水资源条件、工程条件、地区经济发展水平、用水转换形式、政策导向等；在制定农业用水转换价格时，需要坚持“以供水成本为基础、双方协商、政府监管、公众参与”等一系列原则；转换价格的测算要以相关法律法规、政策和管理办法为依据；转换价格要通过“供水成本和相关费用测算、交易双方协商、意见征询、上级价格主管部门审批”等步骤进行确定。

第7章 农业用水转换的补偿制度

水既是农业生产最基本的生产资料，同时也是农民最基本的生活资料，离开了水，农业无法生产，农民也无法生活。农业用水转换使灌溉水的使用主体和用途发生了改变，有可能给农业、农民和第三方造成利益损失。为了减少其他行业对农业用水的侵害和对生态环境带来的不利影响，切实保护农民的用水权益，需要对受损失方进行补偿。当然，在不同的经济体制和不同的水资源管理制度下，农业用水转换补偿政策与制度是截然不同的。在计划经济体制下，农业用水的转换补偿对象是灌溉水源、灌排工程设施管理单位。这在《占用农业灌溉水源、灌排工程设施补偿办法》（1995年水利部、财政部和原国家计委联合发布）文件中有明确规定。因此，不涉及农民个人的补偿问题。而在市场经济体制下，特别是在水权制度下，农业用水向其他用水转换的过程中，更主要的是要考虑农民的合法权益如何保护。

7.1 补偿制度基本框架

7.1.1 补偿的条件

用水转换的实施有可能对用水转换一方的用水户或其他用水户产生不利影响。这种影响有可能成为用水转换的一种障碍，为了体现市场交易中的平等和公正，同时也为了使用水转换得以顺利实施，就需要对受损害的一方进行补偿。用水转换的补偿需要在下列条件下进行：

（1）用水转换即将对受害方造成或已造成实质性的损害。损害是实施补偿的前提，补偿是有针对性的补偿，只有产生了损害，才能谈得上补偿。农业用水转换补偿也不例外，用水转换只有对利益相关者产生了损害和损失，有关责任者才能对受损者进行补偿。

（2）受损一方的用水为合法用水。合法的利益是受法律保护的，合法利益的损失可以要求得到补偿。而对于那些不受法律保护的利益，即便是受到了损失，也无法得到补偿。同样，在农业用水转换中，只有合乎法律并且受到损失的那部分利益才能得到补偿，而对于那些确已受到损失但不合乎法律的利益，是无法得到补偿的。

（3）受损方所产生的损失须由中立的评估机构进行评估。遭受损害一方的利益损失是补偿实施的依据，为此，在补偿之前，需要邀请一个中立的评估机构对受损方的利益损失进行评估。然后根据评估结果，补偿者与被补偿者就补偿的额度和方式进行协商。

7.1.2 补偿的原则

在实施用水转换补偿时，需要遵循以下方面原则：

（1）公平公正原则。在实施用水转换补偿中，无论是给与补偿的一方还是接受补偿的一方，都需要坚持公平和公正；

（2）双方协商的原则。协商是实施补偿的必要环节，包括对补偿额度的协商和对补偿方式的协商。在市场经济社会，协商是最主要的沟通方式，经过协商而达成的协议被认为是最富公平的协议，也就更容易被双方所接受。

（3）信息公开的原则。信息公开透明可以增强补偿的公平和公正性。特别是当受补对象为一个团体（非个人）时，将补偿信息公开透明，可以有效地接受公众的监督，有利于保证补偿的公平公正与合理合法。

（4）依法办事的原则。中国正在通过完善相关法规和制度来开展法治社会建设，在法制社会里，任何形式的游戏活动都须遵循相应的游戏规则，否则就会受到惩罚。毫无例外，农业用水转换补偿也要遵循相关法律、法规、制度和办法。否则，超越相关法律而制定出的补偿方案将是违规和不可行的。

（5）有效监管的原则。农业用水带有很大的公益性，农业用水转换实施需要有关部门监督管理，农业用水转换受补对象大多是农民用水户或农民用水户组织，属于弱势群体，需要相关政府部门的支持和保护，通过实施政府有效监管，进而保证农业用水转换相关补偿措施能够尽快落到实处。

7.1.3 补偿的承担者与对象

在实施用水转换补偿时，用水转换的补偿对象通常是指因用水转换而遭受损失的一方，而补偿的承担者通常是指因用水转换而给用水出让方造成损害的一方。在现实生活中，用水转换的补偿对象一般指用水出让方，用水转换的补偿承担者一般指用水转换的承受方。但具体来讲，不同类型的用水转换，其补偿的承担者和补偿对象是不一样的，与用水转换发生的实际密切相关。

（1）补偿的承担者。

对于农业用水向工业用水转换，灌区管理单位和工业企业是直接实施用水转换的机构，工业企业作为用水转换的接收方（或称为受水方）则是此类用水转换补偿的承担者。对于农业用水向城市用水转换，农业用水出让的主体通常是灌区管理单位，而用水转换的受让方则是城市自来水企业，在此类用水转换的补偿中，城市自来水企业是补偿的实施主体或承担者。对于农业用水向生态用水转换，农业用水转换主体通常是灌区管理单位,而生态用水的责任主体则是受水地区人民政府，此类用水转换补偿的承担者应该是受水地区人民政府。

（2）补偿的对象

无论是农业用水向工业用水转换，农业用水向城市用水转换，还是农业用水向生态用水转换，其补偿对象都应该是农民用水户。

7.1.4 补偿方式

用水转换补偿的方式可以多种多样。既可以实行现金补偿，也可以实行实物补偿。在进行实物补偿时，既可以进行工程补偿，也可以进行非工程补偿。所谓工程补偿，就是补偿者通过为被补偿者修建工程（如节水工程、水源工程等）以达到补偿的目的；所谓非工程补偿就是指除工程补偿以外的其他实物补偿。具体落实到农民用水户，可以采取对农民用水户进行补贴或减免部分灌溉水费以及向农民用水户提供节水灌溉设施等措施。各类用水转换所采用的补偿方式可能不尽相同，在实施用水转换中，具体采用哪种补偿方式，则需要通过补偿者与被补偿者进行协商确定。

7.1.5 补偿渠道

任何形式的补偿都需要资金的支持，但不同补偿的资金渠道可能有所不同。当补偿的执行者为政府部门时，补偿资金可以来自政府的拨款、转移支付或农业补助金；当补偿的执行者为企业时，

补偿资金可以来自企业的自有资金或贷款。具体的补偿资金渠道主要取决于补偿的执行者。例如，在农业用水向城市用水转换中，补偿资金主要来自城市自来水企业的自有资金或贷款；在农业用水向工业用水转换中，补偿资金主要来自工业企业的自有资金或贷款；在农业用水向环境用水转换中，补偿资金则主要来自政府的拨款、转移支付或农业补助金。

7.2 补偿额的确定

在用水转换中，受水方如何对因用水转换而遭受损失的第三方进行补偿，补偿额又如何确定，是用水转换相关各方比较关注的事情。特别是补偿额的确定更是引人注目，若补偿额太低，遭受损失的一方难以接受；如果补偿额太高，给予补偿的一方也很难接受。所以，制定一个合理的补偿额度是实施用水转换补偿的一个关键。

7.2.1 补偿额的影响因素

用水转换补偿主要发生在农业用水向其他用水转换中。目前，中国农民尚处于弱势地位，即便是农民用水者协会，也因为缺乏相应的法律地位，其利益也常常受到侵害。所以，在农业用水转换中，应该接受补偿的一方通常是农民用水户。农业用水转换导致农民用水户遭受一定的损失，用水转换受益方应该按照一定的额度予以补偿。由于补偿额受到多方面的影响，在确定补偿的额度时，需要对这些因素加以综合考虑。一般来讲，补偿额受到以下方面因素影响：

（1）自然因素。主要指某一年度的降水情况。由于各年度降水情况不同，农民用水户在每一年度所遭受的损失的程度也不一样：在丰水年份，降水充沛，农民用水户可能不会因用水转换而遭受损失，在这种情况下，农民用水户一般不会提出补偿，用水转中的受水一方一般也不会考虑对农民用水户进行补偿；而在枯水年份，当灌溉用水不能满足灌溉需求时，农民用水户可能会因用水转换而遭受一定的损失，用水转换中的受水一方需要对农民用水户进行补偿，这时的补偿额确定就需要考虑因发生用水转换导致农民用水户缺水加重而产生的损失。

（2）农作物的类型及种植结构。由于每种作物生育期需水量不同，因缺水而导致作物减产的幅度也不一样，需水量小的作物（耐旱作物）的减产幅度可能小一些，而需水量大的作物（非耐寒作物）的减产幅度则可能大一些。另外，种植每一种作物的成本和产值也不相同，即种植每一种作物的净产值不一样，因缺水而导致每种作物净产值减少幅度也不一样。还有，相同土地面积上的作物种植结构也是不一样的，由此因缺水而导致的作物净产值减少幅度也不一样。所有这些，在确定补偿额度时都应该加以考虑。

（3）市场行情。市场交易价格不一样，相同产量下的农作物净产值也不一样。由于每一年度各种作物的市场交易价格不尽相同， 就有可能导致作物相同减产幅度情况下农民用水户所遭受的损失也不一样。例如，在作物减产幅度相同的情况下，当作物市场交易价格较高时，农民用水户所遭受的损失就大一些，当作物市场交易价格较低时，农民用水户所遭受的损失就相对小一些，所以农作物市场交易价格也是影响补偿额的一项非常重要的因素。

（4）评估标准和水平。补偿额还受到评估机构的影响。对于同一农民用水户因用水转换而遭受的损失，由于缺乏统一的评估标准，而且各个评估机构的技术水平也不一样，不同的评估机构所得到的评估结果也不一样，甚至有时差别很大。为此，在确定补偿额时，要选择那些中立的、技术

水平好、信誉高、经验丰富的评估机构对农民用水户的损失进行评估。

7.2.2 补偿额的确定原则

补偿额影响因素复杂，涉及内容较多，在确定补偿的额度时，需要综合考虑这些因素，并遵循以下方面原则：

（1）公平公正的原则。公平公正是市场行为的准则，离开了公平公正的市场行为是不可持续的。用水转换补偿作为一种市场行为也应该遵循公平公正的原则，而作为用水转换补偿的基础，补偿额的确定也应该建立在公平公正的基础上，只有这样，才能够被补偿者和被补偿者所接受，才能使这种补偿行为得以顺利实施。

（2）合理测算的原则。农作物产出的减少量（简称“农作物减产量”）是确定补偿额的基础，不同的方法所测算出的农作物减产量是不同的，为此应采用合理的测算方法对农作物减产量进行测算。针对相同的农作物减产量，不同的价格水平所测算出损失额是不一样的，需要采用即时的市场价格对农业的损失额进行测算，并以此作为确定补偿额的依据。

（3）中介评估的原则。由于受自身利益的驱使，农作物减产量的准确测算和补偿额的合理确定，不应以补偿者和被补偿者任何一方的测算结果为依据，而需要聘请一家中立的评估机构，由评估机构单独对农作物减产量进行测算，并对补偿额进行确定。由于所聘请的评估机构是中立的，不依附于任何一方，所以该评估机构所作出的评估结果应该最符合实际和最具有说服力的。

（4）相互协商的原则。在确定用水转换补偿额时，虽然离不开评估机构的评估，但补偿者与被补偿者之间的协商也是必要的。评估机构给出的只是一个可供参考的补偿额，而不是真正用于实施补偿的一个数据，至于具体补偿多少，尚需要补偿者与被补偿者进行商议，补偿者与被补偿者最后商定的数额才是可以实施的补偿额度。

7.2.3 补偿额的测算

农业用水转换有可能导致农作物减产、生态环境破坏等各种各样的损失，针对这些损失，用水转换受益方需要给予相应的补偿，这就涉及到补偿额的测算问题。在实际工作中，补偿额的测算十分复杂，甚至非常困难，特别是环境损失补偿额的测算。鉴于此，本报告仅仅对用水转换所引发的农作物减产损失补偿额测算进行了研究。

（1）测算依据

用水转换补偿额需要依据下述条件进行测算：

➢相关法律法规和政策。用水转换补偿额测算需要严格遵循国家的相关法律法规，需要接受相关政策的宏观指导，特别是国家对“三农”（农业、农村和农民）的保护政策。

➢补偿地区的经济发展状况。用水转换补偿额测算不能脱离补偿地区的经济水平，要以补偿地区的经济发展状况为基础，严格评价因用水转换而引发的经济损失。

➢补偿地区的产品结构或作物种植结构。不同产品（或作物）的产值是不同的，由于用水转换而引发的区域产值损失也是不一样的。在测算补偿地区的补偿额时，需要对该地区的产品结构或作物种植结构加以考虑。

➢同一地区未受影响相同产品（或作物）的产量。在测算补偿地区某种产品或作物的损失和补偿额时，为了使测算结果更科学和符合实际，需要以同一地区未受影响的同一种产品（或作物）的产量为基准进行测算。

➢补偿地区的物价水平。补偿额的测算是以用水转换所引发的损失为基础的，而损失的计算则离不开补偿地区的物价水平，所以，在测算用水转换补偿额时，除了考虑补偿地区的产品结构或作物种植结构外，还需要考虑每种产品或作物的价格水平。

（2）测算思路

用水转换补偿额测算的基本思路是：

①根据受用水转换影响某一产品（或作物）的产量，并参考同一地区相同生产条件下同一种产品（或作物）的正常产量，测算受用水转换影响该产品（或作物）的减产量；

②通过消除其他因素的影响，测算出由于用水转换影响而导致该产品（或作物）的减产量；

③测算该产品（或作物）的产值减少量；

④根据该地区产品结构（或作物种植结构），测算出该地区因用水转换而导致的产值综合减少量，也就是该地区因用水转换而蒙受的损失；

⑤基于上述测算结果，确定该地区的补偿额。

（3）测算方法

本报告以用水转换给第三方带来的损失作为用水转换补偿额的测算依据，简称“损失率测算法”。具体测算公式如下：

$$V=\sum_{i=1}^{n}(C_{0i}-C_i)\varphi_i A_i P_i$$

式中：V—该地区用水转换补偿额；

i—该地区第 i 种产品（或作物），i=1，……，n;

C_{0i}—该地区第 i 种产品（或作物）的正常产量；

C_i—该地区第 i 种产品（或作物）在用水转换影响下的单位面积产量；

φ_i—该地区第 i 种产品（或作物）用水转换影响系数，代表了用水转换对第 i 种产品（或作物）产量减少的贡献程度；

A_i—该地区第 i 种作物的种植面积，若该公式用于测算除农业以外其他产业的补偿额时，则需略去该项；

P_i—该地区第 i 种产品（或作物）的市场价格。

7.3 本章小结

建立农业用水转换补偿制度对于保证农业用水转换的健康发展、保障粮食生产的安全和农业生态环境安全、促进农业的可持续发展、保护农业和农民的利益、推进农村小康社会与和谐社会的建设、加快中国节约型社会的建设等具有一定的积极作用；农业用水转换补偿制度基本框架主要包括补偿条件、补偿原则、补偿的承担者与对象、补偿方式和补偿渠道等；鉴于补偿额受降水条件、农作物类型及种植结构、市场行情、评估机构等因素的影响，补偿额应按照“公平公正、合理测算、中介评估、相互协商”等原则进行确定，并在补偿额测算中坚持以“损失率”为基本测算依据。

第8章 农业用水转换的协商制度和利益调整机制

在农业用水转换中，相关各方将在各自的约束条件下进行利益博弈，达成一致意见。由于农业用水转换不仅与供求双方的利益直接相关，还涉及其他众多利益主体，各相关主体之间的利益并非总是一致，他们的目标往往相互作用、相互影响、甚至相互冲突，因而需要在相关利益主体间进行有效协商。而农业用水转换中的利益调整又直接关乎到用水转换的公平公正。因此，需要建立农业用水转换部门之间的协商制度和利益调整机制，以保证农业用水转换有序进行。

8.1 农业用水转换中相关部门之间的利害关系分析

对农业用水转换涉及的利益主体及其相互间利害关系的分析，是进行各类制度和机制设计的前提。农业用水转换又因转换类型的差异而导致相关利益者有所不同，因此，对农业用水转换中相关部门之间的利害关系分析需以明确相关利益者为必要条件，而后才能对其间的利害关系做出评价。

当农业用水转换前后不涉及主体的变更而仅仅是用途的改变，则农业用水转换直接的利益相关者就是农业用水的持有者，如某农业水权的合法持有者将农业用水转作自己经营的工业企业或服务业等非农用途，在理性“经济人”的基本假设下，其转换行为是以自身利益最大化为目标的，他将直接从农业用水的非农化转换中获利，此时，当其转换因农业用水量小或对农业用水有清晰的水权等原因不会造成外部影响时，也就是说农业用水转换主体享有了转换的全部收益并承担了因此而产生的所有成本。当然，这是一种相对严格的假设条件，因为水资源的重要性和农业这是一种相对严格的假设条件，因为水资源的重要性和事物之间的联系性，农业用水转换即使没有改变主体而仅仅是用途的变化，也会带来一系列其他的影响，只是影响的大小、范围有别而已。例如，农业用水由主体转作非农用途，最为可能的影响就是因下渗或蒸发量的变化而对生态和环境产生影响，由于生态和环境往往以公共物品的形式出现，而公众是生态和环境的直接享用者，所以这种用水转换又导致了公众利益的受损，这是第三方影响的一种表现。尽管前文仅以转换较少农业用水或持有明晰水权的单个主体进行说明，从而最大限度的消除或减少了各种可能产生的影响，但是当这种转换由少数发展到多数并成为一种普遍现象和趋势的情况下，这种对生态和环境的影响几乎就是一种必然，不仅如此，大量的农业用水转换还将影响到粮食的生产、进而是粮食的需求者或消费者。在这种大规模农业用水转换发生的情况下，即使主体没有变更，农业用水转换的利益相关者范围也将大大的扩展，形成农业用水转换主体和“第三方”两大利益相关部门。

当农业用水转换前后涉及到农业水权主体的变更，可以用“交易”来概括这种转换，由此产生的利益相关者最为直接的就是农业用水交易的供求双方。同样，在理性“经济人”的假设下，只有农业用水供求双方都获利时这种转换才会发生，因此，主体变更下的农业用水转换理论上带来供求双方在利益上“双赢”。当然，主体不变更前提下农业用水转换所可能产生的生态和环境影响、粮食安全效应等第三方影响同样可能发生在主体变更情况下，由此产生农业用水转换供求双方之外的“第三方”利益主体。由于主体变更情况往往是探讨农业用水转换时所指的情况及农业用水转换的通常含义，因此以下探讨均指主体变更情形。在这种框架下，无论是农业用水向工业用水转换，还是向城市用水和向生态环境用水转换，涉及的利益主体基本上可以归结为三方：农业用水供应者，即农业用水出让方；农业用水需求者，即农业用水购买方；农业用水转换中的“第三方”，包括受

到某项农业用水转换影响的其他农业水权持有者、生态和环境服务享有者、以及所在地的相关政府部门等。

这里需要对农业用水转换中的相关政府部门作必要的阐释，因为在农业用水转换中，他们的目标与用水转换供求双方“逐利”的目标不一致，同时，作为农业用水转换“准市场”的“守夜人”，他们的目标和干预往往影响农业用水转换。一方面他们以生态环境用水的主体出现，作为公众代理确保农业用水转换不危及生态和环境，维护当地公众的权益；另一方面，他们要在完成上级关于保障粮食安全的要求下大力推动本地经济发展，后者是上级政府对下级地方政府政绩考核的主要指标之一。总的来看，地方政府在履行职能时有自己的利益最大化偏好，但要受到做好当地生态环境代言人和保障粮食安全的约束。通常，随着经济社会发展，农业部门的比较利益越来越低于工业或其他非农产业部门，发展非农产业能更快的拉动当地经济增长，由此，地方政府相关部门要在加快非农产业发展与确保粮食和生态环境安全之间权衡，在保障粮食安全、维护生态环境的约束下极大化发展非农产业，由此会间接鼓励农业用水向非农转换，特别是在上级监管不利或地方政府盲目追求经济增长时，保障粮食安全和维护生态环境成为软约束，农业用水向非农产业转换往往突破保障粮食安全的许可底线，危及粮食安全和损害生态环境。

总之，农业用水转换是一项复杂的工程，涉及多个利益主体，每个利益主体都有自己的目标，而且相关利益者的目标实现通常要受到一定的约束，而不同主体的目标和约束反过来又影响着农业用水转换（表 8-1）。

表 8-1　农业用水转换相关利益群体及其目标

类型	相关利益主体	目标	约束条件
直接	农业用水转换供应者 农业用水转换需求者	农业用水转换收益最大化	农业用水转换所涉及的各种成本
间接	其他相关农业用水者	农业收益最大化	转换剩余可用量
	生态环境服务享有者	生态环境服务价值最大化	可用水量
	转换所在地方政府部门	政绩最大化	粮食安全和生态环境良好
	上级政府	区域或国家可持续发展	子区域的可持续发展

8.2 农业用水转换协商制度的构想

根据农业用水转换的特点，考虑到该转换的复杂性、影响的广泛性以及“准市场”特性，农业用水转换协商制度的框架应由法律、政府和社会三个层面进行制度安排，即相关法律保障、政府宏观引导和社会公众参与，以规范农业用水转换主体的行为、发挥市场配置资源的效率、维护公众的合法利益。

（1）法律层面

应以法律法规赋予农业用水转换供求双方平等的地位，对农业用水转换主体行为、合法利益保障等进行规范，确保供给者能够自主决定是否将自己持有的合法农业水权用于转换获利，因为在农业用水转换协商中，农民往往处于弱势群体地位和农业通常属于弱质产业，需求者能够自主决定是否购买农业用水；以法律强制要求农业用水转换双方在转换协商中遵循“公平、诚信、等价有偿”等交易的基本原则，不得对用于转换的农业用水的数量、质量、交付条件、买方的资信能力等实际情况进行隐瞒；要求供求双方协商达成一致的价格，进行有偿转换，以此运用市场价格机制引导农

业用水高效配置。

（2）政府层面

需要政府在界定和初始配置水权、保护用水转换中的农民利益、进行准市场制度建设等方面发挥重要的作用，要在农业用水转换供求双方协商过程中对双方的行为进行引导和监管，建设信息平台，减少协商过程中的成本，为农业用水转换双方的协商创造便利的条件。同时，政府作为公共物品和服务的提供者，必须对农业用水转换的生态环境影响做出响应，当农业用水转换损害生态环境、侵害公众利益时，政府要以公众代理人的身份与转换主体进行协商，维护公共利益；当农业用水转换中主体因维护生态环境的需要而损害自身利益时，同样要求政府与转换主体进行协商，对后者加以适当补偿。

（3）社会层面

在协商制度建设中搭建公众发表意见、维护自身利益的平台，通过期刊、报纸、影像等多种媒介让公众了解农业用水转换的内容，鼓励公众代表参与转换协商，维护自身的合法利益。建立公众的利益诉求机制，使公众能够公平、公正地分享农业用水转换带来的利益，确保农业用水转换的合理性和高效性，

8.3 农业用水转换中的利益调整机制

农业用水转换本身是利益在相关各方重新分配的过程，该过程的实现又以众多相关利益主体能够在农业用水转换中实现各自的目标或在并非完全一致的目标之间达成妥协为前提。任何利益的重新分配都需要借助一定的机制完成，无论是通过自上而下的强制分配，还是自下而上的自发变革，伴随农业用水转换的利益重新分配也是如此。尤其是考虑到农业用水转换影响具有的广泛性，更需要借助一定的机制对众多相关主体之间的利益分配进行调整，以实现某种相对均衡，这是农业用水转换得以有序进行和健康发展的必要条件。

根据农业用水转换的“准市场”特征，农业用水转换的利益调整机制框架至少应由两个基本部分构成，即市场的初次分配机制和政府的再分配机制。

8.3.1 市场的初次分配机制

市场的初次分配机制主要是利用农业用水转换协商确定的价格使供求双方的利益得到实现，即农业用水转换的供应方按照商定的转换价格获得出让农业用水的收益，农业用水的需求方通过付出资金购买所需农业用水。以市场配置为基础的初次分配机制充分发挥了价格配置自由的效率，对于农业用水向工业、城市和生态环境用水转换都应按价格信号行事，特别是后者，在农业水权已经清晰界定、农业用水转换没有带来不良生态环境效应的前提下，不能因为政府作为公众的代理主体而不遵循等价有偿的市场机制，违背效率原则。

8.3.2 政府的再分配机制

政府的再分配机制以公平为目标，确保相关各方分享农业用水转换产生的利益。一方面，由于农业用水转换往往招致巨大的外部性，即使在个别的农业用水转换乃至区域局部的农业用水转换中能够实现水权的清晰界定和合理配置，使外部影响内部化，但在诸如国家这样更大的尺度上仍然难

免对生态和环境安全产生不利影响，由此形成农业用水转换地区受益、其他地区利益受损，造成事实上的不公平。另一方面，由于农业用水转换的自身特点，如转换供求双方的数量、能力、转换的自然地理限制等，农业用水转换不易形成完全竞争的市场，此时的转换价格难免具有垄断的成分，造成利益分配不公。在上述两种场合，市场在局部通过价格高效配置农业用水、进而合理分配利益的机制失效，需借助政府的力量进行利益调整，使农业用水转换的利益分配趋于公平。

政府的再分配机制包括诸如税收、补贴、转移支付等一系列手段。农业用水转换的利益再分配可以合理借鉴和运用这些手段以确保转换利益分配的公平性，如可用向从农业用水转换中获益的主体进行征税的方式收取资金，并用于受损方；或者由政府对农业用水转换中的受损主体进行补贴或转移支付，弥补其因农业用水转换造成的损失。但是应该看到，无论是税收还是补贴等手段都具有扭曲价格的负面影响，不利于农业用水的合理高效配置，因而都应作为市分配利益的辅助手段或补充。政府的重点应放在进行市场制度建设、规范农业用水转换供求双方的行为等确保以合理的价格分配利益上面，这也是农业用水转换发展的要求和方向。

8.4 本章小结

农业用水转换协商制度可以有效地促进农业用水转换的顺利实施、减少利益相关主体之间的矛盾冲突、加强公众的民主参与、以及更好地发挥政府的宏观调控。农业用水转换协商制度框架包括法律、政府和社会三个层面，法律层面上要求赋予农业用水转换供求双方平等的地位；政府层面上要求政府加强初始水权界定和配置、准市场制度建设、以及农民利益的保护；社会层面上要求为公众提供发表意见和维护自身利益的平台。农业用水转换中的利益调整机制框架包括利益的市场初次分配机制和利益的政府再分配机制两个层次，其中初次分配机制体现在以价格为手段的市场配置，政府再分配机制则包括政府税收、补贴、转移支付等一系列手段。

第9章 农业用水转换中的农业和农民利益保护制度

农业是弱势的基础产业，农民向来是弱势群体。建立农业和农民利益保护制度，使农业用水转换中农业和农民的利益得到切实保护，不仅可以消除农民的不满情绪，使用水转换工作顺利开展，而且也符合中国的大政方针，符合中央 “三农”政策要求以及中国粮食安全和农业可持续发展的战略要求，有利于新农村建设和全国和谐社会建设，是农业用水转换制度建设的一项重要内容。

9.1 农业和农民利益保护制度设计的原则

农业和农民保护制度设计需要遵循以下方面基本原则：

（1）以现有法律法规为准绳。中国正在开展法治社会建设，法律法规已成为人们行动的准则，任何个人和社会活动都离不开相关法律法规的规范和约束。同样，农业和农民保护制度设计也不能脱离现有法律法规框架，需要以现行的法律法规为准绳实施制度建设，离开现行法律法规框架，所设计出的保护制度框架绝对是不可行和付诸实践的；

（2）以尊重农民的权利为前提。农民的权利体现出的是一种人权，对人权的重视和保护是法治社会建设的根本，同时尊重农民权利也体现了以人为本，是科学发展观的一项重要内容，是社会和谐发展的基础，农业和农民保护制度保护的首先应该是农民的权利，制度设计要以尊重农民的权利为前提和根本，只有农民的权利能够得以尊重，才能谈得上对农民的利益加以保护。

（3）有利于农业水资源可持续利用和农业的可持续发展。农业水资源是农业发展的基础资源，是农业生产最基本的生产资料，离开了农业水资源，就谈不上农业的生产和发展，没有农业水资源的可持续发展，也就谈不上农业的可持续发展。农业和农民保护制度一方面保护的是农民的直接利益，另一方面保护的是农民赖以生存的基础产业——农业的切身利益，农业利益的保护首先应保护其基本的生产资料——农业水资源不受侵害，只有保护了农业水资源和保证了农业水资源的可持续利用，才能谈得上保护农业和保证农业的可持续发展。

（4）有利于保持农村社会的和谐发展和中国和谐社会的建设。人类社会的进步与和谐发展是所有人共同的目标，人类社会的每一项活动都应该围绕这一目标开展和进行，包括农业和农民利益保护制度设计这一活动在内。在中国，“三农”问题直接影响着农村的稳定与和谐发展，乃至整个中国社会的稳定与和谐发展，已受到各级政府的广泛关注和高度重视。农业用水转换与“三农”问题息息相关，如果农业用水转换中农业和农民的利益不能得到很好的保护，就会导致“三农”问题进一步恶化，影响社会稳定。农业和农民利益保护制度设计要充分认识到这一点，从保护农业和农民利益这一角度出发，促进中国农村社会乃至全社会的繁荣与和谐发展。

9.2 农业和农民利益保护制度的主要内容

农业生产活动范围较广，农民的生产和交易涉及的面较宽，广义的农业和农民利益保护制度涉及的内容很多，涉及到农业的生产、运输、销售等环节，以及农民的生产和生活等各个方面，可谓包罗万象，本研究不可能一一涉猎。本研究所涉及的仅仅是其中的一个方面，具体来说，就是在农

业用水转换实施过程中如何建立农业和农民利益保护制度框架（以下就简称为“农业和农民利益保护制度框架”）。农业和农民利益保护制度框架主要包括基本农田用水保证制度和农民利益保护制度两方面内容。

9.2.1　基本农田用水保证制度

基本农田用水保证制度建设的主要目的是：如何在农业用水转换中对基本农田的用水加以保证。具体内容涉及两个方面：一是水量，另一个是水质。基本农田用水保证制度可以由以下“办法”或“细则”组成：

（1）农业用水转换可行性论证管理办法

该办法制定的主要目的是要保证基本农田的用水量。针对用水转换中可以转换的农业用水，本办法提出了相应的可行性论证方法和管理细则，包括农业用水转换论证机构的资质管理、可采用的论证方法、农业用水转换论证相关注意事项、以及罚则等。

（2）农业用水转换中的水质管理办法

制定该办法的主要目的是要保证农业灌溉水质不会因用水转换而有所降低。在农业用水向工业用水转换中，如果工业企业位于灌区之内，灌区将部分农业用水转让给企业，工业企业可以在此基础上扩大再生产，在企业节水配套设施和污水处理设施不完善的情况下，大用水必然会造成大排放和大污染，企业污水排放必然会污染农业用水，导致灌溉水质下降。针对这种可能发生的情况，该办法提出了农业用水转换中受水方的污水排放标准、相关监管办法、以及有关罚则等。

（3）农业用水转换审批管理办法。

制定该办法的目的是为了加强对农业用水转换的审批管理。管理办法内容包括实施农业用水转换申请人（一般为法人）所应具备的基本条件，农业用水转换的申请程序、申请步骤，审批机构对农业用水转换申请的审批程序（包括农业用水转换双方申请人资格审查，农业用水转换可行性论证报告的真实性审查，审批结果的公示、备案以及审批书的下发），以及相关处罚措施等。

9.2.2　农民利益保护制度

农民利益保护制度，顾名思义，其建设的目的是为了保护农民的利益不受侵害，这项制度建设的意义可以从两个层次上来讲：一个是如何保障农民的基本利益不受侵害；另一个是当农民的基本利益受到侵害时，如何对农民进行补偿。一般由以下制度、办法和细则组成：

（1）农业用水转换农民权益保障实施细则

农业用水转换农民权益保障实施细则是开展农业用水转换农民利益保护的具体实施办法，具有较强的操作性。包括：农民利益保护的目标和任务，农民利益保护的基本原则，农民利益保护的具体措施和办法等方面的内容。

（2）农业用水转换听证管理办法

该办法是保证公众参与农业用水转换、反映和表达公众对用水转换意见和意愿的一项非常重要的管理办法。它包括：农业用水转换听证的原则、内容、方式和程序等等。

（3）农业用水转换公示制度

建立农业用水转换公示制度是为了在更大范围内听取公众对农业用水转换的意见，以保证农业用水转换的高度公平和公正。农业用水转换公示制度具体包括：公示原则、公示内容、公示范围、公示方式、公示时间等。

（4）农业用水转换农民利益补偿管理办法

建立农业用水转换农民利益补偿管理办法的根本目的是为了加强农业用水转换中对农民利益补偿的管理。具体内容包括：补偿的基本原则、影响损失的评估、补偿额的确定、补偿的渠道或途径、补偿的方式、补偿的期限、相关罚则等。

9.3 本章小结

建立农业和农民利益保护制度既符合中国的大政方针和战略发展要求，又有利于中国农村和谐发展与和谐社会建设。农业和农民利益保护制度建设既要遵循相关法律法规、尊重农民的权利，又要有利于农业水资源可持续利用和农业的可持续发展，同时还要有利于保持农村社会的和谐发展与中国和谐社会的建设。农业和农民利益保护制度应包括基本农田用水保证制度和农民利益保护制度两方面内容。其中，基本农田用水保证制度应包括农业用水转换可行性论证管理办法、农业用水转换水质管理办法和农业用水转换审批管理办法等；农民利益保护制度应包括农业用水转换农民权益保障实施细则、农业用水转换听证管理办法、农业用水转换公示制度和农业用水转换农民利益补偿管理办法等。

第10章 中国农业用水转换的实证分析

结合中国水市场和水交易实际开展情况，本报告选取了浙江省东阳市——义乌市的农业用水向城市用水转换作为南方地区农业用水转换的实例，选取了甘肃省张掖市的农业用水向生态用水转换、以及宁夏回族自治区和内蒙古自治区的农业用水向工业用水转换作为北方缺水地区农业用水转换的实例。对于不同类型的农业用水转换，由于转换双方的责任主体和转换行为的影响范围不同，其转换机制、价格确定模式、以及转换中的利益调整方式也不一样。本报告针对上述几种农业用水转换类型，就其转换机制特点、价格确定模式和转换中的利益调整方式进行了分析。

10.1 不同类型农业用水转换的转换机制特点

（1）浙江省东阳市—义乌市的农业用水向城市用水转换

浙江省东阳市—义乌市的农业用水向城市用水转换机制具有以下方面特点：（a）自发性。用水转换主要是由两市政府根据交易双方的需求自发兴起的；（b）协商性。用水交易主要是通过两市政府部门之间协商来实现的；（c）有上级主管部门监管。用水转换的协议和实施方案经过了其上级水行政主管部门——浙江省水利厅的审查和批准，从而保证了农业用水转换的公正与合理；（d）无公众参与。交易协议和实施方案的拟定和实施都没有公众参与，没有反映公众的意愿；（e）无农业和农民保护制度。在用水转换实施的全过程都没有建立相应的农业和农民利益保护制度和措施。

（2）甘肃省张掖市的农业用水向生态用水转换

在甘肃省张掖市的农业用水向生态用水转换中，由政府投入 14.213 亿元资金，以支持张掖市通过调整农业种植结构和兴建高标准衬砌渠道实现农业节水，使黑河下游下泄水量增加 2.55 亿 m^3，保证黑河下游额济纳旗绿洲的生态用水。其转换机制具有以下方面特点：（a）政府的强制性。政府作为生态环境的责任主体，充当了生态环境的保护神，通过下发相关文件由各级政府督促农业节水，并将节余的水下泄至下游以满足生态用水需求；（b）无民主协商。用水转换是通过政府计划调配而强制完成的，不存在利益相关者参与的民主协商；（c）无农业和农民利益保护制度和措施。用水转换只考虑了如何使农业实现节水，并没有考虑对农民的权益进行保护，以及对农民的利益进行补偿。

（3）宁夏和内蒙的农业用水向工业用水转换

宁夏和内蒙的农业用水向工业用水转换是通过工业企业投资灌区节水工程改造来实施农业节水，灌区管理单位将农业节余下来的水转让给工业企业来实现的。其转换机制具有以下方面特点：（a）自发性。用水转换主要是由电厂和灌溉管理局根据交易双方的需求自发兴起的；（b）协商性。在整个交易过程中，电厂与灌溉管理局之间的协商起到了非常重要的作用，交易双方通过协商达成了农业用水转换的协议，为农业用水转换的实施奠定了基础；（c）有政府部门监管。自治区水行政主管部门在农业用水转换中发挥了良好的政府监管作用，这主要体现在自治区水利厅对电厂与灌溉管理局农业用水转换实施方案的审批工作中，通过双方转让主体的交易资格、用水转换对农业灌溉的影响、用水转换的可行性等方面的审查，进而保证了农业用水转换的公正与合理；（d）有流域机构参与。黄河水利委员会对两区的农业用水转换给予了启示和引导，并就农业用水转换所带来的影响进行了评价，以及对项目进行了审批，确保了该地区农业用水转换不会对其他地区乃至整个流域的水资源配置产生不利影响；（e）无公众参与。无论是宁夏的农业用水转换，还是内蒙的农业用水

转换，在整个交易实施过程中，都没有农民用水户的参与，也没有进行听证，交易协议和实施方案没有反映公众的意愿；（f）无农业和农民利益保护制度和措施。在两区实施的所有农业用水转换中，都没有建立相应的农业和农民利益保护制度和措施。

10.2 不同类型农业用水转换价格的确定方法

农业用水转换价格受水资源条件、供水成本、自然地理条件、经济发展水平、产业结构、相关政策等多种因素的影响。在其他条件相同的情况下，通常来讲，富水地区的转换价格要低于缺水地区的转换价格；转换水的供水成本越低，其转换价格也就相对低些；自然地理条件复杂地区的输水成本较高，其转换价格也相对高些。因此，不同地区、不同类型的农业用水转换价格水平有所不同，即便是同一地区、同种类型的农业用水转换，其转换价格也不尽相同。也就是说，对于各个地区、各种类型的农业用水转换，其转换价格水平是不具有可比性的。

不同类型的农业用水转换，其转换价格确定的具体方法是有所不同的。如在浙江省东阳市——义乌市用水转换中，东阳市政府也进行了单方供水成本的核算，并在此基础上与义乌市政府进行协商，进而确定单方水交易价格；在宁夏和内蒙的用水转换中，灌溉管理局也是根据单方水节水成本和工业企业（电厂）申请水量来测算相应的灌区工程节水改造资金的，并在此基础上通过与工业企业（电厂）协商进一步确定灌区工程节水改造投资额；而在甘肃省张掖市农业用水向生态用水转换中，政府是根据黑河中游新增下泄流量来确定张掖市农业节水改造投资额的，用水转换价格在这里没有实际的意义，因为新增水量不仅来自灌溉工程的节水改造，同时也来自作物种植结构的调整。从上述实例可以看出，除农业用水向生态用水转换外，其他类型的农业用水转换价格确定大都遵循着这种模式：即在供水成本核算的基础上通过协商确定转换价格。

10.3 不同类型农业用水转换的利益调整

农业用水转换中的利益调整主要是指经济方面的利益调整。农业用水转换利益调整分为“一次调整”和“二次调整”两个阶段。

农业用水转换中利益的一次调整是指农业用水转换本身。这主要体现在以下方面：首先，农业用水本身作为一种非常重要的生产资料和生活资料，能给使用主体带来一定的经济收益，通过市场交易，农业用水转换的接受方成为新的用水主体，从而可以享用农业用水所带来的收益；其次，农业用水转换是一种在市场调节、政府调控条件下，以交易双方相互协商为主要形式的用水交易。既然农业用水转换是市场经济条件下的用水交易，这说明接受方在接受农业用水时需要付出一定代价，而转让方在转让其农业用水时需要获取一定的收益。以上表明，农业用水转换本身是一种有偿的用水交易，它在用水转换交易双方之间带来了相应的经济利益调整。

农业用水转换中利益的二次调整主要表现在两个方面：一是由于农业用水转换的外部影响，致使第三方利益受损，需要用水转换相关责任者给与相应的经济补偿；二是由于各方面条件限制，用水转换市场化程度不高，在一定的区域或范围具有一定的垄断性，转换价格受到一定程度的垄断，造成利益分配不公平。针对上述两种情况，政府需要根据区域经济发展规划和产业结构调整规划，运用诸如税收、补贴、转移支付等一系列手段，在利益相关方之间进行利益调整。

不同类型的农业用水转换，所涉及的利益主体不一样，利益调整的范围和方式也有所不同。(1)对于浙江省东阳市——义乌市的农业用水向城市用水转换。义乌市一次性出资 2 亿元购买东阳横锦水库每年 5000 万 m^3 水的永久使用权，承担了横锦水库引水工程 2.79 亿元的概算投资，并按当年实际供水量按 0.1 元/ m^3 标准支付综合管理费。通过用水转换，东阳市不仅可以得到 2 亿元的资金，而且每年还有 500 万元的供水收入，成本不到 1 元/ m^3 的水却卖出了 4 元/ m^3 的价格；而义乌市从表面上看好像把 2 亿元扔到水里，但从投入产出看，购买 $1m^3$ 水权才付出 4 元的代价，而自己建设水库至少要花 6 亿元，况且本地区内还建不了那么大的水库。在本次农业用水转换中，转换主体为东阳市和义乌市政府，利益的调整范围涉及东阳和义乌两个城市；东阳市和义乌市之间的利益调整则是通过市场机制，即转换主体双方进行磋商并签订协议的方式来实现的。(2) 对于宁夏和内蒙的农业用水向工业用水转换。用水转换的主体则是工业企业（电厂）和灌溉管理局，利益的调整范围涉及工业企业和灌区，两者之间的利益调整也主要是通过市场机制，即转换主体之间的协商和签订协议来实现的。(3) 对于甘肃省张掖市的农业用水向生态用水转换。用水转换是在灌区管理局与政府部门之间开展的，转换主体为各灌区管理局和相关政府部门，利益调整的范围主要涉及灌区和黑河下游额济纳旗绿洲；与前两种用水转换不同的是，本次用水转换不是以市场机制为主，而是以政府的行政调控为主要手段，政府通过给灌区下达节水指标，进而实现灌区农业用水向黑河下游生态用水的转换。

从上述农业用水转换的实例可以看出，目前中国农业用水转换的利益调整还仅仅限于用水交换过程中“一次调整”。这主要与当前中国水市场发育程度、水权明晰程度、相关法律法规完善程度、人们的权益保护意识密切相关。随着中国市场经济的发展和法治社会建设步伐的不断加快，水市场相关法律法规和管理制度将进一步完善，人们的市场意识和权益保护意识将进一步提高，农业用水转换中利益的“二次调整”将愈加受到重视。

10.4 本章小结

当前，中国不同类型农业用水转换的转换机制、价格水平、价格确定模式和利益调整方式各具特点。其中，向工业和城市的用水转换具有一定的自发性，而向生态的用水转换则具有一定的政府强制性，虽然它们都接受了政府部门的监管和调控，但缺乏公众或农民用水户的有效参与，以及完善的农业和农民利益保护制度和措施。由于受自然地理、经济条件等因素的影响，各个地区不同类型农业用水转换的价格水平也不一样。除农业用水向生态用水转换外，其他类型的农业用水转换价格都是在供水成本核算的基础上通过协商来确定的。中国目前的农业用水转换利益调整还仅仅限于用水交换过程中“一次调整”，即通过农业用水转换本身来实施相关利益的调整。

第11章 中国农业用水转换制度建设的实施建议

11.1 农业用水转换制度建设的主要内容及与其他专题相关制度之间的关系分析

11.1.1 农业用水转换制度建设的主要内容

农业用水转换制度建设的重点在于以下五个方面：（1）农业用水转换价格的定价制度；（2）农业用水转换的补偿制度；（3）农业用水转换相关部门之间的协商制度；（4）农业用水转换中的基本农田用水保证制度。包括农业用水转换可行性论证管理办法、农业用水转换中的水质管理办法和农业用水转换审批管理办法；（5）农业用水转换中的农民利益保护制度。包括农业用水转换农民权益保障实施细则、农业用水转换听证管理办法、农业用水转换公示制度和农业用水转换农民利益补偿管理办法。农业用水转换制度主要内容构成见图 11-1。

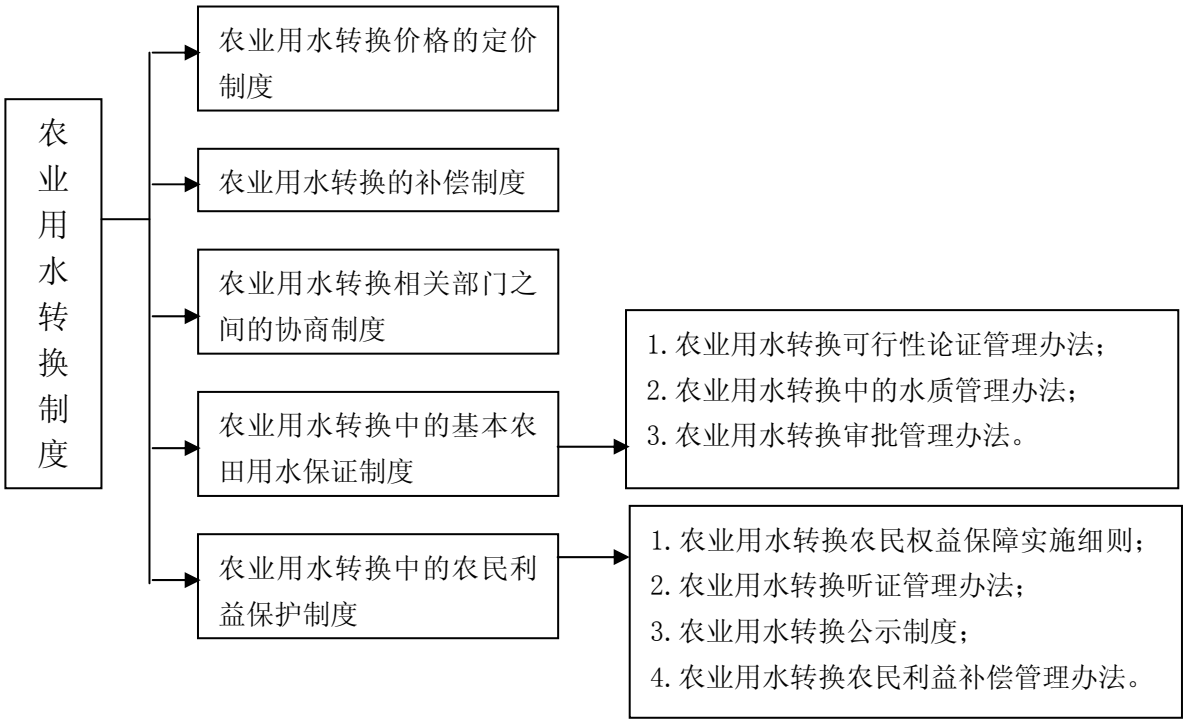


图 11-1　　农业用水转换制度建设主要内容

11.1.2 与其他专题相关制度之间关系

在整个“中国水权制度建设研究”中，其他各专题也分别就制度建设提出了相应的设想，要求建立一些制度。这些制度涉及到水权管理的各个阶段，既涉及了初始水权的分配阶段，也涉及了水权的流转阶段。而严格来讲，农业用水转换是农业水权的一种流转，应属于水权流转阶段。经过分析认为，在各专题许许多多的制度中，以下几种制度与农业用水转换制度的关系较为密切，包括：供水成本核算制度、水价定价制度、所有权制度、使用权制度、水权流转制度、水资源价值核算制度、水资源和水环境保护制度、权利保护和用水行为规范制度、水权的登记和管理制度、应急用水的危机管理制度、水权期限的审查制度、第三方保护及补偿制度、民主协商制度、争议解决制度、监管制度。

农业用水转换制度是在上述水权制度基础上针对农业水权流转而建立的一系列制度，是对水权流转制度进一步的细化和补充，与水权制度有着密不可分的联系。较之水权流转制度，农业用水转换制度更着重农业用水转换的操作层面，具有更强的操作性。不同种类农业用水转换制度都是相应类型水权流转制度的衍生，是根据相应类型水权流转制度而建立起来的。如农业用水转换价格的定价制度建立需要以水资源价值核算制度、供水成本核算制度、水价定价制度等为基础；农业用水转换的补偿制度建立需要以第三方保护及补偿制度为基础；农业用水转换相关部门之间的协商制度建立需要以水权流转中的民主协商制度、争议解决制度等为基础；农业用水转换中的基本农田用水保证制度建立需要以水权流转中的水资源和水环境保护制度、权利保护和用水行为规范制度、水权的登记和管理制度、应急用水的危机管理制度、水权期限的审查制度、监管制度等为基础；农业用水转换中的农民利益保护制度建立需要以水权流转中的权利保护和用水行为规范制度、听证制度、公示制度、政府监管制度等为基础。

总体来讲，上述水权制度是农业用水转换制度建设的基础，农业用水转换制度则是上述水权制度的延伸、细化和具体化的结果，同时也是上述水权制度建设的重要内容。农业用水转换制度与其他专题相关制度之间关系见图 11-2。

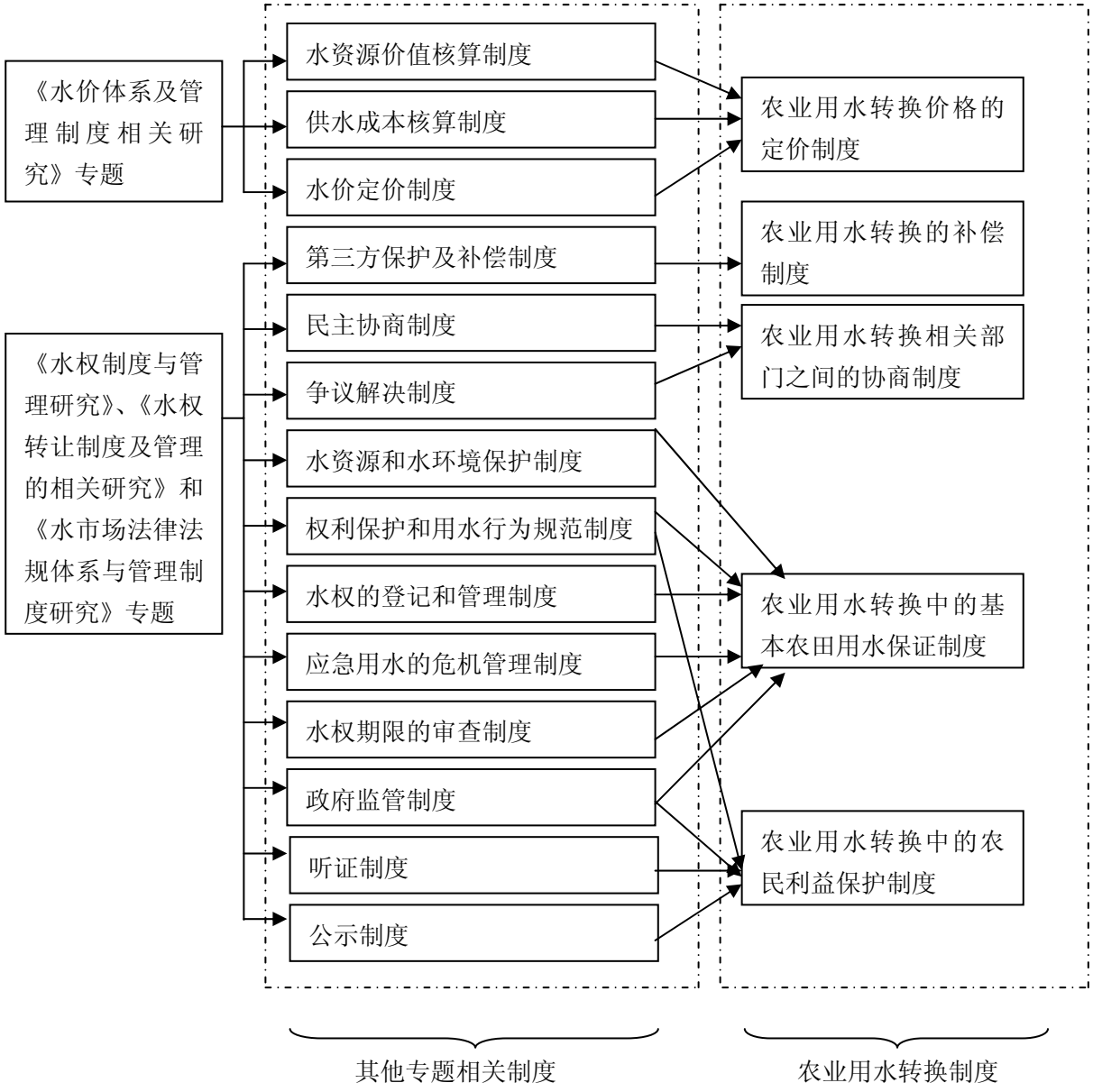


图 11-2　农业用水转换制度与其他专题相关制度之间的相互关系

11.2 农业用水转换制度建设的实施阶段

水权制度建设分为水权初始分配制度建设和水权转让制度建设两个阶段，其中农业用水转换是农业水权流转的一种方式，农业用水转换制度建设处于整个水权制度建设的第二阶段，也即只有在完成水权初始分配后，农业用水权得到明晰，才能实施农业用水转换。因此，在中国水权制度建设进程中，农业用水转换制度应当排在初始水权建立以后。

农业用水转换制度建设可以分为两个阶段：准备阶段和贯彻落实阶段。

（1）准备阶段

首先，由水利部组织开展调查研究，在《水利部关于内蒙古宁夏黄河干流水权转换试点工作的

指导意见》（2004 年）的基础上，出台全国性的《农业用水转换管理实施办法》，对农业用水转换所涉及的重要环节和重要内容作出相应规定，包括农业用水转换的前期论证、审批、实施程序、补偿、协商、公众参与、基本农田用水保证、农民利益保护等各个方面；其次，各地方政府根据《农业用水转换管理实施办法》，并结合当地实际情况，制定具体的农业用水转换制度，如农业用水转换价格的定价制度、农业用水转换的补偿制度、农业用水转换相关部门之间的协商制度、农业用水转换中的基本农田用水保证制度、农业用水转换中的农民利益保护制度等。对于那些已经开展农业用水转换探索的地区，如浙江省的东阳市和义乌市、甘肃省的张掖市、以及宁蒙地区，由于已经形成了一些农业用水转换制度，这些地区需要根据《农业用水转换管理实施办法》和农业用水转换制度建设框架，建立新的制度，使农业用水转换制度得到进一步的补充和完善；而至于那些正在酝酿但尚未开展农业用水转换的地区，农业用水转换制度还是一片空白，这些地区应切实根据制度建设基本框架和《农业用水转换管理实施办法》，建立起配套相对完善的农业用水转换制度。

（2）贯彻落实阶段

该阶段的主要任务是将农业用水转换制度付诸于实践并不断完善。地方各类灌区管理单位、企业和用水户作为农业用水转换制度的执行主体，要积极遵守政府颁布实施的各项制度，并提出建设性的建议；地方省级人民政府作为农业用水转换制度的实施主体，应严格履行监管职能，对农业用水转换各项制度的执行情况进行监督检查，认真听取公众意见，积极总结实践经验，开展制度创新。

关于农业用水转换制度建设进程问题。农业用水转换的前提是具有明晰的农业水权，由于中国水权管理工作尚处于起步阶段，水权不甚明晰，水权制度没有建立，而农业用水转换作为农业水权的一种流转，需要在水权初始分配完成以后才能开展，因此真正建立和实施中国农业用水转换制度尚须时日。据初步估计，中国完成水权初始分配和建立相对完善的水权制度大概还需要 10 年的时间，也就是说，中国农业用水转换制度建设工作要在 10 年以后才能进入正轨，这时全国范围的大规模农业用水转换才能真正得以开展。但在此之前，中国政府可以在条件相对成熟的一些地区开展试点工作，通过实践，积累经验，进而为农业用水转换制度的建立奠定基础。

11.3 农业用水转换制度建设的实施方式

中国农业用水转换制度建设是对中国水权流转制度进一步的细化和补充。目前中国还处于水权初始分配尚没有完成，农业水权尚不明晰的时期。一些缺水地区已经开始在实践中摸索农业用水转换的理论，2005 年 1 月 11 日水利部也出台了《关于水权转让的若干意见》，因此，通过采取试点、取得经验、理论升华、形成制度的办法，采取“自上而下”和“自下而上”相结合的方式，分阶段、分步骤建设和实施，是中国农业用水转换制度建设的有效措施。

11.4 当前迫切需要解决的问题

（1）完成流域和区域水权分配，明晰水权，尤其是明晰农业用水水权；

（2）有关政府部门，尤其是各级水行政主管部门，应在全国范围内组织开展农业用水转换调查研究，总结实践经验，发现存在问题，做好制度建设的前期工作；

（3）制度建设，政策先行。国家应针对农业用水转换制定税收优惠政策，鼓励开展各种形式的农业用水转换，培育和发展农业用水转换市场；

（4）水利部应尽快制定并出台全国性的农业用水转换指导性文件——《农业用水转换管理实施办法》，从而为各地区农业用水转换制度体系建设提供指导。

11.5 本章小结

农业用水转换制度建设的主要内容包括农业用水转换价格的定价制度、补偿制度、协商制度、基本农田用水保证制度、农民利益保护制度等五个方面。不同种类农业用水转换制度都是相应类型水权流转制度的衍生，是根据相应类型水权流转制度而建立起来的，相互间存在着密切联系。

农业用水转换作为农业水权的一种流转，需要在水权初始分配完成以后才能开展，完成流域和区域水权分配，明晰水权，尤其是明晰农业用水水权是农业用水转换制度建立的前提。农业用水转换制度建设处于整个水权制度建设的第二阶段。

农业用水转换制度建设的实施首先需要由国家水行政主管部门出台相关指导性意见，其次由当地政府根据国家水行政主管部门的指导性意见，制定具体的制度和办法。

通过采取试点、取得经验、理论升华、形成制度的办法，采取“自上而下”和“自下而上”相结合的方式，分阶段、分步骤建设和实施，是中国农业用水转换制度建设的有效措施。

第12章 研究结论

本报告通过中国农业用水转换制度相关问题研究，得出以下方面结论：

1．中国的农业用水具有向城市、工业和生态用水转换的可能性，且中国农业用水转换的范围将逐渐扩大，转换的对象将逐渐多样化。当前中国农业用水向工业和城市用水的转换具有一定的自发性，而向生态用水的转换则具有一定的政府强制性，尽管都接受了政府部门的监管和调控，但缺乏公众或农民用水户的有效参与，以及完善的农业和农民利益保护制度和措施。除农业用水向生态用水转换外，其他类型的农业用水转换价格都是在供水成本核算的基础上通过协商来确定的。中国目前的农业用水转换利益调整还仅限于用水交换过程中“一次调整”，即通过农业用水转换本身来实施相关利益的调整。

2．中国的农业用水转换的健康发展离不开完善的机制和制度，因不同类型的农业用水转换在转换机制、价格水平、价格确定模式和利益调整方式上各具特点，应该针对不同的农业用水转换类型建立不同的运行机制。**农业用水向工业用水转换**应建立 “政府调控、市场引导、多边协商” 运行机制，主要是建立政府监管机制、第三方影响评价机制、政府监督下的转换价格形成机制、农业节水工程建设多渠道投入机制（如企业举债、利用外资、社会资本投入、农民投工投劳并按工享受节水收益等）、多边协商机制（指政府、水管单位、企业、用水户之间）；**农业用水向城市用水转换**应建立“政府调控、准市场运作、公众参与” 的运行机制，主要是建立水利部门制订管理办法、灌区自查、用水户协会监督与政府批准相结合的监管机制、第三方影响评价机制、政府主导下的转换价格形成机制、农业节水工程建设多渠道投入机制（如政府拨款或举债、转移支付、农业补助金，以及农民投工投劳且按工享受节水收益等）、民主决策机制和用水户参与的社会监管机制；**农业用水向生态用水转换**应建立“政府主导、财政投入、社会赞助、公众参与” 的运行机制，主要是建立政府监督管理机制、第三方影响评价机制、利益补偿机制、政府财政投入机制（包括政府拨款或举债、转移支付、农业补助金等）、社会投入的宣传、教育和激励机制、多边协商机制（指政府、受益区公众代表、生态补水工程管理单位、农民用水户代表、灌区管理单位、生态受水区管理单位之间）、民主决策机制和用水户参与的社会监管机制。

3．中国农业用水转换制度建设是对中国水权流转制度进一步的细化和补充，重点是农业用水转换价格的定价制度、农业用水转换的补偿制度、农业用水转换相关利益部门之间协商制度和利益调整机制、农业和农民利益保护制度，并且应该采取不同方式分阶段、分步骤建设和实施。农业用水转换价格应坚持“以供水成本为基础、双方协商、政府监管、公众参与”等原则，以相关法律法规、政策和管理办法为依据，按照“供水成本和相关费用测算、交易双方协商、意见征询、上级价格主管部门审批”等步骤进行确定。农业用水转换补偿额应按照“公平公正、合理测算、中介评估、相互协商”等原则进行确定，并在补偿额测算中坚持以“损失率”为基本测算依据。农业用水转换相关利益部门之间协商制度应从法律、政府和社会三个层面建立：应赋予农业用水转换供求双方法律上平等的地位；政府应加强初始水权界定和配置、准市场制度建设以及农民利益的保护，为公众提供发表意见和维护自身利益的平台。农业用水转换中的利益调整机制分初次分配机制和再分配机制两个层次。其中，初次分配机制体现在以价格为手段的市场配置，再分配机制则包括政府税收、补贴、转移支付等一系列手段。农业和农民利益保护制度应包括基本农田用水保证制度和农民利益保护制度两方面内容。其中，基本农田用水保证制度应包括农业用水转换可行性论证管理办法、农

业用水转换水质管理办法和农业用水转换审批管理办法等；农民利益保护制度应包括农业用水转换农民权益保障实施细则、农业用水转换听证管理办法、农业用水转换公示制度和农业用水转换农民利益补偿管理办法等。

主要参考文献

【1】汪恕诚. 水权转换是水资源优化配置的重要手段. 中国水利报，2004-4-20.

【2】汪恕诚.实现水资源优化配置的经济手段.中国水利，2000（11）.

【3】汪恕诚.水权管理与节水社会.水利部政策法规司编，2001.

【4】敬正书.推进从被动抗旱到主动节水的战略性转变——宁夏引黄灌区节水增效的启示.中国水利水电出版社，2005.9.

【5】娇勇，田克军.关于黑河流域近期治理情况的调研报告.水利系统优秀调研报告（第二辑）.中国水利水电出版社，2003.10.

【6】张红兵，郑通汉等.关于宁夏内蒙古水权转让情况的调研报告. 水利部 2003~2004 年调研报告集，中国水利水电出版社，2005.9.

【7】刘文，黄河等.中国部分地区水权转让情况的调研报告. 水利部 2003~2004 年调研报告集，中国水利水电出版社，2005.9.

【8】刘文，黄秋红，王春元.关于浙江“东阳—义乌”水权转让的调研报告.水权与水市场：资料选编之一. 水利部政策法规司编，2001.

【9】吴季松. 水权转换试点的现实和法律、经济思考.中国水利报. 2004-4-29

【10】水利部发展研究中心. 张掖市水权水价水市场研究. 2003.11

【11】钟玉秀：水权交易价格和水市场立法原则的初步认识. 水利发展研究 2001（4）.

【12】钟玉秀、刘洪先等:张掖市节水型社会建设试点的经验和启示，《水利发展研究》2003（7）.

【13】关景匀. 制度建设领航水权转换.中国水利报.2004-7-17.

【14】浙江省水利厅.关于东阳市向义乌市转让横锦水库部分用水权的调查报告. 水利部政策法规司编，2001.

【15】胡继连.水权市场与农用水资源配置研究.中国农业出版社，2005.3.

【 特 定 课 題 】

课题 I-1
水权物权性与公共性之保障研究

岳恒（水利部发展研究中心）

目　录

一、水权具有物权性与公共性 1
（一）水权的涵义 1
（二）水权具有物权的特性 2
1、水权满足物权的基本性质 3
2、水权具有物权的效力 3
3、水权符合物权客体特定化的要求 4
4、水权为准物权 5
（三）水权具有公共性 6
二、水权的保障及中国有关规定与实践 7
（一）水权保障的一般分析 7
1、水权物权性的保障 7
2、水权公共性的保障 8
（二）中国水权保障的法律规定 8
1、水权保障的法律法规体系 8
2、水权物权性法律保障的具体分析 11
3、水权公共性法律保障的具体分析 14
（三）中国水权保障的管理实践 16
1、水权物权性的管理实践 16
2、水权公共性的管理实践 17
（四）现行规定与实践分析 19
1、水权物权性保障的缺陷分析 19
2、水权公共性保障的缺陷分析 20
三、主要国家关于水权保障的规定和做法及其借鉴意义 21
（一）美国 21
（二）日本 22
（三）法国 23
（四）借鉴意义 24
四、中国加强水权保障的对策 25

（一）加强水权物权性的保障 25
（二）水权公共性保障的转型 26
（三）水权物权性保障与公共性保障的协调 28
（四）中国加强水权保障的制度建设 30

水权，是权利人取得、使用与处分水资源的权利，是取水权、使用权与排水权的总称。水权具有物权性，即权利人得在法定条件下，依自己的意志自由行使权利；同时，由于水资源的特殊性，水权又具有公共性，即权利的行使必须以保障社会公共利益和他人合法权益为前提，具有较强的公共性，受国家行政干预较多。

由于水权的物权性与公共性，水权应当依特别法的规定取得和行使，只有在特别法没有规定时，才适用普通民法的规定。

一、水权具有物权性与公共性

（一）水权的涵义

明确水权的涵义，是研究水权问题的基点，也是水权理论的核心。就目前来看，我国学者对水权的概念众说纷纭，还没有形成统一的概念。按学说内容，主要可以分为三类："单权说"、"两权说"、"三权说"、"四权说"和"多权说"[1]。

表一　国内学者关于水权内涵的界定

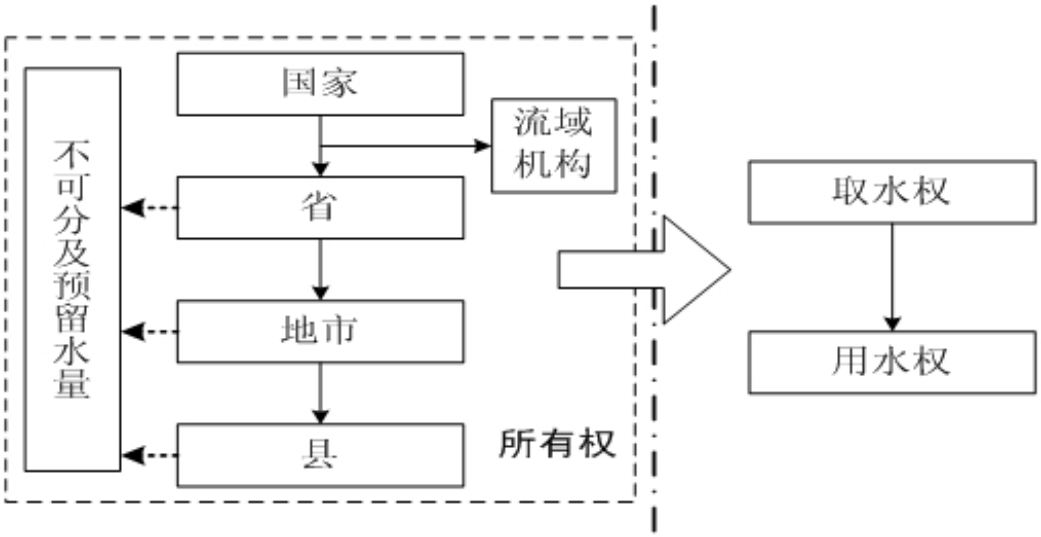
水权内涵	主要代表	释义
单权说	周霞、张岳、刘斌等	使用权
两权说	汪恕诚、傅春、赵伟、李晶等	所有权和使用权
	董文虎等	水资源水权、水利工程供水水权
三权说	姜文来、石玉波、张郁、江山等	所有权、使用权和经营权
	黄河等	使用权、转让权、收益权
四权说	沈满洪等	所有权、占有权、支配权和使用权
衍生说	熊向阳等	所有权及其衍生的使用、经营、转让权、受益权、财产安全权等权益综合体

对上述关于水权内涵的各种观点，本文持不同意见。本文认为，从中国初始水权分配的程序可以判断（初始水权分配的程序见图一所示），水权应当为对水资源的取水权、使用权与排水权。

在水权的分配过程中，国家基于所有权，在保留部分水资源的情况下，将可用于分配的水资源通过行政体系的行政配置权，向下分配，最后，通过取水许可向取水户分配取水权。在分配的过程中，部分用水户直接获得用水权，另外的用水户通过取水户取得用水权，这两部分统称为使用权。最后，在完整的水权理论体系下，排水权应当与取水权和用水权结合。水权是此三权的总称。

[1]中国水权制度建设研究之专题四"水权转让制度及管理的相关研究报告"，李晶、钟玉秀、姜楠等，发展研究中心，2006 年。

根据权利本质，权利由法律上的力与合法利益二要素构成[2]，因而收益权为权利本身所包含。初始水权分配完成之后的经营权和转让权，是基于其取水权和使用权而获得的，并非水权的必然要素之一。因而二者都不是水权的内涵。



图一　初始水权分配程序示意图

因此，本文所论述的水权，是指权利人对水资源享有的取水权、使用权与排水权，由于现行的排水权并未纳入取水许可管理，因而本文论述的水权以取水权与使用权为主。

（二）水权具有物权的特性

关于物权的概念，仍存在各种不同的观点，大致有四类[3]：

表二　物权概念的分类

类别	第一类	第二类	第三类	第四类
定义	物的直接支配性	直接支配与享受利益	直接支配与排他性	直接支配、享受利益与排他性
代表人物	梅仲协、李宜琛、洪逊欣、浅井清信、金山正信	姚瑞光、舟桥淳一	张龙文、吴明轩、倪江表、曹杰	郑玉波、史尚宽、我妻荣、田山辉明、山本进一、林良平

我国《物权法（草案）》第二条阐明，本法所称物权，指权利人直接支配特定的物的权利，包括所有权、用益物权和担保物权。

本文采上述第一类，即物权，是直接支配特定物的权利。

物权的特性，指物权的直接支配性、保护的绝对性。物权的直接支配性，指物权人可依自己的意思，无须他人意思或行为的介入，对

[2]梁慧星、陈华彬：《物权法》（第二版），法律出版社 2003 年版。
[3] 梁慧星、陈华彬：《物权法》（第二版），法律出版社 2003 年版。

标的物即得为管领处分，实现其权利内容得特性。保护的绝对性，指物权人在其标的物的支配领域，非经其同意，任何人均不得侵入或干涉，否则即构成违法，法律赋予物权人绝对保护的特性。[4]由物权的特性决定了物权的效力，本文采四效力说，即物权具有排他效力、优先效力、追及效力以及物上请求权。显然，水权具有物权的特性与效力，在权利客体方面也满足物权客体的要求。

1、水权满足物权的基本性质

（1）水权具有直接支配性。与债权为请求他人为一定给付的特质不同，物权的支配性，主要是物权人对标的物的支配，无须他人意思或行为介入就可以实现。虽然水权人在权利取得方面，大多需要水行政主管部门或者流域管理机构的行政许可，水权的转让需要经过水行政主管部门或流域管理机构的监督和管理，但是，行政许可仅对水权的产生起到辅助作用，水权人在法定条件下，得依自己的意愿行使水权、进行取水、用水或排水，或将所获得的水权转让他人并从中获取收益。从这方面来讲，水权人对水资源具有直接支配性。

（2）水权的保护具有绝对性。法律赋予物权人绝对保护的特性，即物权属于可以要求世间一切人对其标的物的支配状态予以尊重的权利，一切人均负有不得侵害该直接支配状态的义务，物权人可以对任何人主张其权利，即具有绝对权或对世权。水权人依法取水、用水和排水的权利，得排除一切人的侵害，任何人侵害了水权，水权人均得向其主张权利。此点与债权受侵害仅得向债务人请求履行或请求不履行的损害赔偿，原则上对债务人以外的人不能主张，显然不同。

2、水权具有物权的效力

物权的效力，主要表现为物权的排他效力、优先效力、追及效力和物上请求权。[5]

（1）水权具有排他效力。物权具有排他效力，即在同一标的物上不得存在性质或者内容不相容的同种或异种物权。有学者认为，水资源使用权不具有排他性，原因是水资源具有多种用途，对同一水资源可成立多种使用权[6]；也有学者认为，在特定区域的水资源上可同时存在数个水权[7]，因此，原则上讲，水权没有排他性，排他原则常常无力解决水权之间的效力冲突问题。正如美国联邦最高法院所作的

[4] 同上。
[5] 梁慧星、陈华彬：《物权法》（第二版），法律出版社 2003 年版，第 48 页。
[6] 李景丽：《物权法论新论》，北京：西苑出版社 1999 年版，第 208 页。
[7] 崔建远，《准物权研究》，法律出版社，2003 年版。

阐述，具有排他性的财产权稀少，水权不在其中。[8]水权人之间的利益冲突，主要是通过优先权来协调的。但是本文对此有不同意见，如果将水权的客体特定为水权行使时特定化的客体（不论以水量、水域面积、地域面积或用水期限等界定），则该客体上不可能同时存在其它水权。如某工厂 A 的取水权特定为某日上午 10 时取得某水库南岸两公里水面以下 2 米的水，则该时该特定的水上不可存在其它水权。如果将水权的客体特定为特定区域的水资源，则该客体上不能同时存在不相容的水权，如某自来水厂 B 的取水权为从某河流的特定河段取水，则任何人不得向该特定河段内排水排污，即特定区域的排水权不得同时并存，也不得在该河段内养鱼，即渔业权受到排斥。因此，本文认为，水权具有排他效力。

（2）水权具有优先效力。物权的优先效力是指在同一标的物上存在两个或两个以上不同内容或性质的物权时，成立在先的物权优先于成立在后的物权，即时先权先。水权的优先权的功能，首要是确定水权之间的先后顺序，协调用水人之间的利益冲突。主要体现在我国《水法》第 21 条的规定："开发、利用水资源，应当首先满足城乡居民生活用水，并兼顾农业、工业、生态环境用水以及航运等需要。在干旱和半干旱地区开发、利用水资源，应当充分考虑生态环境用水需要。"

优先权不可以作绝对解释，在承认优先权的同时，《水法》也确认了多个水权并存于同一水资源上，相互间不存在优先问题的情况。如根据《水法》第 26 条规定，多项用水权可并存于同一水资源上。

（3）水权有物权请求权。除上述效力外，物权的效力还体现在物权请求权上。物权请求权的内容，主要有三种：返还请求权、妨害除去请求权和妨害防止请求权。我国《民法通则》第 134 条采取另外了几种表达方式：停止侵害、排除妨害、消除危险和返还财产。对水权来说，返还财产的民事责任难以适用，但在其水权受到侵害，或者水权有受到侵害的危险时，水权人可以请求停止侵害、排除妨害和消除危险。

3、水权符合物权客体特定化的要求

传统民法认为，物权的客体必须具有特定性和独立性，而水资源没有具体的形状，也不能为人力所随便支配，它没有明确的界限，从大气层到地层以下无处不在，不是一个独立的、为我们所支配的物体。故而，有学者认为，水资源不能成为法律上的权利客体，它只是一个

[8] United States v. Willow River Power Co., 324 U.S.499,510(1945.)转引自崔建远：《准物权研究》，北京：法律出版社 2003 年版，第 266 页。

自然科学或经济学概念，而不是一个法学概念。[9]不过，本文认为，对于物权客体的特定性和独立性，应当从多个角度来观察，如有的水权可以由一定的水量来界定，有的以特定的水域面积或地域面积来界定，有的可以一定期限的用水作为水权的客体。[10]这样，在一般意义上，水权人行使其水权时，采用弹性标准能够确定水权的客体，因此，应当认为水权客体具有特定性。即只要水权人在行使权利时，水权的客体能够特定化，即认为水权客体具有特定性。显然，对于取水权、排水权都可以特定化，而对于部分使用权也可以特定化。

4、水权为准物权

（1）水权为物权。一项权利是否为物权，应根据民法上的物权法定原则来确定，即物权的种类和内容由法律统一规定，不允许当事人依意思予以自由创设。即由民法和其它法律予以明文规定物权，此处所称法律，是指全国人大及其常委会制定的法律规范，不包括条例。尽管我国还没有颁布《物权法》[11]，没有明确具体的物权类型，但可以根据《民法通则》及其它有关法律予以确定。

目前，我国有关法律都没有规定“水权”，但有关法律对于水权的取水权与部分使用权进行了规定。《水法》和《取水许可与水资源费征收管理条例》（以下简称《条例》）都规定了取水权（《条例》将取水权与用水权合一，统称为取水权），《水法》第 3 条还规定了农村集体经济组织的水塘和由农村集体经济组织修建管理的水库中的水的使用权。

从水权的内涵看，取水权已由法律明确规定，因而是物权，而使用权与排水权目前并未得到法律规定，尚未成为物权，但不可否认，其具有物权性。因而，尽管现阶段水权尚未被确定为物权，但从水权的性质、效力与实践上看，水权是物权的一种。

（2）水权应为准物权。同典型物权相比，水权存在诸多特性，非典型物权所有。如水权对客体特定性的要求，与典型物权不同；在水权的效力方面，水权不具有追及效力；在水权的取得方面，水权需要行政许可；在水权的行使与处分方面，公权色彩浓厚等等。这些特点都不同于典型物权，因而水权是在符合物权基本属性下具有特殊性的物权，我们称之为“准物权”。

存在于水资源上的权利，若确定为公权利，自然可以保障水资源的使用是以公益为目的，保障社会利益，不过，公权利不能转让，不

[9] 黄锡生：《论水权的概念和体系》，《现代法学》2004 年第 4 期。

[10] 参见崔建远：《准物权研究》，北京：法律出版社 2003 年版，第 260－261 页。

[11] 《物权法（草案）》曾将取水权纳入，但由于种种原因，又将之删去，但可以预期，随着水权理论和实践的推进与完善，将水权纳入物权法是我国法律发展的趋势。

能适应当今水权交易和水市场建立与发展的趋势，而私权或者说物权则具有有偿转让的性质，可以成为水市场建设的基础。当然，水权为物权，也并不意味着它可以自由转让，基于水资源的公共性，它的转让也要受到限制，受到公共规则的影响。它体现了公权与私权相互交叉和重叠。

从上可以说明，尽管水权在客体、效力等方面与传统的物权不同，但它与典型物权之间存在着更多的共性，因此，可以说，水权应确定为准物权。不过，水是一种社会资源、经济资源和环境资源，社会因素在水权中起到重要作用。所以，水资源本身的战略重要性决定了水权不仅仅具有私法上的物权性，而且还具有公共性。

（三）水权具有公共性

水资源一方面具有效用和稀缺性而成为水权的客体；另一方面，水资源上附着了不具竞争性和独占性的生态环境功能和社会公共利益[12]。基于其公益性，各国水法所规定的内容主要是对水资源的保护、监督、管理、分配等内容，政府行使水资源所有权时也更多的表现为用非市场的手段对水资源的管理行为。这就是水权“公共性”的体现。

当然，强调水权的公共性，强调政府在水市场中的调控和监管作用并不能认为政府就是水资源管理、分配的主角，恰恰相反，政府的定位应该是对市场机制的弥补。这也恰恰是传统水资源管理模式与现代以水权制度为中心的现代水资源管理模式的本质差异。在现代管理模式中，强调的是水管部门的仲裁、技术管理和规则制定，强调的是政府权力直接介入的弱化，强调的是用水者相互对彼此财产权的尊重和制约，强调的是运用私法规则来解决水资源配置和转让中的具体问题。

实践中，水权的公共性主要体现为政府对“公共利益”的维护，而“公共利益”维护又体现为政府对水资源和水市场的监管和规制。总体而言，水权的公共性体现在以下几方面：

1、在水权的取得方面，实行行政许可或行政特许制度，国家通过行政许可对水权的取得进行直接行政干预，此外，国家设立了一系列制度要求，如综合规划、总量控制、定额管理等制度，水权制度必须在这些制度规范之下运行，水权的取得也必须符合诸多设定的条件；

[12] 《物权：生长与成型》，崔建远，第 324 页。转引自裴丽萍《水权制度初论》，载《中国法学》，2001（2）。

2、水权的行使方面，设定了诸多限制措施，包括对不同使用权通过行政法规排序，对排水权进行限制等，采用行政手段调节水权的保障率、对水权的运行进行限制等等。

3、在水权的终止方面，行政部门可通过采取某些行政行为，强行终止某些对公共利益有危害的水权。

水权的“物权性”强调的是水权的私法性质和通过市场机制分配水资源的优点，其概念的提出主要是为了解决水资源配置的有效性，通过水权制度和水市场机制的建立和完善，从制度层面上解决水资源的分配和利用效率，防止“公有地悲剧”在水资源领域发生。“水权的公共性”概念是对应于“物权性”概念的。水权的“公共性”是强调水资源蕴涵的公法性质、公共利益。公共性的提出揭示了水权与水市场建立过程中外部性存在，其根本目的是为了弥补水权与水市场运行机制的缺陷以及强调政府在规制水权与水市场过程中的正确定位。总之，水作为一种特殊的自然资源，其合理配置离不开国家的宏观调控，一个高效的水权市场必须以有效的政府监管为根本前提，水权离不开公法的规制与管理，因而，水权在性质上属于具有公权性的私权。

二、水权的保障及中国有关规定与实践

（一）水权保障的一般分析

从不同的角度，可以对水权保障进行不同的分类。根据保障的主体不同，可以分为国家的保障、组织或个人的保障；根据保障的目的不同，可以分为预防性的保障措施与救济性的保障措施；根据作用的方式不同，可以分为直接管制和经济刺激行为；根据采取措施的性质，可以分为经济保障、行政保障和司法保障等。

由于水权具有物权性与公共性，这两种性质分别体现了水权的私权性与公权性，因而对其保障具有不同的侧重点与保障方式。本文按照这种分类进行论述。

1、水权物权性的保障

对于私权性质的物权性，保障的侧重点在于保护权利人的合法权利，即保障权利人依法获得权利、占有权利客体、行使权利、依法获益并处分等方面。保障手段侧重于法律手段。

由此可知，保障水权的物权性，侧重点在于保障取水权与用水权的取得，水资源的依法占有，取水权、用水权与排水权的依法行使，取水权与用水权的依法让渡与获益等。

2、水权公共性的保障

对于公权性质的公共性，水权保障的侧重点，在于水权取得、行使与处分的各个环节，必须服从国家安排，保障公共利益和第三方的合法利益。保障手段侧重行政管理手段。

除上述手段外，水权的两种性质都依赖于技术手段、经济手段以及社会公共监督等手段加以保障。

（二）中国水权保障的法律规定

1、水权保障的法律法规体系

水权是一种独立的物权，其法律保障首先由特别法提供，即由以《水法》为核心的水利法律法规体系提供；水权为准物权，在水利法律法规体系无相应的具体规定时，可以适用物权法乃至民法的规定；在水权是否存在或者其归属发生争议、水权遭受不法侵害等场合，适用民事诉讼法规定的程序；等。[13]由此可见，水权保障的法律法规体系应当包括两部分，一是以《水法》为核心的水利法律法规体系，二是其他有关法律法规。

第一，以《水法》为核心的水利法律法规体系对水权提供的保障

经过多年的建设，中国目前已经形成了以《水法》为核心的水利法律法规体系，能够为水权提供较为充分的保障。我国水利法律法规体系以《水法》为核心，包括 4 部法律，约 20 项行政法规和法规性文件，约 67 项水利部发布的部规章[14]，这些法律法规和规章中许多规定了取水、用水或排水，对水权提供了较为充分的保障。如下图所示

[13] 参见崔建远：《准物权研究》，法律出版社 2003 年版，第 26 页。

[14] 《水法规汇编》，水利部政策法规司编，2003 年。

图二 关于水权的规定的水利法律法规体系

水法

水污染防治法

取水许可和水资源费征收管理条例

黄河水量调度管理办法

城市节约用水管理规定

城市供水条例

水污染防治法实施细则

淮河流域水污染防治暂行条例

取水许可监督管理办法

取水许可水质管理规定

关于授予黄河水利委员会取水许可管理权限的通知

关于授予淮河水利委员会取水许可管理权限的通知

关于授予长江水利委员会取水许可管理权限的通知

关于授予海河水利委员会取水许可管理权限的通知

关于授予珠江水利委员会取水许可管理权限的通知

关于授予松辽水利委员会取水许可管理权限的通知

关于国际跨界河流、国际边界河流和跨省（自治区）内陆河流取水许可管理权限的通知

水利工程供水价格管理办法

水利工程供水生产成本、费用核算管理规定

占用农业灌溉水源、灌排工程设施补偿办法

水利部行政复议工作暂行规定

水行政处罚实施办法

建设项目水资源论证管理办法

建设项目水资源论证报告书审查工作管理规定（试行）

水库大坝注册登记办法

水库降等与报废管理办法（试行）

水库大坝安全鉴定办法

水利水电建设工程蓄水安全鉴定暂行办法

水利部关于水权转让的若干意见

关于内蒙古宁夏黄河干流水权转换试点工作的指导意见

水市场建设指导意见

从内容上看，《水法》为水权的保障设定了基本的制度，包括水权的取得、行使与管理等方面，其它水利法律法规细化了水法设定的水权保障，因而从多方面对水权设置了比较充分的保障。如表一所示但由于《水法》是特别法，其内容更多地关注水权的公共性方面，关注水权的行政管理方面，显然，《水法》的规定中，关于水权的物权性保障不足。

表三　《水法》关于水权的制度与措施

《水法》章节	具体制度与措施	物权性/公共性的保障
总则	1、水资源国家所有	物权性的保障 2、3、5、6、9、11、18、22、27－32
	2、国家保护开发和利用水资源的权益，有关单位和个人有保护义务	
	3、取水许可和水资源有偿使用制度	
	4、节约用水	
	5、保护水资源和生态环境	
	6、技术措施保障	
	7、水资源实行流域管理与行政区域管理相结合的管理体制	
水资源规划	8、综合规划和专业规划	
水资源开发利用	9、开发利用水资源的顺序	
	10、跨流域调水的要求	
	11、非常规水源的利用	
	12、开发水能资源应当兼顾供水等	
	13、单位和个人引、蓄、排水，不得损害公共利益和他人合法权益	
水资源的保护	14、维护合理流量、合理水位以及水体自净能力	公共性的保障 1－32
	15、水功能区划	
	16、水功能区的水质监测	
	17、饮用水水源保护区制度	
	18、排污口设置的审批制度	
	19、建设项目环境影响报告书	
	20、严禁地下水超采	
水资源配置与节约使用	21、水中长期供求规划	
	22、水量分配方案	
	23、水量调度预案	
	24、年度水量分配方案和调度计划	
	25、用水总量控制与定额管理制度	
	26、年度用水计划	
	27、行政许可取水权与例外	
	28、用水计量收费和超定额累进加价制度	
	29、节水措施和技术（农业、工业、城市、建设项目）	
	30、供水收费与价格	
水事纠纷处理与执法监督检查	31、略	
法律责任	32、略	

第二，其它有关法律法规为水权提供的保障

除水利法律法规体系以外，我国的《宪法》、《民法通则》、《合同法》、《担保法》、《环境保护法》、《民事诉讼法》、《仲裁法》、《行政处罚法》、《行政许可法》、《行政复议法》、《国家赔偿法》、《刑法》、《刑事诉讼法》等法律法规的有关规定，也准用于水权，因而这些法律法规也为水权提供了保障。

可以用下表对水权物权性及公共性法律保障的具体内容予以简单表示：

表四　水权保障的法律法规体系

<table>
<tr><th></th><th>主要规范内容</th><th>水利法律法规</th><th>其他有关的主要法律</th></tr>
<tr><td></td><td>水权的母权（1、A、B）</td><td rowspan="7">1、《水法》
2、《取水许可和水资源费征收管理条例》
3、《城市供水条例》
4、《城市节约用水管理规定》
5、《黄河水量调度管理办法》
6、《水污染防治法》
7、《水污染防治法实施细则》
8、《淮河流域水污染防治暂行条例》
9、《取水许可监督管理办法》
10、《取水许可水质管理规定》
11、《关于授予黄河水利委员会取水许可管理权限的通知》
12、《关于授予淮河水利委员会取水许可管理权限的通知》
13、《关于授予长江水利委员会取水许可管理权限的通知》
14、《关于授予海河水利委员会取水许可管理权限的通知》
15、《关于授予珠江水利委员会取水许可管理权限的通知》
16、《关于授予松辽水利委员会取水许可管理权限的通知》
17、《关于国际跨界河流、国际边界河流和跨省（自治区）内陆河流取水许可管理权限的通知》
18、《水利工程供水价格管理办法》
19、《水利工程供水生产成本、费用核算管理规定》
20、《占用农业灌溉水源、灌排工程设施补偿办法》
21、《水利部行政复议工作暂行规定》
22、《水行政处罚实施办法》
23、《建设项目水资源论证管理办法》
24、《建设项目水资源论证报告书审查工作管理规定（试行）》
25、《水库大坝注册登记办法》
26、《水库降等与报废管理办法（试行）》
27、《水库大坝安全鉴定办法》
28、《水利水电建设工程蓄水安全鉴定暂行办法》
29、《水利部关于水权转让的若干意见》
30、《黄河水权转换管理实施办法（试行）》</td><td rowspan="7">A.　《宪法》
B.　《民法通则》
C.　《合同法》
D.　《担保法》
E.　《环境保护法》
F.　《民事诉讼法》
G.　《仲裁法》
H.　《行政处罚法》
I.　《行政许可法》
J.　《行政复议法》
K.　《行政诉讼法》
L.　《国家赔偿法》
M.　《刑法》
N.　《刑事诉讼法》</td></tr>
<tr><td rowspan="3">水权物权性法律保障</td><td>水权取得的物权性保障（1、2）</td></tr>
<tr><td>水权使用和收益的物权性保障（B、C、D）</td></tr>
<tr><td>水权转让的物权性保障（2、29、30）</td></tr>
<tr><td rowspan="3">水权公共性法律保障</td><td>水权救济的物权性保障（B、C、D、F、G、H、J、K、L）</td></tr>
<tr><td>水权取得的公共性保障（1～4、6～17）</td></tr>
<tr><td>水权运行的公共性保障（1～8、10、18～28、F、M、N）</td></tr>
<tr><td></td><td>水权转让的公共性保障（2、29、30）</td><td></td></tr>
<tr><td></td><td>水权终止的公共性保障（1、2）</td><td></td></tr>
</table>

2、水权物权性法律保障的具体分析

水权物权性的法律保障，重点在于保障权利人在取得水权后可以按照私权原则行使水权，包括占有、使用、收益、处分等。据此分析我国现行法律制度，可以发现水权物权性保障表现在以下方面：

（1）水权取得的物权性保障。水权取得的物权性，主要是指水权人能够像获取其他物一样获取水资源。因此，水权取得的物权性保障主要表现在为水权人获取水资源提供保障。从现行法律制度的安排上看，水权取得的物权性保障，包括原始取得的保障和继受取得的保障。前者又包括当然取得的保障和基于取水许可而取得的保障，后者主要是指依水权交易而取得的保障。《水法》第 48 条第 1 款规定“家庭生活和零星散养、圈养畜禽饮用等少量取水的”，不须经过取水许可，可以当然取得取水权。《取水许可和水资源费征收管理条例》第 4 条进一步规定了五种情形不需要申请领取取水许可证，即“（一）农村集体经济组织及其成员使用本集体经济组织的水塘、水库中的水的；（二）家庭生活和零星散养、圈养畜禽饮用等少量取水的；（三）为保障矿井等地下工程施工安全和生产安全必须进行临时应急取（排）水的；（四）为消除对公共安全或者公共利益的危害临时应急取水的；（五）为农业抗旱和维护生态与环境必须临时应急取水的。”除了上述这些情形外，利用取水工程或者设施直接从江河、湖泊或者底下取用水资源的，均应当申请领取取水许可证，并缴纳水资源费。《取水许可和水资源费征收管理条例》详细规定了取水许可的各种条件和程序，从而保障了水权人依法取得取水权。依水权转让取得取水权方面，参见下文“水权处分的物权性保障”之论述。

（2）水权使用和收益的物权性保障。水权使用和收益的物权性主要是指水权人能够像消费其他物一样消费水资源，并从消费水资源中获得收益。因此，水权使用和收益的物权性保障主要表现在为水权人使用水资源并从中取得收益提供法律上的保障。这种保障主要体现在《民法通则》的原则性规定中。根据《民法通则》第 81 条第 1 款的规定，国家所有的水面等自然资源，可以依法由全民所有制单位使用，也可以依法确定由集体所有制单位使用，国家保护它的使用、收益的权利。

（3）水权处分的物权性保障。水权处分的物权性，是指水权人能够像处分其他物一样处分水资源，主要表现在水权人转让、放弃水权等。因此，水权处分的物权性保障主要表现在为水权人转让水权提供法律保障。近年来，国家政策层面希望通过水权和水市场解决我国的缺水问题。在这种情况下，尽管《民法通则》和《水法》未规定水权可以转让，但最新的一些法规、规章及其他规范性文件已明确规定了水权可以依法转让。这些规定主要表现在三个层面：

①《取水许可和水资源费征收管理条例》明确规定了符合特定条件的水权人可以转让水权。根据该条例第 27 条的规定，这些条件包括：其一，水权出让方必须是依法获得取水权的单位或者个人；其二，转让的水权必须是通过调整产品和产业结构、改革工艺、节水等措施

而节约的水资源；其三，转让的期限必须是在取水许可的有效期内；其四，转让的范围必须为许水许可的取水限额内；其五，转让的程序为经原审批机关批准，并到原审批机关办理取水权变更手续。

②《水利部关于水权转让的若干意见》对水权转让行为的规范。在各地区陆续开展水权转让实践后，为了进一步推进水权制度建设，规范水权转让行为，2005 年 1 月，水利部发布了《水利部关于水权转让的若干意见》。要求各地积极推进水权转让，充分发挥市场机制对资源配置的基础性作用，促进水资源的合理配置。

③《黄河水权转换管理实施办法（试行）》对水权转换的保障。为了优化配置、高效利用黄河水资源，规范黄河水权转换行为，2004 年 6 月，水利部黄河水利委员会制定实施了《黄河水权转换管理实施办法（试行）》。尽管该实施办法只适用于黄河流域的水权转换，只能对黄河流域的水权转换提供法律保障，但其试图通过规范性文件的方式规范水权转换，在我国水权转换的立法史上具有里程碑的意义。该实施办法共分 7 章 32 条，分别为“第一章总则”、“第二章水权转换审批权限与程序”、“第三章技术文件的编制要求”、“第四章水权转换期限与费用”、“第五章组织实施与监督管理”、“第六章罚则”、“第七章附则”。

（4）水权受到侵害时的私法保护。水权受到侵害时，能否按照物权保护原则受到保护，是衡量水权物权性法律保障的重要方面。所谓物权的保护，指的是在物权受到侵害的情况下，依照法律规定的方式恢复物权的完满状态，或者说是使物权人可以行使的权利恢复至完满状态。一般来说，物权的保护从其法律的直接依据来说，可以分为物权的公法保护和私法保护两大类型。物权的私法保护，指的是直接依据民法这样的法律，追究侵权者的民事责任，以达到恢复物权的完满状态的目的。物权的私法保护方式，除了自力保护之外，最为重要的是诉讼保护，即物权请求权。物权请求权指物权人在其权利实现上遇有某种妨害时，物权人有权对于造成妨害其权利事由发生的人请求排除此妨害。具体包括：①停止侵害；②排除妨碍；③消除危险；④返还财产；⑤恢复原状。

水权受到侵害时，能否得到类似于物权请求权的法律保障呢？答案是肯定的。

首先，从《水法》上看，《水法》明确规定水权人之间发生水事纠纷时，得按照民事纠纷处理原则进行处理。根据《水法》第 57 条的规定，单位之间、个人之间、单位与个人之间发生的水事纠纷，应当协商解决；当事人不愿协商或者协商不成的，可以申请县级以上地方人民政府或者其授权的部门调解，也可以直接向人民法院提起民事

诉讼。县级以上地方人民政府或者其授权的部门调解不成的，当事人可以向人民法院提起民事诉讼。

其次，从《民法通则》上看，《民法通则》第五章“民事权利”之第 81 条第 1 款明确规定了“国家保护”水资源使用者“使用、收益的权利”。同时《民法通则》第六章“民事责任”具体规定了各种侵害民事权利所可以获得的法律保护。据此，水权人在水权受到侵害时，可以依据《民法通则》行使物权请求权。

3、水权公共性法律保障的具体分析

水权公共性法律保障，重点在于水权取得、行使、处分和终止的各个环节，均应当依法行使，从而保障公共利益和第三方的合法权益。现有法律制度充分体现了水权的公共性保障：

（1）水权母权的公共产权安排。现有法律制度对水权母权——水资源的所有权进行安排时，将水资源所有权规定为国家所有，从而在源头上确保了水权的公共性。具体而言，《宪法》第 9 条的规定，“水流”属于国家所有，即全民所有，在这里的水流即是指水资源。《民法通则》第 81 条的规定与宪法类似，但进一步规定了国家所有的水面，“可以依法由全民所有制单位使用，也可以依法确定由集体所有制单位使用，国家保护它的使用、收益的权利；使用单位有管理、保护、合理利用的义务。”在此基础上，《水法》第 3 条进一步规定：“水资源属于国家所有。水资源的所有权由国务院代表国家行使。农村集体经济组织的水塘和由农村集体经济组织修建管理的水库中的水，归各该农村集体经济组织使用。”

（2）水权取得的公共性保障。水权取得的公共性主要是指水权人取得水权的过程，应当符合水权的公共性要求，即符合公共利益。为了保障水权人取得水权符合公共利益，现行法律规定了取水许可制度，并对取水许可的各种实体条件、程序条件进行了详细规定。首先，《水法》规定了水权取得原则上实行取水许可制度（第 7 条、第 48 条）。其次，在《水法》的基础上，《取水许可和水资源费征收管理条例》进一步明确了水权取得的各种限制条件，以加强水权公共性的法律保障。这些限制条件主要包括：

①对于不需要通过取水许可的水权取得情形，《取水条例》进一步加强了水权公共性的保障。根据《取水条例》第 4 条的规定，有五种情形不需要申请领取取水许可证。对于这五种情形，基于水权公共性的考虑，《取水条例》进行加强了管理，即“第（二）项规定的少量取水的限额，由省、自治区、直辖市人民政府规定；第（三）项、第（四）项规定的取水，应当及时报县级以上地方人民政府水行政主

管部门或者流域管理机构备案；第（五）项规定的取水，应当经县级以上人民政府水行政主管部门或者流域管理机构同意。”

②在实体上，实施取水许可的须注意水权公共性问题，应当符合水资源综合规划、流域综合规划、水中长期供求规划和水功能区划，遵守依照《中华人民共和国水法》规定批准的水量分配方案（《取水条例》第 6 条）；应当坚持地表水与地下水统筹考虑，实行总量控制与定额管理相结合（第 7 条第 1 款）；流域内批准取水的总耗水量不得超过本流域水资源可利用量（第 7 条第 2 款）；行政区域内批准取水的总水量，不得超过流域管理机构或者上一级水行政主管部门下达的可供本行政区域取用的水量（第 7 条第 3 款）。对于下列损害或可能损害水权公共性的 8 种情形，审批机关将不予批准，即“（一）在地下水禁采区取用地下水的；（二）在取水许可总量已经达到取水许可控制总量的地区增加取水量的；（三）可能对水功能区水域使用功能造成重大损害的；（四）取水、退水布局不合理的；（五）城市公共供水管网能够满足用水需要时，建设项目自备取水设施取用地下水的；（六）可能对第三者或者社会公共利益产生重大损害的；（七）属于备案项目，未报送备案的；（八）法律、行政法规规定的其他情形。”（第 20 条）

③在程序上，规定了全面审查制度和听证等制度。即审批机关受理取水申请后，应当对取水申请材料进行全面审查，并综合考虑取水可能对水资源的节约保护和经济社会发展带来的影响，决定是否批准取水申请（第 17 条）；审批机关认为取水涉及社会公共利益需要听证的，应当向社会公告，并举行听证（第 18 条）；

（2）水权运行的公共性保障。《水法》在水权运行方面设置了很多公法方面的限制，以保障水权运行时的公共性。例如，不得损害公共利益和他人合法权益（第 28 条）；禁止在饮用水水源保护区设置排污口（第 34 条）；省、自治区、直辖市人民政府有权划定地下水禁止开采或者限制开采区（第 36 条）；工业用水应当采用先进技术、工艺和设备，增加循环用水次数，提高水的重复利用率（第 51 条）。

（3）水权转让的公共性保障。如前所述，《民法通则》和《水法》未规定水权可以转让，在这种情况下，最新的一些法规、规章及其他规范性文件虽已明确规定了水权可以依法转让，但对水权转让规定了各种实体性和程序性限制，以确保水权转让不损害公共利益和第三方利益。以《水利部关于水权转让的若干意见》为例，其对水权转让的规范包括：

①要求水权转让应当遵循六个基本原则，即水资源可持续利用的原则；政府调控和市场机制相结合的原则；公平和效率相结合的原则；

产权明晰的原则；公平、公正、公开的原则；有偿转让和合理补偿的原则。

②对水权转让的范围进行限制，即 A、取用水总量超过本流域或本行政区域水资源可利用量的，除国家有特殊规定的，不得向本流域或本行政区域以外的用水户转让；B、在地下水限采区的地下水取水户不得将水权转让；C、为生态环境分配的水权不得转让；D、对公共利益、生态环境或第三者利益可能造成重大影响的不得转让；E、不得向国家限制发展的产业用水户转让。

③规定水权转让费应在水行政主管部门或流域管理机构引导下，各方平等协商确定。

④对水权转让的年限进行规定。

⑤对水权转让的监督管理进行规定，要求“水行政主管部门或流域管理机构应对水权转让进行引导、服务、管理和监督，积极向社会提供信息，组织进行可行性研究和相关论证，对转让双方达成的协议及时向社会公示。对涉及公共利益、生态环境或第三方利益的，水行政主管部门或流域管理机构应当向社会公告并举行听证。对有多个受让申请的转让，水行政主管部门或流域管理机构可组织招标、拍卖等形式。”此外，该意见还规定：“灌区的基层组织、农民用水户协会和农民用水户间的水交易，在征得上一级管理组织同意后，可简化程序实施。”

（4）水权终止的公共性保障。在水权终止方面，《水法》明确规定未按照批准的取水许可规定条件取水，情节严重的，可被吊销取水许可证（第 69 条）。

（三）中国水权保障的管理实践

1、水权物权性的管理实践

如前所述，水权的物权性集中体现于水权人在取得水权后可以类似于其他物权一样自己消费水资源，并可以像转让其他物权一样进行水权转让。可见，水权物权性的管理保障集中体现在政府对水权的管理能否为水权人消费水资源提供便利，尤其是对水权转让提供便利，以节省水权转让的交易成本。

从我国目前的水权管理实践上看，水权的物权性得到了一定保障：

第一，各项水权管理制度的有效运行，保障了水权人的取水、用水和排水，保障了水权人对水资源的使用和收益。这些水权管理制度包括水资源统一管理制度、全国水资源规划制度、水功能区规划管理制度、水资源和水环境保护制度、水资源有偿使用制度等。由于这些

管理制度更多地涉及到保障水权公共性，将在下一部分进行详细分析。需要说明的是，尽管这些管理制度主要是基于保障水权公共性的考虑而设置的，但其有效运行，也保障了水权人对水资源的使用和收益，因此也保障了水权的物权性。

第二，在各地逐步开展水权转让试点的基础上，及时进行水权交易理论研究，并出台相关的政策、甚至是比较详细的规范性文件对水权交易进行规范，从而在一定程度上使水权交易有法可依，有利于降低水权转让的交易成本，从而在一定程度上保障了水权的物权性。

2、水权公共性的管理实践

水权公共性的管理保障，集中体现在政府的各项水权管理应当有利于保护公共利益和第三方利益。从我国目前的水权管理实践上看，水权公共性得到了比较充分的保障：

（1）实行水中长期供求规划和制定水量分配方案。水资源相对于不断增长的需求来说，面临着总量不足的问题。在正常的气候情况下，一定区域范围内每年的地表径流水量大致相等，是一个定数。有限的水资源面对众多的需求，就产生了计划和分配的必要。我国水资源管理过程中，非常重视实行水中长期供求规划和制定水量分配方案，并在《水法》中予以明确规定。

①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。

②调蓄径流和分配水量，应当依据流域规划和水中长期供求规划，以流域为单元制定水量分配方案。跨省、自治区、直辖市的水量分配方案和旱情紧急情况下的水量调度预案，由流域管理机构商有关省、自治区、直辖市人民政府制订，报国务院或者其授权的部门批准后执行。其他跨行政区域的水量分配方案和旱情紧急情况下的水量调度预案，由共同的上一级人民政府水行政主管部门商有关地方人民政府制订，报本级人民政府批准后执行。水量分配方案和旱情紧急情况下的水量调度预案经批准后，有关地方人民政府必须执行。在不同行政区域之间的边界河流上建设水资源开发、利用项目，应当符合该流域经批准的水量分配方案，由有关县级以上地方人民政府报共同的上一级人民政府水行政主管部门或者有关流域管理机构批准。

③县级以上地方人民政府水行政主管部门或者流域管理机构应当根据批准的水量分配方案和年度预测来水量，制定年度水量分配方案和调度计划，实施水量统一调度；有关地方人民政府必须服从。国家确定的重要江河、湖泊的年度水量分配方案，应当纳入国家的国民经济和社会发展年度计划。

（2）国家对用水实行总量控制和定额管理相结合的制度。在《水法》明确规定国家对用水实行总量控制和定额管理相结合的制度之后，水利部门根据实际情况不断加强用水的总量控制和定额管理。

①用水总量控制和定额管理的基础，是正确评价水资源的数量及质量，认识和掌握水资源的开发利用情况，分析用水水平、效率与缺水情况，预测规划水平年的水资源供需状况。

②用水总量控制和定额管理需要通过水资源的分配调控来实现。其中包括宏观分配和建立部分流域分水方案。为此，1987 年国务院办公厅就转发了国家计委和水电部“关于黄河可供水量分配方案报告的通知”，这是我国首次由中央政府批准的黄河可供水量分配方案。1998 年进一步完善了黄河可供水量分配方案，区分丰、平、枯水平年来水情况下各省区的分配水量，编制了不同保证率内各时段的水量分配控制指标，并要求各省、区在此基础上制定工农业发展规模。1989 年国务院批准了海河流域漳河分水方案等。国务院《取水许可制度实施办法》（2006 年修订为《取水许可和水资源费征收管理办法》）和水利部《取水许可审批审批程序规定》实际上就是为了配合用水总量控制和定额管理这一制度的实施。

（3）取水许可制度。在《水法》对取水许可制度明确规定的基础上，1990 年水利部开始组织实施取水许可制度基础工作，要求查清各地水资源开发利用的现状，并对其合理性进行评价，为实施取水许可制度奠定了基础；1993 年 8 月国务院颁布《取水许可制度实施办法》后，水利部发布了《取水许可申请审批程序规定》及《授予各流域机构取水许可管理权限的通知》等，全国各流域机构和省、自治区、直辖市分别制定了《取水许可管理细则》，2006 年修订为《取水许可与水资源费征收管理条例》，保障了取水许可制度的有效实施。

（4）推行节约用水。针对我国存在的水资源短缺状况，通过政策手段推行节约用水，鼓励用水户在水权范围内采用各种技术、工艺等措施，节约用水，并采用经济和法律手段鼓励节约用水，保障水权的公共性。如推行两部制水价，鼓励节约，并允许节约下来的水，通过一定程序合法转让获利等。

（5）推行水资源管理年报制度。国家水利部为了加强对资源的管理，从 1995 年起专门建立水资源管理年报制度，为计划用水、节约用水、取水许可审批发证、水资源公报的编制等水资源管理工作及

领导决策提供科学依据。

（四）现行规定与实践分析

1、水权物权性保障的缺陷分析

尽管中国水权物权性得到了一定保障，但整体上看这种保障对水权物权性的充分发挥而言是严重不足的。这种不足主要表现在以下几个方面：

（1）水权的概念尚未在法律上进行明确，依据物权法定原则，水权的物权性保障尚缺乏足够依据。2002 年修订的水法，明确了水资源所有权只归属国家，使水资源所有权和使用权分离，并规定了国家对水资源依法实行取水许可制度和有偿使用制度，确定了取水权的概念，但是，它在总体上并没有明确水权的概念，也没有规定水权的其他类型，如竹木流放权、航运水权等，这就造成了实践中对水权概念认识的模糊，也不利于今后水市场的建立。《中华人民共和国物权法》（征求意见稿）曾在第 20 章（第 227－231 条）规定了取水权，在今年 7 月份的征求意见稿中则取消了取水权的规定。这说明，对水权的界定还有待于明确。

（2）水权管理上的“多龙管水、多龙治水”，使得水权人须同时面对多重管理者，水权人行使水权的制度成本由此大大增加，不利于水权人充分、完整地行使水权。具体而言，按照《水法》的规定，我国对水资源的宏观管理应当是以流域管理为主，部门管理和行政管理为辅。但由于现行法律法规赋予流域管理机构的行政执法权能太过空泛，其权威性难以树立。各自为政的部门从各自管理的职能出发建立的监管管理机制，造成流域管理缺乏协调。各机构法定职责不同所引起的组织结构矛盾和授权的不确定，使行政推诿和交叉执法的情况时有发生。

（3）与水权交易和水市场有关的法律法规还相当粗糙，不利于水权交易的开展。尽管目前已有一些规范性文件明确规定了水权可以依法转让，但这种规定是非常初步的，甚至是非常粗糙的。水权交易还很难依据现有的法律规定进行开展。由于水权交易的各项制度尚未健全，目前用水者还难以通过水权流转机制获得用水权，在大部分情况下还只能通过行政程序获得用水权。而用水者一旦获得用水权，也将成为一种刚性权利无法让渡。这样，水资源的开发利用主体在水资源的使用上容易产生“取水最大化”的取向，不能适应市场经济条件下有效保护水资源使用权者权利的要求，更不能适应市场机制有效配置资源的要求，其带来的后果便是造成上下有游、左右岸之间用水上的矛盾，进而导致资源配置失衡，资源浪费与短缺并存的严重生态问

题；水资源费性质不明确，从而影响了对水资源使用权的内容和实现机制进一步规范。

2、水权公共性保障的缺陷分析

尽管中国水权公共性得到了较为充分的保障，但由于这种保障形成于计划经济体制时期，已经不适应水权制度的发展。因此从水权发展的角度上看，中国水权公共性的保障从整体上看是“有余”、甚至是有些过剩的。其结果，导致了出现某种特殊的悖论：表面上虽然是在保障水权公共性，但实质上却在一定程度上损害水权的公共性。具体而言，这种缺陷表现在：

（1）水权母权的公共产权安排，在实践中往往造成某种严重的“水权模糊”现象。这种“水权模糊”现象虽然在一定程度上保障了中国水资源政府供给的实现，但也导致资源利用长期处于无效率获低效率状态，成为现行水资源浪费和破坏的制度根据。这是因为：首先，我国水资源产权法律上属于国家，但真正的权利所有者是省、市、县各级机构，地方政府成为流经本地区的流域水资源的所有权的利益代表，因此形成的是类似于共有产权的产权结构，各个地方政府都具有使用水资源的权利。地方政府作为地方利益的代表，会考虑使用水资源的成本和收益，在类似于共有产权的体制下，地方政府会尽可能的开发利用水资源，实现他们所能取得的水资源的最大化价值，但同时使用水资源产生的某些成本不会集中于当地政府身上，这些成本就不会列入他们的考虑范围。我国现行水权制度对各级地方来说，不仅是免费的，甚至引水越多收益越多，存在过度引水的激励。其次，我国水法规定了水资源的所有权由国务院代表国家行使。政府机构由此担负了行使国家所有权的职责。但是政府代表国家行使所有权，其仅为权利的行使者，而非享有者。政府行使的不是自身的权利，只是在履行对国家所有权主体承担的义务。同时由于政府机构及其工作人员独立人格的存在，以及经济人特性的存在，或多或少会造成国家利益和其管理与执行者的利益差异，一旦后者的利益追求成为主导，将在实际操作中分割和模糊国家的所有权主体地位，造成对水资源管理和利用的低效率，甚至和国家主体的利益背道而驰。[15]

（2）对水权的公共性保障过分关注，阻碍了水权交易的开展和水市场的形成。在目前法律制度和管理实践对水权公共性设置重重保障的同时，私人间进行水权交易，其交易成本将特别巨大，甚至将远大于交易所可能带来的收益。在私人间水权交易难以启动的情况下，政府基于解决水资源紧缺的压力，又急切地希望开展水权交易和建立

[15] 参见任庆：“我国水资源产权制度创新研究”，资料来源：

水市场。为此，水权交易的突破只能依赖于行政力量的推动。然而，由行政力量推动建立的水市场和水权交易，在水权公共性过度保障的背景下，却极有可能变成一种变相的“管理的交易”、“行政权的交易”，即交易的标的是行政财产，交易的结果是以行政契约的方式协调了政府或地方冲突与利益，而作为交易标的的水资源的权属界限仍然是不明的。[16]

三、主要国家关于水权保障的规定和做法及其借鉴意义

（一）美国

在英美法系中，由于它们没有明确的物权概念和体系，就很难说水权是一种物权。但美国建立的一些关于水权的法律制度和习惯传统，与大陆法系的物权有类似之处。美国的水权制度建立在私有制基础上，作为公民的私有财产受到法律的保护。美国的水权制度以州法律为主，呈现出地区差异性，在美国东部，如阿肯萨斯、特拉华、佛罗里达、佐治亚等州，由于水资源较为丰富，采用的是河岸权原则；而在美国西部，如犹他州、科罗拉多州和俄勒冈州等，由于干旱缺水，用水较为紧张，采用的则是占用优先原则。除了地区性差异以外，美国的水权制度还依各种天然水体的不同而变化，如地表水（指存在于湖泊、河流和溪流中的水体）法律就与地下水（指存在于地下水流域、含水层以及其他地面以下地方的水体）法律不同。一般认为，美国地表水主要采取的制度是：河岸权制度、占用优先制度、混合水权制度和公共水权制度等；对于地下水，不同的州有不同的水权制度，包括绝对所有权制度、相关水权制度、专用权制度等。[17]

在西部各州，州法律法规都宣告，其边界内的水资源为公众或州所有，而水资源使用权则从公众所有权中分离出来。[18]在州政府水资源所有权下，水权是一种对水资源的使用权。该权利不是对水资源整体的所有权，而是一种用益权。它在本质上可以看作一种财产权，非经过合法程序不能被损害。[19]水权是一种财产权，它便具有财产权的三个特性：排他性、让与性和可执行性。美国中西部水权制度所遵循的占有优先原则，其精髓是“先到者权优先”。它维护两种水权优先顺序：自然顺序和法律拟定顺序。占用优先原则创造了水权的排他性，

[16] 参见肖国兴：“论中国水权交易及其制度变迁”，载《管理世界》2004 年第 4 期。
[17] 黄锡生：《水权制度研究》，北京：科学出版社 2005 年版，第 26－27 页。
[18] John R. Teerink and Masahim Nakashima, 美国西部水资源分配及水权，刘斌、高建恩、王仰仁译，《海河水利》2001 年第 3 期。
[19] John R. Teerink and Masahim Nakashima, 《美国、日本 水权水价水分配》，刘斌、高建恩、王仰仁译，天津科学技术出版社 2000 年版，第 15－16 页。

为枯水季节水资源分配提供了法律工具。反之，美国东部主要采河岸权制度，水权附属于土地，不附期限、不需履行申请程序、不需要通过占用保有水权，各种水权就不能体现排他性。水权的让与性是指，在自由经济条件下，水权人可以将水权暂时转让、长期转让，进行交换。在美国东部，许可证水权往往也可以自由交易。而随着水资源稀缺程度的增强，美国政府建立了一种证书系统，使得许可证称为新水权产生的唯一方式，由此，水权的可执行性得以解决。[20]

水权是一种财产权，但是它又不同于一般的财产权。一般财产权的拥有者可以对所拥有的资产进行处置；而水资源作为一种公共资源，同时又是一种稀缺资源，用水户（水权人）仅具有使用和交易的权利。鉴于水权对生态环境、水资源的开发利用和保护有着重大影响，水权拥有者在进行水权交易时，必须遵循有关的法律法规，不能随意处置。在水权定价方面，水权定价直接表现为水资源费，水资源费的高低与水资源紧缺程度有着密切关系，通常由政府部门进行制定。在水权交易方面也需要政府的宏观调控。[21]

（二）日本

在日本，没有相应的法律条文给出水权的定义。不过，日本《河川法》第 2 条规定，河川属公用资源，河川的水资源不得据为己有。《河川法》第 23 条规定，凡占用河川水流者必须根据建设省令的规定取得河川管理者的许可。根据该条，一个新的用水户必须从河川管理者(即中央政府大臣)那里获得许可，才能用水和建设水坝、堰等梳理工程。可见，水权并非河川水流的所有权，而是对河川水资源的使用权，也是一项财产权。

日本有两种河川水权，一种是上文所述的由河川管理者特许承认的许可水权（通常称为水权），另一种是历史上形成的惯例水权。惯例水权是在河川、湖泊或沼泽地制定取水口的取水权。惯例水权主要用于灌溉用水。但也用于饮用、生活用水、灭火、河川基流需要和其他当地需求。在《河川法》颁布之前，惯例水权已经确立。1964 年颁布的《河川法》承认了惯例水权。《河川法》规定，它颁布之前确立的水权，被视为已经授予许可。《河川法》还规定，拥有惯例水权的用户必须提交详细的用水情况报告，它的目的是确定河川用水。但是提交惯例水权报告不是一个强制性的程序，因此，许多惯例水权没有被确认和公布。但是，当惯例水权的持有者想要更新农业用水设备时，他们就必须获得河川管理者的许可。借此机会，河川管理者以许

[20] 参见魏衍亮、周艳霞：《美国水权理论基础、制度安排对中国水权制度建设的启示》，《比较法研究》2002 年第 4 期。

[21] 劭自平：《美国西部水权历史演变及启示》，武汉大学硕士论文，2004 年，第 26 页。

可规定特定时期的用水目的、数量和期满时间，这样，农业用水户的用水就被纳入河川管理者的控制之下。[22]

各种水权的优先权，从原则上讲，应当是以批准水权的时间顺序为基础决定的，基本上与占用优先原则相同。但存在三种例外情况：第一，实行地方惯例而不是依据占有优先权的一般性原则。第二，根据《多功能堤坝法》而取得堤坝用益权的用户，不受占有优先权原则的束缚，因为他们有权利用水库的一定贮存容量。第三，暂时性水权或暂时性湿润年份水权不享受占有优先原则，因为它是一种条件性水权。[23]

在水权转让方面，根据《河川法》第 34 条的规定，水权人若未取得河川管理者的承认，则不得出让。水权转让获得许可的惟一可能情况是，与水权相关事务随同其财产转让给另一团体，且水权是团体财产的一部分。而且，按照规定，水权不允许从一种用途转让到另一种用途。

1997 年《河川法》通过了修正案，增加了河川环境的保护。反映了日本对河川环境价值重要性的认识，旨在保护河川的生态系统，使之成为具有舒适性空间和具有流水与植物群落的景观河流。这表明，水权虽然是一种用益物权，但仍负有社会义务。

（三）法国

法国现行水法颁布于 1992 年，其中第 1 条规定“水是国家共同资产的一部分”，表明法国所有水资源均为国有。水资源包括地表水和地下水，地表水受水法、民事法典、乡村法典、公共水道和内陆航运法典的管理。

法国水法的规定主要强调了水资源的平衡管理的目的和保护水环境的重要性，对水资源的使用的规定主要表现在法国民法典中。现行法国民法典第 641 条规定：任何所有权人，均有利用和处理落入其土地之雨水的权力。该规定形象地告诉我们，水一经落地便因而产生使用权。也就是说，水作为土地的涵容物，自然具有土地附属物的性质，对土地所有权的支配力也自然地延伸到水上，虽不能所有，却可以优先使用。法国民法典第 642 条第 1 款进一步规定：自己的土地上有水源的人，得在其地产的界限内为其土地之需要，任意利用该水源之水。因此，使用者可以依据土地所有权的继承、变更、赠与和转让而获得地表或地下水的使用权。

---

[22] [日]片冈直树：《日本的河川水权、用水顺序及水环境保护简述》，《水利经济》2005 年第 4 期。

[23] John R. Teerink and Masahim Nakashima, 《美国、日本 水权水价水分配》，刘斌、高建恩、王仰仁译，天津科学技术出版社 2000 年版，第 112－114 页。

用水的优先次序尚未立法。但如需确定用水优先次序时，则由全国水管理委员会和地方的有关流域委员会磋商，提出关于某种用水或地区用水优先次序的意见，报国家立法委员会批准后以命令方式颁布执行。而已有的私有水权的优先次序，则由民事法典有关土地所有权的条例管理。关于使用公共水，在发放用水许可证之前的调查询问过程钟，应充分考虑已有的用水权。

（四）借鉴意义

从上述几个国家有关水资源利用的制度来看，我们从中可以得到几点启示：

首先，一国具体实行何种水权制度，应与各国各地区具体的实际情况紧密联系。我国应根据自己的国情，确立适合本国的水权制度。如法国法上对水权的规定是依附于对土地所有权的规定，而我国宪法规定土地归国家和集体所有，水资源归国家所有，两国根本制度不同，因而，我国的水权制度就不能完全照搬法国法上的规定，而应坚持现行的土地所有权、水资源所有权和水权分立的模式。反之，美国东部大多采河岸权原则，西部多采占有优先权原则，这种因地制宜的成功经验，也说明了我国今后确立水权制度须从我国的具体实践出发。

其次，相应的水权优先权原则值得借鉴。日本《河川法》承认惯例水权，实际上是对用水户原有的用水事实的承认，这充分表现了水权制度的变化对历史习惯的尊重，也合理的解决了水资源使用权上的矛盾。我国在进行初始水权分配过程中，也存在如何协调历史上存在的用水户的用水权和新申请的水权的问题，因此，借鉴日本的水权优先原则，对惯例水权予以认可。目前我国正在制定物权法，拟承认取得时效制度，若这一设计变成现实，应当适用于水权的取得。另外，我国实务上一直存在着基于河岸权取得水权的事实，并已经形成习惯，农村用水排水的纠纷大多根据此习惯得到调解。而且，在水资源缺乏的地区采用占用优先原则，更能兼顾各方的利益。所以，河岸权原则和占用优先原则值得我国借鉴。

第三，水权负有一定的社会义务。各国一般规定，水资源属国家所有或公有。水资源的稀缺性和重要性要求水权的行使不得违反社会公共利益，公共水权制度成为水权制度发展的新趋势。如法国水法强调保护水环境平衡的重要性，日本新修订的《河川法》增强了对河川环境的保护，美国基于水权对生态环境和水资源利用有重要影响，而对水权交易予以调控等。这些情况表明，我国在规划水权制度时，包括环境保护在内的公共利益的考虑是不可缺少的。

四、中国加强水权保障的对策

首先必须明确的是，加强水权保障并非一般性地加强水权保障，而是需要根据中国水权发展的需要加强保障。为此，有必要首先明确中国水权发展的一般趋势。为此，有必要从中国之所以产生水权问题的原因开始谈起。

从根本上讲，中国之所以产生水权问题，乃根源于水资源的短缺，并且因水资源短缺加剧而使水权制度发生变迁。换言之，因为水资源短缺，使得需要通过产权的清晰界定来提高水资源的利用效率，使水资源能够向最有效率的产业、最有效率的主体流动，从而提高经济绩效，使经济、社会实现可持续发展。因此，中国产生水权，初始的动因是借以提高水资源的利用效率。由此，水权的发展趋势也只能是通过水权制度的变迁，进一步提高水资源的利用效率。尽管引入水权制度之后，经济绩效已经初步显现，但同其他自然资源产权（如土地使用权）所释放出的经济绩效相比，水权的经济绩效不是太多，而是太少了，而我国的水资源短缺现象也没有因为水权概念和水权制度的引入而真正得到缓解。追究其背后的深层原因，还在于目前的水权制度公共性过于充分、物权性不足。公共性过于充分，在很大程度上导致了水权制度变迁缓慢、而且更可怕的是政府在控制水权过程中产生了部分“政府失灵”；物权性不足，甚至是严重不足，在很大程度上导致了通过借助市场的力量提高水资源的配置效率、利用效率的路径没有真正体现。从中国水权交易并非“买卖的交易”，而是一种变相的“管理的交易”、“行政权的交易”中，可知水权的发展趋势包括两方面：一是充分增加水权的物权性；二是适度转换水权的公共性，使被转换后的水权公共性与水权物权性相协调，一增一转，实现水权物权性与水权公共性“比翼双飞”。

由此，对于中国加强水权保障的对策而言，需要进一步深入探讨的有以下三个问题：（1）如何充分增加水权的物权性？换言之，水权物权性的保障如何加强？是依赖民事法，还是构筑于行政法？（2）如何适度转换水权的公共性？换言之，水权公共性的保障如何转型？（3）如何实现水权物权性保障与公共性保障的协调？

（一）加强水权物权性的保障

加强中国水权物权性的保障，需要先把握水权物权性的关键。对中国水权制度的发展而言，水权物权性的关键有两点：一是水权人能够像利用其他物一样利用水资源，即水权人可以自己充分享受水资源的使用价值；二是水权人能够像转让其他物一样转让水资源，即水权人通过出让水资源的使用价值而获得水资源的价值，而且这种转让能

够公平、公正地进行。对中国水权物权性保障而言，既有的保障集中于前者，即保障社会公众能够公正、平等地取水、用水。然而，水权物权性发挥的关键乃在于后者，即通过确认水资源的价值进而使水资源流动到使用效率最高的用水户。换言之，水权物权性发挥的最关键点在于通过构筑水市场，使水权交易能够在较低交易成本的情况下顺利进行。由此可见，充分增加水权的物权性，加强水权物权性的保障，关键在于安排水权交易，并尽量通过各种制度安排降低水权交易的交易成本。如此看来，加强水权物权性的保障，不仅依赖于民事法，还必须构筑于行政法。具体而言，通过民事法的安排，使水权的物权性获得法律上的充分肯认，使水权交易能够像其他物权交易一样进行。而通过行政法的安排，根本目的在于通过一系列的制度调整，降低水权交易的交易成本。

如何通过民事法的安排，使水权的物权性获得法律上的充分肯认？使水权交易能够顺利进行？如何通过行政法的安排，降低水权交易的交易成本？由于行政法的安排其实也涉及到水权公共性的保障，故留待下一部分进行分析。从中国水权发展现状上看，笔者认为要从民事法上充分肯认水权的物权性，以下几方面是最迫切需要解决的：

1、有必要在法律上明确水权的概念，明确水权的各种权能，使水权人取得、行使水权时有法律上的充分依据，并符合物权法定原则。

2、进一步根据国家有关物权的法律法规，规范政府和用户、用户和用户间的关系，维护国家权益，保护水权拥有者权利。

3、有必要在现有有关水权转让规定的基础上，进一步加快水权交易的发展。为此，有必要进一步明确规定可以水权交易的主体资格、可以进行交易的形式、水权交易的限制、水权交易的中介、水权交易的程序以及纠纷解决等。

4、有必要尽快推进水市场建设，使水权能够真正在市场经济条件下进行流转。为此，有必要明确水市场建设、运行和管理的机构，建立水市场运行规则和相关管理、仲裁机制以及包括价格监管等交易行为监管机制。同时，可借鉴国外经验，用银行机制对水权进行市场化配置。探索建立水银行，制定水银行试行办法，通过水银行调蓄、流转水权。

（二）水权公共性保障的转型

水权公共性的关键不在于将所有的水权都赋上公权色彩，使所有的水都成为公水，如此必将造成政府在运行水权时的“政府失灵”。在承认水权物权性的基础上，水权公共性的关键乃在于克服水权交易过程中的“市场失灵”，使水权的使用和水权交易不危害公共利益和第三方利益。可见，适度克减水权公共性并非一味地克减，而是“有

所为有所不为”，在克减之中还应当有所加强。克减的部分，主要是“公共性有余”中的“剩余”部分，加强的部分，主要是伴随水权交易和水市场培育过程中产生的克服市场失灵部分。可见，水权公共性保障的关键在于通过一系列制度安排，克服水权交易造成的市场失灵，克服水权交易对公共利益和第三方利益造成损害。如何通过一系列制度安排，克服水权交易过程中造成的市场失灵？关键在于对水权交易进行事前、事中、事后的恰当监管。

1、尽快完成水权初始分配

在水权公共产权安排难以改变的情况下，现阶段，为了使水权因公共产权安排而导致在实践中的“水权模糊”现象尽快得以消解，有必要尽快完成水权初始分配。通过水权初始分配，可以使各个地方政府使用水资源的权利尽量明晰，从而克服“水权模糊”所带来的缺陷。

为了更好地完成水权初始分配，有必要建立健全下列制度：

（1）建立流域水资源分配机制，制定分配原则，明确分配的条件、机制和程序。重点工作是研究区域水资源额度的界定，包括水资源量的配置额度和水环境容量的配置额度。

（2）建立用水总量宏观控制指标体系。对各省级区域进行水量分配，进而再向下一级行政区域分配水量，流域机构和区域负责向用水户配置水资源。区域配置的水资源总量不超过区域宏观控制指标，流域内各区域配置的水资源总量不超过流域可配置总量。

（3）建立用水定额指标体系。合理确定各类用水户的用水量，为向社会用水户分配水权奠定基础。制定各行政区域的行业生产用水和生活用水定额，并以各行各业的用水定额为主要依据核算用水总量，依据宏观控制指标，科学地进行水量分配。

（4）制定水权分配的协商制度。建立利益相关者利益表达如听证等机制，实现政府调控和用水户参与相结合的水权分配的协商制度。

2、改革水行政管理制度，为水权制度建设提供重要保证

现行水行政管理制度是以管水为核心，专管与群管都是既关水资源的开发利用，又负责水资源权属上的管理，其权能界限十分模糊。所以，在水行政管理制度建设中，第一步是要分清开发部门与水行政主管部门的不同职责。开发部门以水资源开发利用为中心，经过对当地水资源的综合科学观察和调查评价，组织编制各级水资源开发利用综合规划，采用新技术进行水资源开发管理，指导负责水资源开发利用工作等。开发部门人员需具有水利可持续发展意识。水行政主管部门代表国家行使水资源权属管理，以水权管理为中心，包括各级水权的界定、保护和监督，水使用权的取得程序，水使用量权的核定与监测，水权转让或交易的指导、审批和执行，水权纠纷的处理等。水行

政管理人员要树立明确的水权意识。

3、加强水资源和水环境保护

为此，有必要制定全国节约用水管理法律法规，建立节水型社会指标体系；保护水环境，加强提高水环境承载能力的制度建设；完善环境影响评价制度、水功能区划管理及保护制度，建立并实施生态用水和河道基流保障制度以及区域水环境容量分配制度；完善控制排污的制度；依据有关法律法规，建立和完善排污浓度控制与总量控制相结合的制度、边界断面水质监测制度、入河排污口管理制度、污染事件责任追究制度、污染限期治理制度、排污行为现场检查制度以及其他各项排污管理制度；完善地下水管理及保护制度。为保护地下水资源，要充分考虑代际公平原则，不能破坏地下水平衡。要完善地下水水位和水质监测、开采总量控制、限采区和禁采区的划定及管理、超采区地下水回补等方面的制度。

（三）水权物权性保障与公共性保障的协调

对此问题，首先应当充分认识到水权物权性与水权公共性既有对立的一面，也有统一的一面，二者乃是辨证统一的关系。

先看统一性。第一，加强水权物权性的制度安排本身就是水权公共性的表现。首先安排水权的规则与操作水权的规则都是典型的公共物品，无论是法律规则，还是行政规则都具有相同的性质。其次，初始设定水权的政府本身就是公共利益的代表，有关水权的制度安排都有较多的限制性规定及政府水权管制的内容。特别是水权制度绩效主要是水资源交易成本的降低，在降低水权主体个人成本包括内部成本和外部性成本的同时，也会最终降低水资源供给过程中的社会成本，从而在达到有效率利用水资源的同时，使全社会水资源消费压力得到缓解，并最终实现水资源的公共性需要。从这个意义上讲，水权制度也要追求水资源的公共性。再次，水权还能刺激水资源公共性的实现。水权界定，特别是水权交易经常能激发较大规模的水利投资，无论这种投资的动机是什么，其最后的结果都可能是水资源供给的相对均衡，在较大程度上使水资源得有效利用，使更多人有消费水资源的可能。最后，水权交易所形成的水资源市场供给还可以弥补长期以来政府调水无法解决的问题。政府调水可能使流域之间或一个流域上下游左右岸之间水资源分配较为合理，却不能顾及用户的具体利益与要求，特别是容易导致水资源的哄抢与浪费。水权交易却使水资源消费受到多重来自经济与价值的要求与约束，使水权分配和拥有变成实实在在的经济利益驱动。从一定意义上看，政府调水与水权交易市场共同构成了一国克服水资源自然径流缺陷及人类无休止消费的制度屏

障，从宏观到微观为满足水资源公共性消费提供了可能。[24]第二，适度克减水权公共性，通过水权制度推动水资源公共性的实现，必须建立在充分承认水权物权性的基础之上。在中国水资源公共性的满足是通过水资源经济性来实现的，水权是为水资源的经济性而存在和发展。虽然公共水权的存在开始可能与政治理念有关，但就大部分国家来看，公共水权的变迁都与水资源的经济性有关。从各国水权制度变迁的现实来看，无论是将公水划为私水，还是在公共水权上设置定限的相容水权，即可用于交易的水权，都表明公共产权也在体现水资源的经济性。[25]事实上，如果水权仅停留在满足水资源公共性的境地，其结果要么继续造成水资源的浪费与破坏，要么就会走向它的反面。

尽管水权物权性与公共性有上述契合点，然而，也必须承认，二者在实践中也可能存在各种各样的矛盾。第一，承认水权的物权性，必然要承认水权基于对于物权的支配权具有排他性和垄断性，而承认水权的公共性，也必然要求水权必须建立在用水行政许可（赋予权利的行政决定）之上。如此，体现水权物权性的排他性与体现水权公共性的非排他性自然存在着冲突。如何解决二者的冲突，成了法理学上无法回避的问题。第二，如前所述，水权物权性保障的关键在于通过培育水市场，使水权交易能够在较低的交易成本的基础上顺利进行，而水权交易和水市场的运行在理论上必然会产生各种“市场失灵”，而这对于水权公共性而言必将带来各种损害。第三，如前所述，水权公共性有余、物权性不足乃是我国水权制度的现状，在此过程中，要克减水权公共性、充分增加水权的物权性，在很大程度上还只能依靠政府的行政力量来推动。然而，由政府推动建立的水市场和水权交易，极有可能变成一种变相的“管理的交易”、“行政权的交易”。由此可见，水权公共性如果发挥不当，将对水权物权性的发挥造成损害。此外，在将来水市场建立过程中，政府对水市场的监管在理论上也可能产生各种“政府失灵”，而这同样会对水权物权性带来损害。

对于水权物权性保障与公共性保障的协调问题，需要根据水权运行的具体情况，运用实践智慧才能实际解决问题。为此，我们在探讨此问题时需要转变思路，即首先把握协调的目标，然后根据该目标确定当下需要努力解决的问题。

1、水权物权性保障与公共性保障相协调的目标

水权物权性保障与公共性保障相协调的目标应当是：既充分保障水权的物权性，但又避免市场失灵，使水权物权性保障损害公共利益和第三方利益；既充分保障水权的公共性，但又避免政府失灵，使水权配置和运行富有效率。

[24] 参见肖国兴：“水权价值取向及其制度选择”，载《郑州大学学报》2004 年第 3 期。
[25] 参见肖国兴：“水权价值取向及其制度选择”，载《郑州大学学报》2004 年第 3 期。

2、现阶段协调两种保障的重点工作

（1）属于水权物权性发挥作用的领域，政府的行政干预应当逐步退出，交给水权人根据水市场的实际需要进行交易。

（2）政府在逐步退出水权交易领域之后，应当加强对水事进行监管，但主要应当运用法律、经济等手段。政府水事监管的首要任务是为水权人之间的交易提供便利，并通过各种制度的提供，降低水权交易的交易成本，并从而保护公共利益和第三方利益。

（3）针对水权交易所可能导致的外部性问题，应当加强第三方保护的制度建设。

（四）中国加强水权保障的制度建设

加强水权物权性保障，转换水权公共性保障，协调两种保障之间的冲突，都需要落实到制度层面，需要由法律予以巩固、支持。

前述加强中国水权保障的具体对策，可以用下表表示：

表五 水权保障的制度建设

主要内容	具体法律法规
尽快完成水权初始分配	《水法》 ※《国家对水资源实行总量控制和定额管理的管理办法》 ※《水量分配暂行办法》等
完善取水管理	《取水许可和水资源费征收管理条例》 《取水许可制度实施办法》 《取水许可监督管理办法》 ※《取水权终止管理规定》 ※《惯例水权管理办法》等
加快发展水权交易， 推进水市场建设	※《水权交易法》 ※《水市场管理机构条例》 ※《水市场主体管理办法》 ※《水权转让管理办法》 ※《水权期货交易管理办法》 ※《水权抵押管理办法》 ※《水权租赁管理办法》 ※《水权交易价格核定管理办法》 ※《水权交易所管理办法》 ※《水银行试行办法》 ※《水权交易影响评估办法》 ※《水权交易中第三方保护及补偿办法》 ※《紧急状态法》 ※《水市场危机管理办法》等
加强水资源和水环境保护	建立节水型社会指标体系 水资源和水环境保护制度 控制排污制度 地下水管理及保护制度等

※表示尚未制定的法律法规

课题 I-2
关于水系整体的水资源综合分配及其调整原则研究

姜斌（水利部发展研究中心）

目　录

第一章 序.....1
1.1 研究背景.....1
1.2 研究内容和基本框架.....1
第二章 中国水资源综合分配及调整的基本情况.....3
2.1 中国水资源总体情况.....3
2.1.1 开发利用状况.....3
2.1.2 水资源主要特点.....4
2.2 中国水资源分配及调整情况.....7
2.3 中国水资源综合分配及调整中存在的问题.....9
第三章 水资源综合分配及调整的相关理论分析.....12
3.1 生态经济学理论.....12
3.1.1 生态经济理论的主要思想.....12
3.1.2 生态经济理论在本课题中的应用.....13
3.2 外部性理论.....13
3.3 可持续发展理论.....14
3.3.1 可持续发展的概念及思想.....14
3.3.2 可持续发展在本课题的应用.....15
3.4 产权理论.....16
3.4.1 产权的内涵.....17
3.4.2 产权的重要功能.....17
3.4.3 科斯定理.....19
3.4.4 产权理论对水资源综合分配和调整的重要意义.....19
第四章 国际水资源综合分配及调整经验分析.....23
4.1 国际上水系整体水资源分配的原则.....23

4.1.1 分配原则的演进 23
4.1.2 目前应用的原则 25
4.2 国际水法体系对水系整体水资源分配的规定 27
4.3 国际上水系整体水资源分配模式 30
4.4 国际上水系整体水资源分配调整实践 31
4.4.1 恒河流域水资源分配调整情况 31
4.4.2 尼罗河流域水资源分配调整情况 33
第五章 水系水资源综合分配及调整原则研究 35
5.1 流域宏观调控层面 35
5.2 区域内部微观调控层面 39
第六章 案例分析—黄河流域 41
6.1 黄河流域水资源现状 41
6.2 当前黄河流域水资源分配的原则及其评价 42
6.2.1 总体分配的依据和原则 42
6.2.2 黄河流域水资源从流域向区域的分配 43
6.2.3 黄河流域水资源从区域向用户的分配 45
6.3 对现行分配方式的评价 46
6.3.1 所取得的成效 46
6.3.2 存在的问题 46
6.4 黄河流域水资源综合分配及其调整的建议 48

第一章 序

1.1 研究背景

水是人和一切生物赖以生存的必需物质，人类世界离不开水。

中国人均水资源量较少，只有世界平均水量的 1/4 左右，水资源供需矛盾突出，水资源已经被国家列为与粮食、石油并列的三大战略资源之一。随着社会经济的发展，中国对淡水的需求量越来越大，有限的可利用水资源量无法满足这种需水量的日益增长。而且，计划经济体制下低价或免费使用水资源的分配方式也进一步刺激了人们对水的需求，这种分配机制与水资源的日益严重稀缺的经济属性相悖。另外，具体到流域层面上，由于流域水管理机构往往更关心全流域利益和生态环境保护问题，而各地区往往只追求该地区效益的最大化，所以，需要考虑如何才能有效地使各地区在追求自身利益的同时也达到全流域水资源有效配置的目标。因此，如何在市场经济体制下考虑基于水系整体的水资源分配和调整，对基于水系整体的水资源综合分配及其调整原则进行研究探讨，寻找合理分配和调整水资源的原则和途径，对于中国水权制度的建立（特别是实现流域水资源合理分配和调整），对于解决目前中国存在的突出的局部水资源短缺问题和提高水资源的利用效率和效益，对于促进和完善中国流域水资源分配和区域水资源分配的有机结合，均具有重要的研究意义和应用价值，而且也有助于推动中国的水资源分配体制改革,促进水资源的有效利用。

1.2 研究内容和基本框架

本课题研究内容主要包括中国水资源综合分配及其调整的基本

情况、水资源综合分配及其调整的相关理论分析、国际水资源综合分配及其调整经验分析、关于水系整体的水资源综合分配及其调整原则的确定、中国水系整体的水资源综合分配及其调整的案例分析等几个方面，各章主要内容如下：

第一章，作为序言，简要介绍了本课题的研究背景、研究内容和基本框架。

第二章，中国水资源综合分配及调整的基本情况，就中国目前水资源总体情况、水资源分配及调整情况、当前中国水资源综合分配及调整中存在的问题进行了分析和讨论。

第三章，水资源综合分配及其调整的相关理论分析，对本课题可能涉及的生态经济学理论、可持续发展理论、产权理论等相关理论进行了归纳总结，以对水资源综合分配及其调整的研究提供理论支撑。

第四章，国际水资源综合分配及调整经验分析，详细分析整理了国际社会水系整体水资源分配的原则、国际水法对水系整体水资源分配的规定、水系整体水资源分配的模式、水系整体水资源分配调整的实践。

第五章，水系水资源综合分配及调整原则研究，根据中国实际，分别从宏观角度和中微观角度提出了关于水系整体的水资源综合分配及其调整的原则。

第六章，案例分析，以水资源较为短缺的黄河流域为例，根据研究确定的基于水系整体的水资源综合分配及其调整原则，分析了黄河流域水资源分配及其调整可能涉及的问题，提出了黄河流域水资源综合分配及调整的建议。

第二章 中国水资源综合分配及调整的基本情况

2.1 中国水资源总体情况

2.1.1 开发利用状况

中国多年平均水资源总量约为 2.8 万亿立方米。以 2004 年为例，全年水资源总量为 2.4 万亿立方米，总供水量和总用水量均为 5544.0 亿立方米，在供水量中，地表水源占 81.2%，地下水源占 18.5%，其他水源占 0.3%；在用水量中，生活用水占 11.7%，工业用水占 22.2%，农业用水占 64.7%，生态用水占 1.4%。全国人均综合用水量 426 立方米，万元 GDP 用水量 399 立方米。

以下两个表是 2004 年以流域为单位的水资源一级区水资源量和主要用水指标。

表 2-1　2004 年各水资源一级区水资源量　　单位：亿立方米

水资源一级区	降水总量	地表水资源量	地下水资源量	地下水与地表水资源不重复量	水资源总量
全国	56876.4	23126.4	7436.3	1003.2	24129.6
松花江	3854.0	1007.8	429.3	182.1	1189.0
辽河	1638.4	335.7	183.2	83.3	419.0
海河	1686.6	137.9	237.7	161.6	299.6
黄河	3353.7	518.5	352.4	109.5	628.0
淮河	2573.6	511.6	391.9	240.7	752.0
长江	18546.8	8633.6	2259.5	100.9	8734.6
东南诸河	2945.4	1313.3	388.3	10.4	1323.8
珠江	7359.3	3500.9	860.9	12.0	3512.9
西南诸河	9404.8	5969.3	1547.3	0.0	5969.3
西北诸河	5513.8	1197.7	785.7	102.7	1300.4

表 2-2　2004 年各水资源一级区主要用水指标

水资源一级区	人均GDP(万元)	人均用水量(立方米)	万元GDP用水量(立方米)	农田灌溉亩均用水量(立方米)	人均生活用水量 (L/D)		万元工业增加值用水量(立方米)
					城镇生活	农村居民	
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	342	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

2.1.2 水资源主要特点

（1）人均水资源量少

中国的水资源总量居世界第六位，但由于人口众多，人均占有量偏低，约为 2200 立方米，仅为世界平均水平的 1/4，在世界银行连续统计的 153 个国家中居第 88 位。预计到 2030 人口达到高峰时，人均水资源量仅有 1760 立方米。按照国际公认的标准，人均水资源低于 3000 立方米为轻度缺水；人均水资源低于 2000 立方米为中度缺水；人均水资源低于 1000 立方米为重度缺水；人均水资源低于 500 立方米为极度缺水。中国目前有 16 个省(区、市)人均水资源量(不包括过境水)低于严重缺水线，有 6 个省、区(宁夏、河北、山东、河南、山西、江苏)人均水资源量低于 500 立方米，属于极度缺水。

（2）时空分布极不均匀

中国的水资源分布存在时空不均，从时间上来看，由于季风气候影响，各地降水主要发生在夏季，大部分地区汛期连续 4 个月的降水量占全年的 60%～80%，水资源中大约 2/3 左右是洪水径流量。

从空间上来看，水资源的分布与土地资源、矿产资源的分布极不匹配，长江流域及其以南地区国土面积只占全国的 36.5%，但水资源却占总量的 81%，人均水资源约为全国平均的 1.6 倍，亩均水量为全国平均的 2.3 倍；北方黄河、淮河、海河、辽河四大流域片的耕地多、人口密，耕地面积占全国的 63.5%，淡水资源量却只有全国的 19%，人均占有水量只有全国平均的 18%左右，亩均水量仅为全国均值的 15%。而且有专家指出，由于自然环境以及高强度的人类活动的影响，北方的水资源进一步减少，南方水资源进一步增加。这个趋势在最近 20 年尤其明显。这就更加重了中国北方水资源短缺和南北水资源的不平衡。

而且时间上的不均和空间上的不均在中国往往不是单独作用，而是综合表现出来的，以 2003 年为例，北方大部和西南、华南部分地区发生春旱，江南、华南发生严重夏旱，淮河流域发生流域性大洪水，黄河中游则遭遇罕见秋汛，干旱和洪涝在全国交叉出现。

（3）供需矛盾突出

目前，中国水资源供需矛盾比较严重。在全国 600 多个城市中，半数以上城市缺水，其中严重缺水的城市达 100 多个，日缺水 160 万吨，每年因缺水造成的直接经济损失达 2000 亿元，全国每年因缺水少产粮食 700 亿～800 亿公斤。据预测，2010 年全国总供水量为 6200 亿～6500 亿立方米，相应的总需水量将达 7300 亿立方米，供需缺口近 1000 亿立方米，2030 年全国总需水量将达 10000 亿立方米，全国

将缺水4000亿～4500亿立方米，到2050年全国将缺水6000亿～7000亿立方米。[1]

（4）利用效率低下

中国是农业大国，2004年农业用水量占总用水量的64.7%，农业用水中，渠灌区水的利用系数只有 0.2～0.4，井灌区水的利用系数只有0.6左右；全国平均每立方米农业用水生产粮食0.87公斤，而世界平均水平在2公斤以上，中国每公斤粮食的耗水量是发达国家的2～3倍。

中国万元工业产值的耗水量一般是发达国家的10～20倍，个别行业达45倍；中国城市人均耗水量已接近发达国家的中等水平。中国工业生产用水的重复利用率约为 40%，远低于发达国家 75%～85%的水平。[2]

（5）开发利用率高

目前北方区和内陆区水资源利用率已分别达到63.8%和49.2%，已经超过国际上公认的水资源合理开发利用率不超过40%的警戒线。南方区目前水资源利用率为16.7%，从水资源角度看，还有较大潜力。[3]

从中国水资源主要特点也可以看出基于水系整体的水资源综合分配及其调整的重要性，人均水资源量少、时空分布极不均匀、供需矛盾突出等特点充分表明了水资源的稀缺性，据有关学者测算，在1949～1994年的46年间，中国的供水量仅增加4000亿立方米，在此期间水资源开采利用较容易，难度较小，如果在今后30余年水资源供水量增加 4000 亿～4500 亿立方米，完成这项任务将非常艰巨；利用效率低、开发利用率高等特点则表明要想从中国实际出发

[1] 姜文来，中国21世纪水资源安全对策研究，水科学进展，2001，(4)：66－71
[2] 郭玮，国外水资源战略开发利用战略综述，农业经济问题，2001，(1)：58－62
[3] 曾肇京，石海峰，中国水资源利用发展趋势合理性分析，中国水利，2000，(8)：45－48

解决水资源的稀缺问题，根本在于实现流域水资源的高效配置，北方区和内陆区水资源利用率已经超过国际上公认的水资源合理开发利用率的警戒线，南方虽然开发利用率不高，但如向北方区供水，需要长距离调水，开发具有相当难度，因此解决水资源稀缺问题的最佳途径无疑是流域自身挖掘潜力，对基于流域水系整体的水资源进行合理规划和高效配置，把水资源从低效率的领域转移到更多高效率的领域中来，以南方为例，如通过合理规划和高效配置，水资源利用率可提高至 20%，可供水量可达到 1500 亿立方米，在现状基础上增加了 900 亿立方米。

2.2 中国水资源分配及调整情况

中国流域水资源的分配实际上是通过对取水许可的管理来实施的。目前尚未有明确的分配标准,主要是根据取水户提出的取水计划及各级水行政主管部门制定的用水计划来核定、审批。各级水行政主管部门在分配其取水许可量时按“优先顺序”分配,即首先满足城乡居民生活用水,统筹兼顾农业、工业用水和航运需要,并维持生态环境用水。各级水行政主管部门根据取水户的实际取水量征收水资源费,实行有偿使用。

从分配程序来看，主要是根据《中华人民共和国水法》及《取水许可实施办法》的要求，经过申请、审批和实施这三道程序。取水许可是流域水资源管理中的一项十分重要的内容。《水法》规定了取水许可制度。在取水许可的审批中，也涉及到流域管理机构与地方审批权限划分的问题，如哪些由流域机构审批，哪些由地方部门审批，怎样做到二者结合，既不遗漏又不重复是关键。为此，国务院曾颁布了《取水许可实施办法》，水利部根据该办法确定了流域管理机构与地

方水行政部门的审批权限。例如长江干流宜宾以下至南京段，日取水量在 10 万立方米以上的由长江水利委员会负责审批、颁发取水许可证；南京以下段则取水量在 15 万立方米以上的由长江水利委员会审批、发证。而在此限量以下的，就由地方水行政主管部门负责审批、发证。当然，在地方取水许可的审批中，对省、市、县各级水行政主管部门的权限也有划分。

从分配方式来看。水资源不同的分配方式隐含着水资源价值实现的不同方式。在对水资源进行分配时,世界各国依据本国的历史背景、水资源产权以及水资源稀缺程度,一般采取两种分配机制，即集中机制(centralized mechanism)和市场机制(market mechanism)。集中分配机制是一种行政性的分配制度,即政府按照一定的模式对现有的水资源进行指令性分配的过程。市场分配机制即是利用水市场供求关系而形成的价格机制对水资源进行配置。集中控制机制是一种基于系统整体效益最优为出发点的水资源分配机制；而市场机制是一种基于个体消费和生产行为为出发点的资源分配机制。[1]

由于各种原因，在很长一段时间内，很多国家与地区都采用集中控制机制分配水资源，中国也一直采用这种机制，主要根据可用水资源量和历史用水情况以行政协商的方式对水资源量进行分配。《中华人民共和国水法》第三条规定“水资源属于国家所有”，这成为国家对水资源实现集中分配的法律基础；水是每个社会成员生存的必需物质，这成为对水资源实现集中分配的社会基础；水资源具有别于其它资源的特殊性质，如时空分布随机性、流动性、利害两重性、多用性、易污染性等，这成为水资源实现集中分配的自然基础。

[1] 李磊，水资源分配体制改革问题研究，经济体制改革，2005，(3)：34－37

2.3 中国水资源综合分配及调整中存在的问题

当一种资源从“取之不尽，用之不竭”的自由进入（open access）状态转到人们意识到它能带来利益并引起人们的日益关注的稀缺状态时时，它就不可避免的要以各种不同的分配方式在人们之间分配。水资源问题在中国经济发展中之所以越来越突出的呈现出来，这主要是因为水源污染严重、旱涝不均及由此引发的供需矛盾。但是不可否认这种供需矛盾之所以突出不仅仅在于水资源本身的稀缺性，更在于我们自身在水的利用与分配方式上存在一定的问题和缺陷：

（1）水资源管理体制的不完善

现行的垂直管理体系很难对同一流域跨地区的水资源分配进行有效的调节，中科院地学部报告(1998)指出，因缺乏权威性的流域统一管理机构和相应的法律法规，无法对实际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，分水方案并未有效落实。以黄河流域为例，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，黄河水量分配方案得不到有效实施。黄河上下游水资源分配过程中出现的问题突出的反映了现行水资源管理体制在水系整体水资源分配及调整上的制失效之处。

（2）集中分配方式本身的缺陷

中国在基于水系整体的水资源分配和调整上采取的是集中分配方式，由水利部门或当地的流域源管理机构按供水计划将水资源直接分配调度给用水地区的部门或用户。其模式是国家养水、福利供水、计划配水。这种机制最显著的特点是能够充分体现政府的宏观决策意愿。

但随着市场经济体制的建立，这种集中分配方式的弊端也日益凸显出来，有学者通过创立水资源集中控制分配模型分析了这种集中控

制分配机制中存在的问题，指出由于无法得到真实的有效信息，集中控制分配机制难以实现最优整体利益。这也是导致水资源集中控制分配机制不能有效利用水资源的根本原因。在水资源日益短缺的形势下，这种集中控制分配方式不能向水用户传递水资源稀缺性信息，在这种机制下，水用户无法了解水的稀缺程度，理性的用水户将夸大自己的用水生产函数，因为这样能使他得到更多的免费水量，同时，用水户也可能采取“行租”的行为，只要“行租”费用不超过增加的效益，用水户就有采取“行租”的行为[1]。

（3）初始水权认定的缺失

中国的大江大河中，目前只有黄河流域在地区层次上分配了初始水权，其他主要江河流域，只是在取水权层次上分配了水权。大部分小流域都没有在流域各地区之间界定水权，水资源的分配一定程度上是被“自然势力”支配的，即雨水落到哪里、河水流到哪里，谁就占有并且受益，可以称之为事实上被“霸占”的初始水权。而这种初始水权的“霸占”，最容易造成过度开发和滥用水资源。

（4）存在省际之间的利益冲突

在现有的流域水资源管理和分配体制下，各个流域均不同程度的存在省际之间的利益冲突。以中国最大的长江流域和黄河流域为例：

在长江流域，丹江荆紫关河段位于鄂豫交界的丹江中游，自上世纪 50 年代后期开始，两岸群众为防止洪水冲毁耕地，争相修丁坝，遂引起纠纷并发生械斗造成人员伤亡。从 80 年代起，长江委对该纠纷进行了多次协调，期间虽几度缓和，但未彻底解决；

在黄河流域，从 50 年代到 90 年代，引黄耗水量增长了 1.5 倍。由于免费获取，水资源作为“公共资源”被过度耗用，沿黄各省区竞相在两岸兴建各种引水取水设施，以满足日益膨胀的水需求，引黄水

[1] 王先甲、肖文，水资源的市场分配机制及其效率

量迅速增加，黄河流域上下游用水矛盾日益突出，这直接导致了国务院 1987 年颁布的黄河水量分配方案，方案将 349.6 亿立方米的水量分配给沿黄八省，但实际用水量和分水方案相差甚远。根据黄委会公布的数据计算，从 1992-1995 年期间，内蒙古和山东平均年超标分别为 13%和 11.3%，而陕西和山西则没有用到分水标准，四年间平均每年的不足量为 52%和 75.8%[1]。

[1] 胡鞍钢 ，王亚华；转型期水资源配置的公共政策：准市场和政治民主协商

第三章 水资源综合分配及调整的相关理论分析

3.1 生态经济学理论

3.1.1 生态经济理论的主要思想

生态经济学理论是以自然生态系统和社会经济系统相互作用形成的有机整体为研究对象，研究其结构、功能、作用的机理和内在规律，强调经济和生态环境协调发展。自然生态系统和社会经济系统分别是两个独立的开放系统，同时又是经济—社会—环境复合系统的子系统，彼此存在物质和能量的流动和交换，相互作用相互影响。自然生态系统是社会经济系统的基础，为经济系统的运转提供物质、空间和能量，决定着社会经济系统的结构和功能；社会经济系统通过物质生产活动和技术手段反作用于自然生态系统，影响着自然生态系统演替和发展的方向，生态系统的状态和发展变化决定了它对社会经济系统提供生态功能和环境服务功能。

生态经济学理论强调生态经济效益观和生态经济平衡观。

（1）生态经济效益观。生态经济效益是自然生态系统的要素和社会经济系统的要素之间借助一定的技术措施通过不同的组合和作用方式所产生的经济效益、生态环境效益和社会效益。三者之间相互转化有机结合形成综合的生态经济效益。对资源的开发利中，在追求经济效益的同时兼顾生态效益和社会效益，使三者相互统一，实现综合效益的最大化，才是资源的高效配置和利用方式。

（2）生态经济协调观。生态经济协调是在自然生态系统和社会经济系统间通过物质交换、能量流动和信息传递达到一种动态协调状态。生态经济复合系统总是处于不断的变化之中，由一种协调状态到

另一种协调状态。处于协调状态的系统在整体上由生产者、消费者、分解者构成完整的营养结构和连续的食物链，保证物质和能量的传递，生物间通过食物链控制物种间的数量和比例而保持高水平的系统生产力和系统功能。

3.1.2 生态经济理论在本课题中的应用

流域是一个特殊自然地理单元，是以河流为网络、由分水岭包围的在地域上具有明显边界的区域。流域范围内的发展和变化就是由人类的生产生活活动所引起的，包括了自然环境的发展变化，经济的增长、社会的进步等一系列过程，所以流域是一个由社会、经济和环境组成的复合生态系统，是一个人类社会与自然相互作用的有机整体。人既是这个庞大的复杂系统的消费者，同时又是系统内部的控制者和管理者，通过一定的行为和技术手段对系统内的社会子系统和环境子系统产生作用。对流域水资源进行分配和调整目的是为了合理优化配置水资源，获得各高的经济效益，我们就可以以生态经济理论为依据，基于生态和经济之间的相互影响和相互制约作用，在二者之间找到最佳平衡点，兼顾生态和经济的协调发展，力求获得最佳的综合效益。

3.2 外部性理论

外部性是在没有市场交换的情况下，一个经济主体的行为对其他经济主体产生影响，而不必为此付出成本或得到补偿，分为外部经济性和外部不经济性。外部性造成私人成本和社会成本不一致。当社会成本大于私人成本时，表现为外部不经济性，即一个经济主体的行为给其他经济主体造成损失，却不承担这种成本而因此获益；当私人收益小于社会收益时，表现外部经济行，即一个经济主体的行为给其他经济主体带来好处，却没有得到补偿。稀缺资源的有效配置就是要各

个部门资源利用的边际效益相等，即一个经济部门增加一单位水资源的使用的社会成本不变，从而获得最大的社会经济效益。水资源已经成为一种稀缺资源，既具有公共物品的性质也具有私人物品的性质，其特殊的自然属性、社会属性和经济属性，决定了流域水资源在分配和开发利用过程中必然产生外部性。外部性的存在使市场不能发挥有效配置资源的功能，市场价格不能反映水资源的真实价值，导致水资源低效率使用。

水资源具有公共物品的性质，在水资源总量一定的情况下，一个人对水资源消费的增加意味着另一个人的消费减少。这时每个人都试图追求个人利益最大化，都希望自己能从这一公共物品中获得更多的利益，这种公共物品的非排他性诱发对水资源的使用的外部性的产生，导致水资源的掠夺性使用和浪费。外部性理论为我们揭示了水资源在开发利用过程中“搭便车”及抢用滥用现象产生的深层次经济学原因，并为解决流域水资源分配和开发利用中的外部性提供了方法。从量化角度来衡量水资源使用中的外部性，就是要减小使用水资源的私人成本和社会成本间的差额。要通过有效的价格体系和评价体系，将水资源使用成本和水资源收益内化为经济主体的成本收益，促使经济主体用水行为合理化，为水资源有效配置和高效利用提供条件和基础。

3.3 可持续发展理论

3.3.1 可持续发展的概念及思想

可持续发展理论已经成为各学科各领域研究的热点，可持续发展已经成为 21 世纪人类共同发展的目标。它跳出以高消耗高排放低效益为特征的传统的发展模式，为人类社会实现经济持续、快速、高效

的发展提供了新的思路和方法。1987 年在由挪威前首相布莱特兰夫人主持的世界环境与发展委员会，组织多方专家编写的研究报告——《我们共同的未来》中明确提出了可持续发展的概念并在世界范围内得到了广泛的认可。可持续发展就是既满足当代人的需要又不对后代人满足其需要的能力构成威胁的发展。

可持续发展就是要实现社会、经济、资源环境的协调发展，它注重经济的增长，但是更强调经济增长的方式。要求经济的增长以自然资源和环境的承载力为基础集约化使用能源和原料，提高原料的利用和转化效率，减少污染物和废弃物向环境的排放。可持续发展以发展为目标，经济的增长最终是为了提高人们的生活质量，与社会进步相适应，使人们获得更多的福利。目前关于可持续发展的研究很多，很多地区和行业都制定了各自的可持续发展规划。但目前普遍存在的问题是忽视了“流域可持续发展”的概念。流域可持续发展的概念非常重要，离开流域的可持续发展只谈行政区域的可持续发展将缺少必要的边界条件和制约条件。

3.3.2 可持续发展在本课题的应用

实现可持续发展要处理好局部利益和整体利益、近期目标和长远目标、近期利益和长远利益的关系。它有两个原则将为本项课题研究提供支持：

一是公平性原则。公平性包含时间和空间两层含义：

时间上，应做到使当代人与后代人要有平等的发展机会，可被人类利用的资源环境是有限的，当代人在谋求生存和发展的过程中，必须考虑到后代人生存和发展的需要，不能以损害后代人满足其需要的能力为代价。也就是说，要有长远打算，不能对水资源进行掠夺性的提前消费；空间上，要求在同一时间范围内不同区域之间和同一区

域内部实现水资源分配与利用、保护成本与效益的公平负担和分配，从水量上看，上下游、左右岸，整个流域范围内要有平等的水资源分配权利；从水质上看，企业或个人对水资源和水环境的使用，不能对其他企业或个人造成损害，上游不能只考虑本地区本部门的利益而肆意排放废污水给下游和整个流域带来不利影响。

二是可持续性原则。可持续性是指生态系统在受到来自自然或人类的干扰时能够维持系统平衡保持较高生产率的能力。生态系统本身具有自我调节能力，抵御来自外界的干扰，恢复和维持生态系统平衡。但是这种调节能力是有一定限度的，当外界干扰和破坏力超过这个限度而打破系统的平衡状态时，系统结构和功能都将发生改变，而这种变化是不可逆的。人类的生存和发展是以开发利用自然资源和环境为基础的，掠夺性的索取自然资源以及向环境大量排放有害污染物，导致生态系统结构破坏、功能衰退，系统生产力下降，不能正常发挥其功能。因此，人类对水资源的开发利用必须限制在水资源承载力范围之内，同时向水体排放污染物不能超过水环境承载力范围，才能实现水资源的永续利用和人类的持续发展。

3.4 产权理论

产权理论的研究表明，如果资源产权界定清楚，在没有发生交易费用或费用较低的情况下，生产者和消费者将有足够的激励进行互惠互利的交易谈判，使外部性因素内部化，实现双方利益的更优，而不会引起资源的不当配置。

在水资源分配这个问题上，产权理论给了我们重要的启示：一是产权理论应用到水资源领域形成“水权”，明晰界定水权，明确行为人的责任、权利和义务，在产权约束的范围内从事经济行为。对水资

源的使用能够进行有效的监督和管理，减少水资源的浪费。二是通过进行排他性产权的界定，规范产权主体的行为在一定框架之，通过产权交易解决公共物品问题和外部性问题，配置水资源的有效方式之一。 三是尽可能降低交易成本。交易成本是不可避免的，但交易成本是可以降低的，交易成本的最小化可以使公共资源配置逼近帕累托最优状态。

3.4.1 产权的内涵

产权理论源于新制度经济学派对经济增长原因的另辟蹊径的解释，是在科斯的“企业的性质”、“社会成本问题”等论文发表后逐渐兴起和发展起来的，德姆塞茨、威廉姆森、阿尔钦、张五常等逐步丰富和发展了科斯的理论，形成现代西方产权理论和产权学派。产权即财产权的简称，是由于物的存在及其关于它的使用所引起的人们之间相互认可的行为关系，产权反映的不是人与物的关系，其本质是规定人与人之间行为关系的准则。经济学范畴的产权更侧重于效率，它是包括财产的所有权及由此所派生的占有权、使用权和支配权、收益权等一组权利的集合，这些权利是对某种经济物品的多种用途进行选择的权利。这些权利在一定场合下可以集中属于财产所有者，在多数情况下也可以通过交易和转让而处于相对分离状态。产权表面上是人与物之间的关系，实质上反映的是由物的存在及其关于它的使用所引起的人们之间相互认可的行为关系。产权就是依靠一定的强制力，对人与人之间行为关系进行规范和约束，是人们行为关系的准则。

3.4.2 产权的重要功能

（1）产权明晰有利于外部性内部化

外部效应导致无效率的主要原因除信息不对称、竞争不完全外，

公共物品也是一个很重要的原因。对于公共物品，具有非竞争性和非排他性，理性经济人都力求从公共物品中获得尽可能多的利益，使私人成本小于社会成本，而私人收益大于社会收益。通过进行排他性产权的界定，规范产权主体的行为在一定框架之内，明确产权主体各方的责任、权利和义务，可有效的解决外部性问题。

（2）利于产权所有者形成稳定预期

“产权是一种社会供给，其重要性就在于事实上它能帮助一个人形成他与其他人进行交易时的合理预期”，产权是一种排他性的权利，未经产权所有者的许可或双方未达成协议，任何人都不能使用或影响那些产权归其所有者的物品的物质形状，从而保障了财产主体的合法权益，在产权允许的范围内支配和行使产权，同时也明确其在行使产权时所承担的责任和义务，使产权主体形成稳定的预期，激励财产主体通过权衡行使产权的利益和成本，为实现个人利益最大化而对经济行为做出选择，合理的行使产权，运营其财产。

（3）有利于市场机制发挥作用

产权关系一经确立，即界定了财产的归属，确立了产权主体，在法律上明确和保障了财产所有者的财产和合法权益。同时产权在法律上规定了产权主体所拥有的权限及产权主体之间的权利、责任和义务，明确所有产权主体在行使产权过程中的行为准则，从而规范和约束了行为人的行为，为市场交换创造了条件。交换实际上是产权的让渡，明晰的产权为公平交易提供了保障，使市场经济有序规范的进行。

（4）有利于资源优化配置

排他性产权的确立，意味着在赋予产权所有者一定权利的同时也规定和限制了其应该承担的责任和义务，规定了人们使用资源时的行为规则，限定了产权所有者行为活动的边界和范畴，因此产权所有者

会对财产的态度和行为方式做出选择。市场机制下进行的交换，实质上是以各种物品为载体的产权的交换。通过产权的转让和交易，决定了资源在各行为主体间的分布状态，同时产权有时又是可分解的，这就满足了不同主体对资源的不同需求。合理的产权结构及安排促进了资源根据市场的实际需求自由流动，提高了资源的配置和使用效率。

3.4.3 科斯定理

科斯定理是现代产权经济学的核心内容，科斯定理是以交易费用为零做假设前提，强调只要市场交易费用为零，不论产权如何分配，通过协商交易都可以达到产值的最大化，即在交易费用为零的前提下，资源配置效率的结果与产权无关。而对于现实的经济活动中往往交易费用不会为零，而在此情况下产权安排又是如何影响经济运行效率的呢？科斯认为，“一旦考察到进行市场交易的成本，那么显然只有这种调整后的产值增长多于它所带来的成本时，权力的调整才能进行，在这种情况下，合法权利的初始界定会对经济制度的运行效率产生影响。”

科斯定理深刻揭示了产权安排、交易成本和资源配置之间的内在关系，其重要意义在于其强调明确产权的前提下，产权安排如何实现资源的最优化配置，达到帕累托最优，同时蕴含着由于制度成本的存在，选择何种手段和方式来更有效的运营产权，取决于交易成本和收益的权衡，有可能选择市场，也有可能选择政府。

3.4.4 产权理论对水资源综合分配和调整的重要意义

现代产权经济学认为，产权制度对稀缺资源的配置具有极其重要的作用。 产权是在资源稀缺的条件下，人们使用和配置资源的权利。将产权理论应用到相对短缺的水资源形成“水权”，为避免水资源的

不合理使用提供了前提条件。

（1）明晰界定水权，明确责任、权利和义务，规范用水行为

水资源具有公共物品的性质，在水资源总量一定的情况下，一个人对水资源消费的增加意味着另一个人的消费减少。这时每个人都试图追求个人利益最大化，都希望自己能从这一公共物品中获得更多的利益，这种公共物品的非排他性诱发对水资源使用的外部性的产生，导致滥用水资源。中国《水法》规定“水资源属国家所有，即全民所有。农业集体经济组织所有的水塘水库中的水，属于集体中的水。”虽然从法律上规定了水资源的所有权，但是对水资源的使用权缺乏明确的界定，使得各行为人和利益主体都从自身利益角度出发，开发利用水资源，造成中国目前流域范围内水资源短缺与用水浪费现象并存。水权即水资源产权，是由水资源的所有权所派生的使用权、经营权及收益权等一组权利的总称，是水资源分配、使用和获取水资源收益的基础。水权具有可分割性，所有权、使用权和经营权归属不同的权利主体，水权的确立，界定了水权的主客体，明确行为人的责任、权利和义务，在产权约束的范围内从事经济行为。对水资源的使用能够进行有效的监督和管理，减少水资源的浪费。

（2）为水资源的有偿使用提供理论依据

国家是水资源的唯一拥有者，水资源的所有权归国家，国家对水资源享有占有权、使用权、收益权和处分权，从而决定了水资源的管理和保护的主体是国家。任何单位和个人为获得水资源的使用权都应该向水资源的所有者付出代价，这就为水资源的有偿使用提供了理论依据。在水资源稀缺的情况下，任何用水户使用水资源都应该缴纳水资源费，根据水资源的供水成本和不同的用途及其水质水量的不同征收反映水资源价值的水价。

（3）为水权的市场转让和交易，实现水资源优化配置提供理论依据

市场机制能够发挥优化配置资源的作用，但是要把水资源引入市场，发挥市场作用的大前提是明晰的产权，在水权制度确立的基础上，科斯定理告诉我们在交易成本很低的情况下，产权是可以交易的，通过产权的合法交易和转让能够实现帕累托最优。用水户在依法获取的水配额，通过各种技术和节水措施结余的水资源可通过市场转让和交易获得一定的经济利益，而水资源不够用的就要在市场上购买来满足其需要，为经济效益的最大化用水户会尽可能的减少用水量，刺激其节水行为。同时使水资源向效率高的部门转移，因此，产权理论及其核心——科斯定理为建立水权制度和进行水权交易，有效分配和调整水资源，实现水资源最优化配置提供了理论依据。

（4）为水资源的管理模式提供依据

由于交易成本的客观存在，市场失灵的缺陷，市场机制不能在所有的情况下实现资源的最优化配置，是选择市场手段还是选择行政手段需要均衡制度的成本收益。中国水资源的分配和调整一直采取行政指令性模式，存在着诸多弊端，政府失效导致水资源宏观管理层面的失误。随着市场经济体制的逐步建立和完善，迫切需要引入市场机制，通过看不见的手来优化配置资源。水资源作为人类生产和生活必需品，即具有一般商品的属性又有其特殊的社会经济属性，所以对于水资源的分配和调整，可以以现代西方产权理论为依据，在水权明确的情况下通过在市场机制的作用下优化配置，同时作为人类生活的必需品，要保证各用水户的利益，不能完全放任市场，实现市场化，必须借助政府的行政力量，制定严格的法律法规促进水市场的建立，保障市场的规范、透明和公平，才能维护各用水户的合法权益，才能有效

地实现水资源的优化配置。

第四章 国际水资源综合分配及调整经验分析

4.1 国际上水系整体水资源分配的原则

4.1.1 分配原则的演进

在国际上，就水系整体水资源分配原则而言，曾出现过许多原则，这些原则有时甚至完全对立、彼此之间难以协调，具有代表性的就是“绝对主权论”原则和“绝对河流完整论（即占用优先）原则”。

（1）“绝对主权论”原则

在 1895 年，美国与墨西哥就流经两国边界的里格朗德河水资源的使用问题发生了纠纷，起因是位于河流上游的美国将其境内河段改道的单方面行为影响了河水的流量并对下游墨西哥的农业生产造成了危害。当时的美国司法部长哈曼就此案发表意见认为：墨西哥政府无权就里格朗德河水资源在美国境内的使用问题向美国提出诉求，因为在国际法上没有任何规则、原则和先例表明美国对此问题负有责任或者义务，所以墨西哥所受到的损害是一个政治问题而非法律问题。这种强调国家在其领土范围内拥有绝对主权的观点后来被称之为“哈曼主义”（Harman Doctrine），亦即所谓的“绝对主权论”。

就国际河流水资源的开发利用而言，“哈曼主义”显然是有利于上游国家的，所以后来又有一些国际河流的上游国家提出过类似的主张。但国际河流的下游国家与上游国家一样，也拥有自己的主权权利。假如主权是绝对的话，按照主权平等的原则，下游国家主权的绝对性并不低于上游国家。在国与国之间的利益发生冲突的情况下，如果双方只强调各自的所谓“绝对主权”，就很难有和平解决冲突的余地了。“绝对主权”的极端运用，很可能就是战争。为了防止利益冲突的激

化，国与国之间必须相互尊重主权，不影响各自主权权利的行使。单方面强调一方的所谓“绝对主权”不可能使冲突得到公平合理的解决，也不利于国与国之间的和平共处。因此，“哈曼主义”不可能成为解决跨国界环境问题的国际法原则，在后来国际关系的实践中也鲜见其适用。

（2）绝对河流完整论（即占用优先）原则

美国西部是占用优先原则(Prior Appropriation Doctrine)历史悠久且发展较为完善的地区。美国西部开发早期，土地开发和利用中对水资源的引取不受河岸权的限制，后来通过通报取水意图并在地方司法部门记录该报告的形式而正规化，1849 年以后，采矿活动促进了“时先权先”原则的发展，受西班牙法律以及穆斯林判例的影响，逐步形成法律。

占用优先原则不认可用户对水体的占有权，但承认对水的用益权。其主要法则：一是时先权先(first in time，first in right)，先占用者有优先使用权；二是有益用途(beneficialuse)，即水的使用必须用于能产生效益的活动；三是不用即作废(use it or lose it)。

占用优先原则随着社会的发展不断得到完善。最初，美国许多州为保护占用优先制度，对水权转让设置了或多或少的限制。如怀俄明州要求申请人必须提交没有触犯第三方权利有力证据；内布拉斯加州干脆禁止农业用水向非农业用水部门转移。这些限制成了占用优先体制下水市场发展缓慢的主要原因。为了改变这种局面，西部各州已经利用公共所有权对用户用水权进行不同程度调整，采用公共托管原则(the public—trust doctrine)，削弱用水权的保障程度以增加占用优先原则的灵活性，以适应公共利益部门用水需求。有些州开始制定或修改有关规定，如客观上承认水权转让为有益用途，促进水权的销

售和转让。水市场和水银行等已经开始成为水权转让的主要形式。水资源从边际效益低的使用者向边际效益高的使用者转移，其典型代表是由灌溉农业用水向城市和工业用水的转让。

日本所采用的水权原则基本上与占用优先原则相同，即各种水权中的优先权应当是以批准水权的时间顺序为基础决定。但日本也对这种原则规定了一些例外情况，如实行地惯例水权原则、堤坝用益权原则、条件水权原则等，以适应不同的实际情况。

4.1.2 目前应用的原则

（1）尊重国家主权原则

国际河流水资源的分配最基本的前提是尊重和维护各水道国的主权。因为任何国际事务都必须符合国际法的基本原则，国际河流水资源的分配调整也不例外。

国际法基本原则里最重要的一条就是尊重国家主权原则，《联合国宪章》第二条规定了联合国及其会员国应予遵循的七项原则，第一项即规定了会员国主权平等，“本组织系基于各会员国主权平等之原则。”宪章将这一原则列为各项原则之首，说明主权原则对国际关系和国际法的极端重要性。1962 年联大通过的《自然资源之永久主权》的决议宣布:“各民族及各国族行使其对自然财富与资源之永久主权”,“各国必须根据主权平等原则,互相尊重,以促进各民族自由有利行使其对自然资源之主权”。1974 年《建立新的国际经济秩序宣言》和《各国经济权利和义务宪章》均重申了尊重国家主权这一原则。《宣言》说:“每一个国家对自己的自然资源和一切经济活动拥有充分的永久主权。”《宪章》则进一步规定：“每个国家对其全部财富、自然资源和经济活动享有充分的永久主权，包括拥有权、使用权和处置权在内，并得自由行使此项主权。……国家领土包括陆地、水流及其上

空和底土。”

可见，每一个主权国家对其领土上的全部水资源享有充分的永久主权（包括拥有、使用和处置权）。即对于产生在一国领土的地面径流和地层中的地下水资源，该国应享有充分主权。

（2）公平合理利用原则

公平合理利用原则来源于《联合国宪章》、《联合国里约行动纲领》、《联合国人类环境会议宣言》等国际法，也是国际河流水资源分配调整基本原则之一。由于国际水域内的各个国家在政治体制、经济发展水平、资源优势、地理环境、用水目标上存在差异。因此，在分配及调整国际河流水资源时时应考虑各当事国的社会经济需要，以及对国际水域的利用情况和可持续开发，充分体现保护国际水域的精神，在水资源初始分配阶段保证流域里每个成员的发展机会。

公平合理利用原则包含两方面的内容：其一、各当事国应在各自领土内公平合理地利用国际水域，特别是各国在使用和开发国际水域时，应着眼于与充分保护该水域相一致，并考虑到其他当事国的利益，使该水域实现最佳和可持续的利用和受益。其二、当事国应公平合理地参与国际水域的使用、开发和保护。这种参与应当包括利用国际水域的权利和合作保护及开发国际水域的义务。

这两方面内容的规定同时赋予了尊重主权原则丰富的内涵，使之同“绝对主权论”区分开来。

（3）协商合作原则

国际河流具有共享性与复杂性，因此，实现国际河流水资源合理分配和调整利用与保护的根本条件在于各国在赋有诚意、平等协商下进行合作。这种合作应建立在主权平等、领土完整、互利和善意的基础上，从而使国际河流水资源实现合理配置。

这种合作原则在相关国际法文件中都有体现。《跨界水道和国际湖泊保护和利用公约》在其序言中指出“有效地实现保护和利用跨界水道和国际湖泊只能通过扩大合作予以确保”，并在第 2 条第 6 项表明：“为了制订有关具重大意义的集水区或者其中部分的统一政策、方案和策略，沿岸国应当在平等和互惠特别是在双边或者多边协定基础上进行合作以防止、控制和减少跨界影响以及保护跨界水环境或者受此种水体影响的环境。”《公约》同时还指出各沿岸国应当秉承互惠、善意和睦邻的精神进行协商，从而就公约涉及的问题进行合作。《国际水道非航行使用法公约》也提出了国际合作在保证国际水道的开发、管理、保护及可持续利用中具有重要性。因此，也倡导在缔约国之间进行合作。

除了以上这些原则之外，国际河流水资源分配和调整还形成了一些被普遍接受和不断被认可的的原则：如不造成重大危害原则；用水优先顺序原则；　维护与保护水资源及其生态系统原则等。

4.2 国际水法体系对水系整体水资源分配的规定

在国际水法体系里，对水系整体水资源分配的规定有三个来源：各种国际习惯法、《赫尔辛基规则》和《国际水道非航行使用法公约》，而能作为各国际河流合理开发利用和水资源分配调整最主要依据的、被作为国际水资源利用的基础性法律文件应该是 1994 年由联合国国际法委员会制定的《国际水道非航行使用法公约》。这三种来源大致如下：

（1）各种国际习惯法

如国际常设法院的各种判例等,但它们对于各该判例当事国以外的其他国家之行为,在法律上和道义上都并不具有任何约束力。某些

双边或多边的国际水资源分配协定,多为特定政治环境下的产物,其真正的地缘政治含意并不能在这些条约的字句中看出来。最著名的例子就是印度与孟加拉两国关于恒河水分配的协定,但印方从未认真履行过该协定。

（2）赫尔辛基规则

国际法协会于 1966 年发表的《国际河流利用规则》即赫尔辛基规则，该规则接受了“汇水流域”的概念，为“公平合理”地分享共同的水道提供了指导原则。赫尔辛基规则在法律方面的一个重要转变是提出了水的“有效利用”权利。不过赫尔辛基规则只有一次被明确地用于水资源开发利用，即湄公河委员会在制定其 1975 年的原则宣言中使用了赫尔辛基“公平合理利用”的定义。

赫尔辛基常被一些学者误解为各国必须遵守的国际公法。实际上,这只是一个国际学术团体提出的建议文本,很多国家并不予以承认,所以该规则对各国并无任何约束力。

（3）国际水道非航行使用法公约

由于赫尔辛基规则未为各国一致接受,在历经 27 年的修改、谈判之后,1997 年 5 月 21 日,联合国大会以 103 票赞成、3 票反对,27 票弃权,通过了《国际水道非航行使用法公约》。

该《公约》是第一个在全球范围内调整国际淡水资源利用关系的公约，《公约》不仅对相关习惯法进行了编纂，还充分吸收了关于国际淡水资源利用的区域性或双边性条约的内容，公约规定的主要原则有：平等、合理利用原则；不引起严重损害原则；不同用途之间相互协调的原则。

与《赫尔辛基规则》相比，《国际水道非航行使用法公约》的进步主要表现在以下几点：

①《赫尔辛基规则》是以“流域”为基础的，而《公约》则以“水道”为基础并以“非航行使用”为研究范围。“水道”涉及的范围较“流域”小，其主要是指流经不同国家的主要地表水河道及其水，同时尽量了避免过多涉及支流和地下水问题，特别是避免“流域”一词中的“领土”含义，这样“水道”使协调上下游国家各持的“绝对领土主权论”与“绝对领土完整论”间的矛盾成为可能；

②《公约》在《赫尔辛基规则》之“公平利用”原则基础上进一步提出“公平利用与参与”原则。公平参与原则是公平利用原则的发展，而且是与之相联系的，要实现最佳利用和受益，就需要有各水道国通过参与对国际水道的保护和开发来进行合作，同时，公平参与也暗含水道国有在确保水道使用和受益的公平份额方面得到其他水道国的合作的权利；

③ 根据对国际河流统一性及其多目标协调综合开发与管理必要性的进一步认识，《公约》中强调了“合作义务”，认为“水道国应在主权平等、领土完整和互利的基础上进行合作，以便实现国际水道的最佳利用和充分保护”，在水资源分配和开发利用中提出进行合作的义务这是《赫尔辛基规则》中所没有的。

值得指出的是，目前国家水法体系中关于水系整体水资源分配的规定并不是完善的，如《赫尔辛基规则》对各国并无任何约束力；而就《国际水道非航行使用法公约》而言，虽然它是各国际河流合理开发利用和水资源分配调整最主要依据，为水系整体的水资源分配调整提供了很好的借鉴。但它是 133 个国家经过 27 年的谈判所得到的结果，也就必然是各国矛盾和争议的调和折衷物，从以下几点就可以表现出来：

⑴《公约》排除了上游国在具体协定中确认本国基于主权原则应

享有的权利的可能；

⑵ 各国基于自身利益和认识,可以对公约条款进行不同的解释，如就不引起严重损害原则而言，下游国会认为这是上游国的一项独立义务，而基于本国利益，上游水道国很可能会否认这一义务，主张应与经济效益原则，这必然会造成这一原则适用和解释的困难；

⑶ 不同用途之间相互协调原则给予在利用水国际水道中可能影响的各种因素以绝对平等的考虑，夸大了跨界水道的国际性，在过分注重平衡各种因素的同时，忽略了位于特定国家领土之上的河段所固有的内水特性。

因此，我们在研究借鉴国际水法有关经验进行水系整体水资源分配调整时，对这些不完善之处要有清楚的认识，不可全盘照搬。

4.3 国际上水系整体水资源分配模式

在国际河流水资源公平合理利用原则与可持续发展观点指导下，其水资源的分配不仅应满足各流域国人类社会经济发展的需要，还应满足维护生态环境用水的需要。因此，将国际河流作为一个系统，进行水资源的综合开发和利用是国际河流水资源分配的总目标，就国际上诸多国际河流水分配的模式来说，其分配模式总的可分为三种：项目分配、全局分配与流域整体规划开发模式。

⑴ 项目分配模式：是流域国（多见于双边合作 ）为满足各国家的水需求，按某一个专门项目所开发和涉及的水资源进行分配并签订分水协议，为局部的合作分配，其不需要考虑流域的综合规划与全流域水分配，但要求合作各方进行密切的合作，需要有足够的财力支撑。这种分配模式通常可以满足合作方的用水需要，促进合作开发，但会受流域内其他开发项目或其他国家用水的影响，因此，这种分配

方案会减慢流域水资源综合开发的进程。

(2) 全局分配：是流域国间根据其都能够接受的准则将流域内所有可确定的水资源量分配给各流域国。按可持续发展的观点，这一水量应扣除维护生态平衡的基本用水。这种模式不需要流域国间进行密切合作和具有完善的水管理条款及机制，通常是流域国各方通过签订协议按流域中的某一标准（如按多年平均水量，考虑各流域国的实际贡献水量等）确定水资源量，分配给各流域国，各国在其水资源分配份额内可比较自由地利用，而无须考虑共同需求或对他国的影响，总的来说，这种分配模式打破了流域的整体性，不利于全流域的系统开发，无法获得最佳的利用和最大的综合效益，不利于全流域的可持续发展，但可避免漫长的谈判协商过程和一些难以处理的国家间利害关系。

(3) 整体分配模式：是流域国通过签订协议，认可并实施流域整体开发规划方案，为满足各沿岸国的水需求而进行流域水分配，这一分配方案有效实施的关键在于：规划方案的完备程度，各流域国的合作与信任程度，是否有较为完善的流域法律与管理机制及其他技术、资金的支撑能力。

4.4 国际上水系整体水资源分配调整实践

4.4.1 恒河流域水资源分配调整情况

恒河和雅鲁藏布江(其下游被印度称为布拉马普特拉河)的年平均径流量分别为 3710 亿立方米和 3850 亿立方米。孟加拉国有 1/3 以上国土位于两河入海肥沃的三角洲上,这里有首都达卡、主要工业城市和主要的农业区。因此,孟加拉国的经济发展以及 1/3 人口的生存生活均与恒河水息息相关。而该国其余部分所需淡水,也全部取自由

印度流入的布拉马普特拉、卡耳尼河等国际河流。

1970 年，印度为提高加尔各答港的航运能力,改善城市供水和防止海水倒灌造成土地盐碱化,决定在距印孟边界仅 11 k m的上游法拉卡筑坝截水,使恒河改道经加尔各答入海。这一决定对下游孟加拉国的农业生产和居民生活造成了严重影响，从此进入了近 30 年的水冲突时期，在这期间，为此双方进行了多次谈判，并于 1975 年和 1977 年两次签订了协定。1977 年签署的为期 5 年的《关于分配在法拉卡地区的恒河水和增加恒河水流的协定》规定双方在 5 年内设法寻求解决恒河水分配的长远办法。1982 年和 1985 年，双方两次将协定延长，但问题始终未能得到根本解决。1996 年印度和孟加拉国又签署了一项有效期为 30 年的《印孟关于在法拉卡分配恒河水的条约》。条约中规定了印方在每年旱季必须保证供给孟方以不少于实际流量 50%的水量,显然,这一分配原则不可能普遍推广到其他国际河流。而且印方从未认真履行过这一协定。不仅法拉卡大坝的水冲突未获解决,2004 年印度又正式宣布加快启动总投资高达 1100 亿美元的“内河联网工程”,争取 10 年内竣工,计划拦截从印度境内流入孟加拉国的恒河、布拉马普特拉等大小 54 条“国际河流”,每年向印度南部、东部缺水的地区输水 1730 亿立方米。

据有关学者分析,恒河水冲突远比其表面现象要复杂得多。就印孟水冲突而言,印度位于各河上游,但就整个南亚地区来看,印度又位于这些国际河流的下游,如果其他国家纷起效法印度的做法,后果显然对印度不利,而从长远来看,这种前景并非完全不可能。例如,仅中国境内雅鲁藏布江的年平均径流量即达 1654 亿立方米,几乎等于印度“内河联网工程”计划的引水量[1]。

[1]任世芳，牛俊杰，世界地理研究，2004，(2)：53－57 国际河流水资源分配与国际水法

4.4.2 尼罗河流域水资源分配调整情况

尼罗河全长 6671 k m,是世界第一长河,流域面积 288 万平方公里，涉及埃及、苏丹、埃塞俄比亚、乌干达、肯尼亚、坦桑尼亚、布隆迪、卢旺达、刚果民主共和国、厄立特里亚 10 个国家。尼罗河流域最主要的用水大户是埃及和苏丹。根据 1929 年埃及和英国(苏丹的前殖民宗主国)签订的协议,两国分别可使用的水量每年为 475 亿立方米和 40 亿立方米。1959 年埃、苏两国在阿斯旺水库建成后可稳定提供的 840 亿立方米水量中,除 100 亿立方米耗于水库蒸发、渗漏外,分别获得 550 亿立方米和 185 亿立方米,与损失合计为 835 亿立方米,占可调节水量的 99.4%。

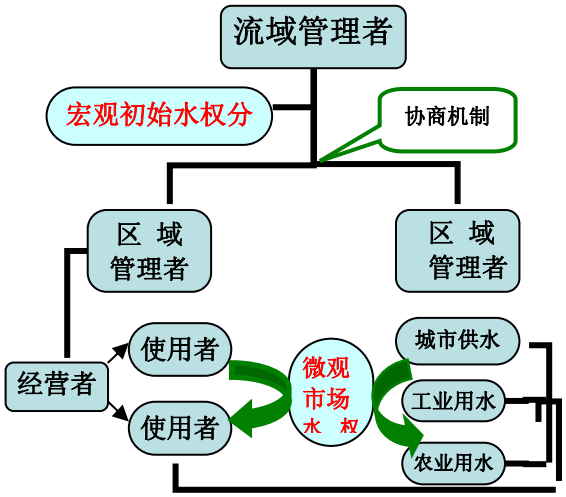
用水的现状和发展预计是:

埃及方面用水量到 1993 年已达 551 亿立方米,超过了 1959 年埃苏协定中规定的份额。由于埃及人口以年均 2.5%至 2.8%的速度快速增长,估计如不采取节水措施,其用水量到 2025 年可达 810 亿立方米以上,再加上阿斯旺水库的损失,用水量几乎等于尼罗河的年平均来水量；苏丹方面阿斯旺水库建成时用水仅占 1959 年协议配额的一半左右。该水库建成后,用水量迅速增加,按苏丹政府计划,在若干大型改河及灌溉工程竣工后,到 2025 年需耗用尼罗河水 320 亿立方米,比协定配额增长 73%。而该国已于 1989 年单方面废止了尼罗河水协定；此外,据阿斯旺水库建成后实测,损失水量超过 100 亿立方米,而近年来尼罗河流域气候偏旱,年径流在多数年份少于 840 亿立方米(该水库为多年调节)。仅就以上两国用水估算,预计到 2025 年即达 1130 亿立方米,加上阿斯旺水库损失,年用水量在 1230 亿立方米以上,是原设计来水量 840 亿立方米的 1.35 倍。而上游河源的埃塞俄比亚等国在今后 20 多年里如发展农业灌溉,至少也要耗水数十亿立方米。

由以上分析可看出,如按目前尼罗河流域各国的用水定额和用水结构发展下去,水资源不足的问题将日趋严重,不论未来达成什么新的国际协定,都不可能全部满足流域内各国的发展的需要。

第五章 水系水资源综合分配及调整原则研究

水系水资源的分配和调整要以新《水法》为准绳，在“国家统一分配水量、流量断面控制、省（区、市）负责调水配水、重要取水口和骨干水库统一调度”的大原则下，把流域管理与区域管理相结合，流域管理机构对水资源进行统一分配和调度。在宏观初始分配的基础上，区域内部通过水市场在不同使用者和城市供水工农业不同部门之间进行再分配。实行宏观层面以政府为主体的水资源配置制度和微观层面上以用水户为主体的水市场资源配置机制相结合的方式。管理结构如下图。



5.1 流域宏观调控层面

（1）生态效益和经济效益兼顾原则

传统水资源开发利用模式只看到了其带来的经济效益，而没有考虑到对生态环境系统的影响，忽视了生态效益，生态环境遭到破坏，最终使人类的生存和发展面临着威胁。因此流域水资源的分配和使用

必须兼顾经济效益和生态环境效益，重视水资源和生态环境系统、经济系统的内在联系。水量的分配要以合理保护自然资源和生态环境为前提，不能超过生态环境承载力范围，防止过度使用水资源，破坏水资源生态系统的平衡，造成不可恢复和逆转的生态系统功能衰退和系统生产力水平下降，阻碍和制约人类的生产生活活动。

例如具有重要生态功能的湿地生态系统，是一种由水文条件促成的生态系统类型，水资源是湿地生态系统形成、发展、演替的关键，决定着该系统的本质属性，水质和水量不仅影响系统自然环境的变化也是维持水生生物种的主导因素。黄河断流，使沿岸的湿地大面积萎缩甚至干涸。例如以水体为基本生存环境的鱼类，水量和水质的改变都将对鱼类的生长、繁殖等生命活动产生决定性的影响，改变鱼类的数量和种类，从而影响生物多样性。新疆塔里木河流域由于上游水资源的过度开发利用使下游水量减少水质恶化，使下游胡杨林成片死亡，覆盖面积骤减，荒漠化和沙化严重加剧。选取类似上述的一些因子，以这些因子作为生态环境系统承载力的信号，通过定性定量的研究水质水量的改变对这些因子产生的影响，把水资源的分配和使用控制在生态系统承载力范围之内，保证生态系统的平衡和稳定。

（2）流域管理和行政区域管理相协调原则

流域是一个特殊自然地理单元，是以河流为网络、由分水岭包围的在地域上具有明显边界的区域，同时流域又以水资源的开发为中心，组织和管理整个区域的国民经济。水资源的流动性、循环性、整体性、不可分性决定了必须以流域为单元进行水资源管理。同时水资源分布的时间差异和空间分布的差异性也决定了对水资源的管理不能像其他资源在地域空间上可以进行条块分割式的管理。流域管理机构考虑的是全流域的利益，而各地区往往只追求本地区利益最大化，

各行其政，加大了对水资源的监督和管理难度。明确流域和区域在水资源分配和调整中的职能和管理权限，把流域管理与区域管理结合起来，形成有效的协调和配合机制。流域机构根据本流域水资源的水文数量特征和来水供给变化，根据各区域的实际需求和使用情况灵活机动的对全流域进行长期和短期的水量分配，发挥其宏观分配和管理职能，而各行政区在追求自身利益的同时兼顾上下游、左右岸，兼顾全流域的整体发展和整体利益，服从流域的统一管理，在国家配水量范围内在区域内的不同地区不同部门不同用户间分配供水，并协助流域机构进行监督。

（3）重视水资源安全的战略意义，遵循地表水与地下水统一管理原则

水资源的过度开发利用不仅使经济发展受到资源的限制，生态环境遭到严重的破坏，中国是世界上 13 个贫水国之一，水资源问题将成为中国今后面临的新的危机，考虑到可被利用的水资源无论是水量还是水质能否满足人类生存发展的长远需要，水资源安全问题就具有了重要的战略意义。而水资源特殊的自然属性决定了其不可能像其他资源一样能储存起来，要实现水资源永续利用必须在分配阶段就考虑到水资源的战略储备。维持生态系统的平衡是保证水资源可持续发展的前提。同时，地下水与地表水之间相互转换，是地表水的重要补给来源。而目前全国水资源的管理还没有将地下水完全纳入管理体系中，有必要将地下水的管理纳入流域水资源统一管理体系，科学确定不同地区地下水资源状况、可供开采的地下水量，并以法律的形式对地下水资源的使用加以控制和监督。理顺不同部门间对地下水的管理职能，减少因部门分割管理混乱而造成的损失。

（4）优化配置原则

流域层面水资源的分配和调整必须遵循水资源的优化配置原则，水资源的优化配置就是水资源在不同地区不同用途不同使用者之间的分配已达到效益最大化。流域按照总量控制和定额管理，进行水量的统一分配和调整。根据区域发展规划和目标、人口经济布局行业定额、用水现状和生态环境状况预定区域用水总量，在从流域层次的水资源和水环境状况进行综合平衡后，最终确定区域用水总量。流域进行水权初始分配时要综合考虑考虑生态环境的要求和地区经济社会的发展，要考虑整个流域全局的发展规划，考虑到长远利益和短期利益。区域根据区域总量控制的要求按照用水次序和行业用水定额通过取水许可制度的实施对取水户进行水权的初始配置。国家可根据经济社会发展要求对区域用水总量在不同时期适时进行宏观变动，区域也要根据技术经济发展状况及时调整行业和部门的用水定额。

（5）公平性原则

流域水资源的分配实质上是利益的分配。水资源的分配涉及到水资源管理者、经营者和使用者，流域水资源的分配和调整也就是在这三者之间及其内部的利益的合理划分和调整。公平分配水资源就是要使不同地区不同人群为生存和发展都享有平等的用水权。不同地区的社会经济发展、不同用水户的用水效益都存在很大的差别，要高效分配水资源，实现水资源的优化配置，兼顾各方利益，通过管理者、经营者和用水户积极参与，给各利益主体表达意愿的机会，最后民主协商达成一致，公平分配水资源的使用权，避免利益冲。公平性的原则还体现在保证不同地区每个公民都能获得饮用水。水资源首先作为一种基本的生活资料，要人类满足基本生存所需。价格要反映资源的供需状况，但是对于基本生活用水，不能完全由市场定价，作为水资源的管理者政府必须实行低价供水，以满足贫困人口和低收入人口也能

获得基本生活用水，从而体现社会公平。

（6）水资源的有偿使用和水权的有偿流转原则

中国水资源归国家所有，是水资源所有权的唯一权利主体，在水资源日益短缺的情况下，任何用水单位和个人使用水资源都应该为得到水资源的使用权而支付一定的费用。意义不仅在于能够反映资源的稀缺性和价值，而且有效的节约用水。在中国《水法》中没有规定允许水权转让，《取水许可制度实施办法》规定取水许可证不得转让，这就限制了水权交易和水市场的建立。产权理论及科斯定理表明，产权是可以交易的，在交易成本足够低的情况下产权的转让和交易可以最大限度的逼近帕累托最优，实现资源优化配置。对于能够带来经济效益的多样化用水，政府应该在法律上明确水资源使用权，在一定条件一定范围内允许其进入市场进行有偿流转，通过市场机制调节资源的流动和配置。

5.2 区域内部微观调控层面

（1）政府引导与市场调节相结合的原则

在区域内部，各区域在现有国家配水量的前提下，鼓励区域内部不同用水户之间进行水权的有偿转让。在用水户之间作为水资源使用权的拥有者，利润最大化原则将驱使各用水户通过在水市场进行水权交易，调节用水量，改变用水行为，在实现经济利益最大化的同时实现水资源的高效利用。同时由于水资源是一种基本的生产生活资料，既有私人物品的性质又有公共物品的性质，所以水资源的配置不能完全由市场竞争来确定，还必须通过政府的正确引导，保障最基本用水需求的满足，保障水权转让和交易合理的进行等等。

（2）用水效益优先原则

不同行业和部门，单位产值的用水效率存在很大的差别。在水资源短缺的情况下，区域应该按照效益优先原则来分配水资源，对于用水效益高的地区和部门多配水而用水效益低的部门则少配水，这样就产生了部门配水差距，拥有少的配水量的部门在水量不够用的情况下就要增加用水成本，会在不同的地区和部门之间通过竞争形成高效用水的激励机制，提高了水资源的利用效率，节约用水。

（3）基本生活用水和生态用水优先原则

水是人类社会生产生活的基本物质资料，水资源的配置使用过程中应该考虑水资源对社会经济发展的制约作用，协调工农业、城市生活用水及生态环境用水之间的关系。首先必须满足人类生存的需要，保证居民基本生活用；其次是保证维持系统健康和提供生态功能，必须留有一定的生态用水量；最后是多样化用水。

第六章 案例分析—黄河流域

6.1 黄河流域水资源现状

黄河流域水资源供需矛盾的激化日益成为阻碍沿黄地区乃至全国社会经济发展的一大制约因素。黄河多年年平均天然径流总量 580 亿立方米，2001 年黄河总取水量为 474.55 亿立方米，黄河总耗水量为 361.79 亿立方米，以占全国河川径流 2%的有限水资源，承担着本流域和下游引黄灌区占全国 15%的耕地和 12%人口的供水，同时还向天津市、河北省、青岛市等远距离调水。黄河水资源主要用于农业灌溉，约占总耗水量的 92%，全河灌溉耗水量 80%以上集中在宁蒙引黄灌区、汾河渭河谷盆地及下游引黄灌区。农业用水具有较强的季节性，主要集中在 10 至 11 月的冬灌期和 3 至 6 月的春灌期，尤其在春灌季节，上下游同时用水，形成全河用水高峰，而此时正值汛前，降雨较少，因而黄河下游经常发生断流。黄河水资源超强度开发利用，超出了水生态系统的承载能力，打破了水生态系统的平衡，致使 90 年代以来，黄河下游年平均断流达 102 天，这种连续性断流正是水资源短缺的极端表现。根据预测，未来随着城市化进程的加快和用水结构的改变，黄河水资源的供给存在很大的缺口，那么以黄河的供给能力在多大程度上能持续支撑流域人口、社会、经济发展的需要？怎样满足？引人深省。黄河流域水资源短缺不仅源于上中游地区多为干旱和半干旱地区的自然地理条件，更重要的是当前由于水资源不合理开发利用引发的结构性短缺，其根源在于水资源管理不到位。

6.2 当前黄河流域水资源分配的原则及其评价

为了更好的管理黄河流域的水资源，在水资源短缺的条件下协调各方利益，实现水资源的优化配置，国家水利部委派下属机构黄河水利委员会对黄河流域干支流河道水量及水库蓄水量，并考虑地下水资源的利用情况，在流域内包括青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙古、山西、陕西、河南、山东等九省（区），以及国务院批准的流域引用黄河水量的天津、河北两省（市）范围内进行黄河水量的统一调度和管理。

6.2.1 总体分配的依据和原则

⑴ 分配依据

在未因为水资源引起地区争水和利益冲突之前，黄河流域水资源被无偿自由取用。流域内水资源供需矛盾的尖锐化，促使 1987 年国务院遵循统筹兼顾、全面安排的原则，颁布了《黄河水量分配方案》，对水资源进行宏观分配，但是因与之相适应的各项配套设施和制度的不健全，该方案并未发挥实效，各地区实际取用水量与分配水量出入很大；之后各行政区的水资源配水量都以此方案为基准，1998 年国务院批准了《黄河可供水量年度分配及干流水量调度方案》，进一步具体到年内各个月和不同来水年份的水量分配。随着国家经济体制的逐步转轨，根据国务院《取水许可制度实施办法》，黄委对黄河干流及重要跨省（自治区）支流实行取水许可全额或限额管理，对沿黄各省（自治区）的黄河取水实行总量控制。1997 年出台了《黄河水量调度管理办法》，水资源实行统一调度，总量控制，以供定需，分级管理，分级负责，并实施年度水量分配和干流水量调度预案制度，要求各省(区、市)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、市）所占比重进行分配，枯水年同比例压缩。

⑵ 分配原则

黄河流域水资源的分配和调度，按照新《水法》和《黄河水量统一调度管理办法》的规定，遵循以下原则：

① 实行统一调度，总量控制，以供定需，分级管理，分级负责，并实行年度水量分配和干流水量调度预案制度。

② 各省（区、市）年度用水量实行按比例丰增枯减的调度原则，根据年度黄河来水量，依据 87 分水方案中批准的可供水量各省（区、市）所占比例进行分配，枯水年等比例压缩。

③ 黄河干流各河段水量控制以河段总耗水量和断面下泄流量两项指标为依据。

④ 黄河水量调度，要上中下游统筹兼顾，优先安排城乡生活用水和重要工业用水，其次是农业、工业及其他用水，同时还须留有必要的河道输沙用水和环境用水。

6.2.2 黄河流域水资源从流域向区域的分配

中国《宪法》规定：矿藏、水流、森林、丘陵、草地、荒地、滩涂等自然资源，都归国家所有，即全民所有。1988 年颁布的第一部《水法》规定“水资源属国家所有，即全民所有。农业集体经济组织所有的水塘水库中的水，属于集体中的水。”因此很明确，水资源的所有权归国家所有。这就为中国长期以来一直采取的由中央政府直接控制的行政指令性配水模式提供了依据。水资源从流域向区域的分配实质上是国有水权在宏观层面上的初始分配。

（1）1987 年黄河可供水量分配方案

中国在 1987 年分水方案出台以前，由于当时经济发展及开发技

术水平的限制，水资源还不是相对稀缺，水资源的使用和管理基本上是 “开放式的”。随着用水的粗放式增长，竞争性用水现象日趋明显，水资源逐渐变成一种相对稀缺的经济资源，黄河上下游用水矛盾日益突出，水事纠纷时有发生。为了解决用水争端和有效的管理黄河水资源，1987 年国务院颁布了南水北调工程生效以前《黄河可供水量分配方案》，将 349.6 亿立方米的水量分配给沿黄八个省区，首次从行政上界定了沿黄各省、自治区的初始用水权利。此方案以 1980 年实际用水量为基础，在黄委对黄河水资源状况、沿黄省区用水情况和社会经济发展情况，认真研究了有关省（区）的灌溉发展规模、工业和城市用水增长及大中型水利工程兴建的可能性，并考虑了正常年份黄河最大可能的供水量及综合治理和防洪的需要。黄河正常来水年份天然来水量为 580 亿立方米，河道内输沙等生态需水 210 亿立方米，所以可供水量为 370 亿立方米。

表 6-1　1987 年黄河可供水量分配方案

地区	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东	河北天津	合计
年耗水量(亿立方米)	14.1	0.4	30.4	40.0	58.6	38.0	43.1	55.4	70.0	20.0	370.0

(2)1998 年黄河可供水量年度分配及干流水量调度方案和管理办法

《黄河可供水量分配方案》颁布执行一定程度上控制了用水规模，起到了合理配置水资源和促进黄河水资源可持续利用的作用。但是由于相应的监控、激励和惩罚措施不完善，因而依然存在着微观主体的水资源浪费和宏观层面的水资源匮乏，水资源供需矛后依然突出。为此，国家计委和水利部联合颁布了《黄河可供水量年度分配及干流水量调度方案》和《黄河水量调度管理办法》。该方案完善了原

有的分配机制，将黄河水量的年度变化纳入考虑之中，拟定了正常年份可供水量370亿立方米的省(区、市)年内各月的分配指标。规定依据年度黄河来水量，据87分水方案批准的可供水量各省（区、市）所占比重进行分配，枯水年等比例压缩。黄河水量实行年计划月调节的调度方式，并采取水量的实时调度和监控。

(3)取水许可总量控制

为加强黄河水资源统一管理，逐步完善黄河取水许可监督管理制度，2002 年，黄委根据国务院《黄河可供水量分配方案》和水利部《关于授予黄河水利委员会取水许可管理权限的通知》《关于加强黄河取水许可管理的通知》要求，制定了《黄河取水许可总量控制管理办法》（试行)。《办法》规定黄委和引黄省(区)各级水行政主管部门审批的黄河取水许可水量之和扣除直接回排到黄河干支流水量后的耗水量，不得超过国务院批准的黄河可供水量分配方案分配给本省(区)的耗水量指标，这是黄河取水许可总量控制最基本的要求。

6.2.3 黄河流域水资源从区域向用户的分配

水资源从区域向用水户的分配实际上是各省区依法获得的区域水权在区域空间范围内在不同用水户间的二次分配。在沿黄各省区内部的可供水量分配的方式类似于黄河流域水资源在流域层面上个省（区、市）的分配，采取计划指令的方式。在分配到具体用水户后地方水行政管理部门按照限额管理和总量管理，批准取水许可。微观的用水户之间可进行水权交易满足用水需求。在浙江省东阳和义乌两市之间成功地进行了第一例省内不同市区之间的水权交易之后，目前在宁夏和内蒙两省内开始了水权交易的试点。

6.3 对现行分配方式的评价

6.3.1 所取得的成效

近年来在现行的黄河流域水资源分配方式下，黄河流域水资源的管理取得了一定的成效。首先从 1999 年开始对黄河水量进行统一调度，在水资源短缺的情况下黄河流域连续断流的局势得到遏制。在 2000 年黄河来水比正常年份来水偏少 56%的严重旱情之下，实现了黄河全年不断流，并调剂出一部分水供天津；2001 年是建国以来黄河来水的最枯年份，再次实现了全河不断流。在水资源的取用上，通过取水许可制度切实加强了黄河的取水许可管理，使黄河水资源的取用逐渐由无序混乱走向有序化。流域内水资源和生态环境得到了明显的改善，河口湿地和部分生物种慢慢恢复。

6.3.2 存在的问题

可以看出黄河流域水资源的分配逐步走向了合理化、规范化，所取得的成效也是显而易见的。但是由于当前水资源调配仍以政府行政手段为主采取指令性配置方式，这种行政命令法规运行的高成本以及对市场信息反应滞后，不能根据水资源的供需变化做出及时反应和调整；在管理体制上部门各自为政，流域水资源管理部门的法律地位和执法权限没有明确，执法力度模糊以及行政决策管理信息不畅，使得对用水行为和水事活动难以有效的监督和协调。黄河流域水资源超用抢用的现象依然很严重，地下水严重超采，地区和部门间利益冲突频繁。

(1) 指令配水模式难以有效发挥作用

1999 年开始实施年度可供水量分配和干流水量统一调度，是以 1987 年的分水方案为基础，根据当年来水量进行丰增枯减，而如今

黄河水资源的水量水质、各地区的自然状况和实际用水状况以及全国各省的社会经济结构和发展模式都发生了根本性的转变，这种以静态的配水方式满足行动态的用水需求，必然造成水资源分配的不合理。新的调度办法虽然使年、月用水有了一个可操作的分配方案，黄河水量的分配和调度主要由黄委进行流域的统一规划，并实行实时监控，但各省实际引水量则属于各省水行政机构，常常出现各省(区)实际用水量与分水方案相去甚远的局面，每到引水高峰期，尽管各月都有相应的分配控制指标，但行政体系的不统一，使其缺乏有效的控制手段，实际引水量与分配方案悬殊较大。2000 年 11 月—2001 年 6 月，甘、宁、蒙三省(区)超出分配计划 11.18 亿立方米，由此导致上游省级断面 8 个月的实际平均径流量比调度分配方案规定的控制指标减少了 3.5%—13%，上游来水量的减少，直接影响到下游河南、山东两省按计划引水。

⑵ 粗放式的分配原则不利于水资源优化配置

《黄河可供水量分配方案》只是笼统地进行了区域层次的可供水量分配，而没有与之相配套的地方市县乡一级明细的配水界定，使各省区内部实际并未严格执行国家配水方案，分水用水混乱，也无法核查实际用水与国家配水之间的丰缺。《黄河水量调度管理办法》中规定：各省(区)年度用水量实行同比例丰增枯减，考虑到了黄河水量时间的不均性，而忽略了实际来水的丰枯状况以及水资源的时空分布特征，各地按一个比例进行折算。由于黄河水资源时空分布不均，按照同比例分配的结果，降雨少的省(区)水量不够用，要超计划引水，而降雨多的省(区)分配的水量又用不了，降低了水资源的利用效率，甚至引发新的用水矛盾。调度方案和管理办法只是针对耗水比例占到80%以上的干流，而未包括支流的分配，也未包含地下水的分配，在

实际操作中遇到很多具体的情况很难解决。

⑶ 取水许可的行政特征

中国目前实行的取水许可制度是以行政管理协调手段为主。水管部门是水资源管理的主角，水资源的分配、调度，乃至取水许可的论证，都是水管部门的权力和责任，但是没有考虑到用水户之间的制约、协调，同时中国取水许可规定取水权不得转让，从而不能充分激发用水者的节水积极性。

⑷ 缺乏有效的利益补偿机制

水资源分配的核心问题是一种利益再分配问题，即如何解决上下游之间、多样化用水之间的利益冲突。从长期的水量调度实践看，这些矛盾难以协调的主要原因是缺乏激励补偿机制，现行的指令性配水模式通过行政命令的干预来分配水资源，没有引入价格制度来保障水市场的运行。一方面，不能促使水资源实现其最大的效用。另一方面，不能有效激发节水行为。此外还存在部分沿黄省(区)无偿占用其他省(区)的分配水量和河道内输沙等生态用水，使其他省(区)的经济和黄河下游防洪安全受到影响等问题。解决此类问题的关键是引入补偿机制，对权益受到损害的地区或用水户给予补偿。

6.4 黄河流域水资源综合分配及其调整的建议

（1）协调基本生活用水、生态用水和多样化用水。对于水资源短缺的黄河流域，在生活、生产用水和生态环境用水之间，争水矛盾尖锐，常常出现河道内实测流量大幅度减少，河道断流，主河槽淤积等现象。虽然 87 年分水方案预留了 210 亿立方米河道输沙等生态用水，但是由于缺乏有力的监管机制，往往为了满足生产生活用水而挤占生态用水。在水市场上，面对多样化的用水户，首先应该保证城镇

居民生活用水，在维持生态系统承载力的前提下，向农业部门、工业部门供水。

（2）改变指令性的流域水资源初始分配方式。黄河流域一直以1987 年的分水方案作为各地区水资源分配的基本依据不能及时灵活的反应水资源的供需状况，造成配水和用水效率的低下。当前在流域水资源分配使用过程中还未建立起一套全流域的利益分配机制的情况下，使用水户成为市场的主体，采用基于水权交易的市场机制和政府的宏观调控相结合的手段，形成“激励相容”促进流域水资源的优化配置，是行之有效的办法。黄委会应该按照流域资源现状、流域上中下游自然经济社会条件及中长期发展规划，按水权分配的原则和参与协商机制向各个区域进行初始水权的分配，宏观上实现从流域向区域一级的可供水量的分配，同时对各区域进行监督。在各区域相应得到配水量后，流域管理部门就应该退出水资源流通交换领域，工作的重心转移到制定流域长期发展规划、协调区域间关系等方面。

（3）鼓励沿黄各地区区域内的水权转让和交易。在区域层面上，在水权制度明晰的前提下，建立水市场进行水权交易，来调节各部门的用水余缺。黄河可供水量年度分配作为政府“初始分配”，起到宏观调控作用，但在政府配置可供水资源的使用权后，配水量有结余的省(区、市)和用水效益低的地区，还可通过水市场转让水权而获得经济效益，对水资源进行“二次分配”，使之能够最大限度地在部门之间、用户之间更加合理配置。目前黄河流域只在宁蒙地区开始了水权交易的试点，并取得了效果。各地应该总结其成功的经验，政府制定相应的法律法规，不断完善水权制度和水市场，为市场交易创造有利的软环境，鼓励用水户之间在不影响生态环境、其它用水户和其他地区的情况下进行黄河水资源使用权的有偿流转。

（4）形成有效的利益补偿机制 黄河流域不仅水资源在空间分布不均衡，而且流域内地区社会经济发展差距较大，从而也就产生了用水效益的差别。这就需要政府提供一定的利益补偿，补偿的对象包括对贫困地区农民用水成本的补贴，对贫困地区的水利设施进行投资使其有可能采取适当的节水措施和水资源利用效益高的用水户，补偿的方式不仅有经济上的补偿，还应该适当的对产生节水效益的地区、部门和用水户给与配水量上的奖励，从而调动其节水的积极性。

（5）在微观水市场领域，充分利用价格机制和供求机制。水价是微观层面配置水资源的重要手段。合理征收水资源费、采用取水许可证制度，根据市场供需制定高于成本的水价，反映水资源的价值和稀缺性，并且使水利管理部门能够有资金投入到水利设施的建设中，提供更多更全面的公共服务。水权交易的前提条件是水权明晰以及市场环境完善，这就要求在中国经济体制逐步转型时期，还没有完全过渡到市场经济的条件下必须结合政府一定范围框架内的行政职能，建立健全市场制度，使水权交易更公平更透明，真正实现水资源向高效率部门转移，提高利用效率。

（6）加强立法和监督

对于整个黄河流域水资源的分配和管理，必须建立健全以流域为单元的法律法规，对水资源的分配有法可依，同时对于各区域用水是否与国家配水量相匹配，对区域进行监督和奖惩有法可依。对于流域管理机构要提高其管理职能和地位。目前黄委负责整个黄河流域的管理，然而黄委会只是水利部的一个下属单位，只是实行水利部指派的各项工作，没有独立的行政权力，在实际工作中无法进行有效的监管。

通过上述模式，水资源依赖法律法规体系的保障，借助管理体制和管理部门的协调，建立起按产权管理的水资源制度体系，将产权制

度作为水资源开发和管理的基础。在科学论证、多方积极参与、协商的基础上从国家获得初始水权，然后各省区地方层层分解，将水权落实到各用水户，通过市场调节各用水户的用水量和用水行为，在宏观分配的基础上进行微观调配，实现流域水资源的统一调配和管理，协调各方的利益，实现水资源优化配置和使用。

课题 I-3
关于流域管理中的地域特性及地方自主性研究

李珊珊（清华大学）

中华人民共和国水权制度建设

特定课题 I-3　关于流域管理中的地域特性及地方自主性研究

最终成果报告书

2006 年 8 月

研究指导者：王亚华

研究者：李珊珊，黄晓红

一、中国流域水资源水环境协调管理体制及其变迁 1

1.1　七大流域水污染防治管理体制 1

1.2　流域水资源水环境协调管理体制变迁 13

二、全球跨界流域治理模式归纳 19

2．1 跨界流域治理的体制归纳 19

2.2 跨界流域治理的法律支持和治理机制归纳 21

2.3 全球跨界流域治理结构的模式归纳与分析 24

三、国内已有体制改革方案对比评价 29

3.1　改革方案综述 29

3.2　改革方案评价 31

四、中国流域管理体制改革设计和具体建议 40

4.1 改革方案设计 40

4.2 政策建议 43

一、中国流域水资源水环境协调管理体制及其变迁

1.1　七大流域水污染防治管理体制

中国七大流域因为自然条件和经济发展水平的差异，水污染呈现出各自的一些特点。如长江流域面源污染严重，太湖流域湖泊富营养化严重，松辽流域汞污染严重，黄河城市河道有机污染比较严重等等[①]。加之各流域大小不同，所辖区域个数、面积差异较大，使得单一的双重管理体制难以满足各个流域实际发展需要。所以，在国家确定的双重管理体制基础上，各流域根据自身实际情况，通过完善建立各种机制和规章，形成了各具特色的自我管理体制。

一、长江流域管理体制

1、发展历程

1975 年水利电力部批准黄委成立的黄河水资源保护办公室。1976 年长江水资源保护局成立,隶属长江委,是专门的长江流域水资源保护机构。

1983 年城乡建设环境部、水利电力部联合下发《关于对流域水资源保护机构实行双重领导的决定》，决定对长江、黄河、淮河、珠江、海河五个流域的水资源保护局实行水电部和建设部双重领导，以水电部为主。

2005 年，水利部组织举办了“首届长江论坛”，来自国务院有关部门、流域管理

① 王金南，《中国水污染体制与政策》，中国环境科学出版社，2003，P10。

机构、长江干流 11 个省、自治区、直辖市人民政府以及国内外有关组织的代表就长江流域生态环境保护、水害防治、资源开发利用与经济社会发展，进行交流和探讨之后，发表了《保护与发展——长江宣言》。目的是通过论坛形式建立一种长效机制，使各方共聚在一个开放的大平台上，共商流域管理的大事，达成共识[①]。

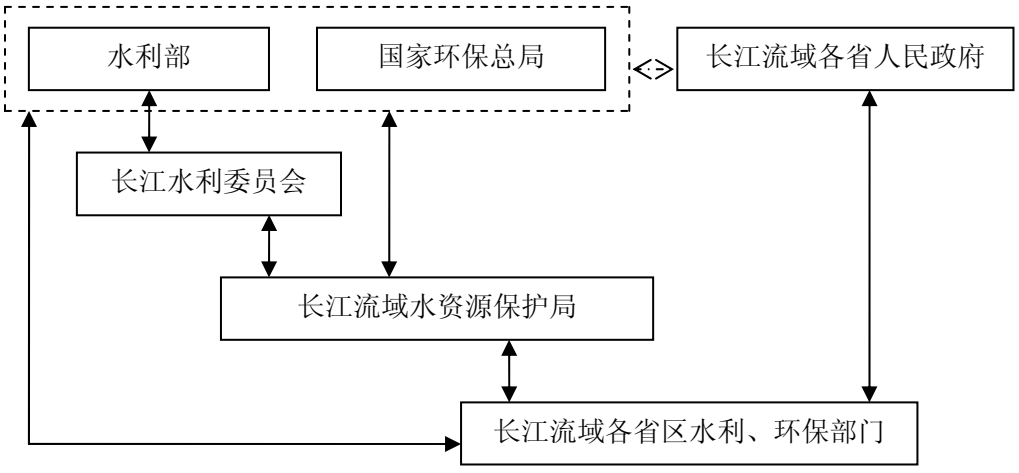
以上沿革看出，长江流域污染防治管理体制基本是沿着国家流域保护制度的演变而变化的，自发性完善内容较少。根据每次演变的特点，可将其分为三个阶段：

长江流域污染防治管理体制发展历程

阶段	特点	主要内容	
		机构	机制
第一阶段（1975~1983）	部门流域水资源保护机构成立	长江水资源保护局, 隶属长江委	
第二阶段（1983~2005）	双重领导体制确立	长江水资源保护局, 水利部和国家环境保护部门双重领导，以水利部为主。	
第三阶段（2005 至今）	水利部门牵头的流域管理社会参与机制		长江论坛

2、管理体制

机构方面，长江流域污染防治机构体系是完全依据国家规定设置的，长江水资源保护局是长江流域水污染管理机构，实行水利部和国家环保总局的双重领导，以水利部领导为主，行政隶属于长江水利委员会。



① “保护与发展—长江宣言”，《中国水利》，2005 年 8 月，P5

法制方面，除了国家有关法律法规，部分河段污染防治管理办法以外，还没有针对整个“流域”的水资源保护法规。

机制方面，近几年来，流域管理水利部开始倡导举办流域论坛形式解决流域管理问题。“黄河论坛”、“长江论坛”先后出现，这为流域科学管理创造是一种很好的交流平台，但是从目前以政府直控式为主的管理模式来看，这种形式描绘了未来流域管理的一种趋势，但并不能有效地解决目前流域管理存在的问题。另外，从收集到的资料来看，论坛是由水利部门组织举行的，目的是有关流域的所有问题，污染防治工作只是其中的一项内容，水利部门的主导作用、环保部门的参与意愿还有待进一步分析。

二、黄河流域管理体制

1、发展历程

黄河流域水资源保护工作始于 1972 年，流域 8 省（区）联合组成工业“三废”污染调查协作组，开始对流域受工业“三废”污染状况进行调查和水质监测。

以此项工作为契机，为了能迅速有效地开展黄河水资源保护工作，1975 年 3 月国务院环境保护领导小组、水利电力部以水电环字第 3 号文印发了《关于迅速成立黄河水源保护管理机构的意见》。同年 6 月，水利水电部批准成立黄河水源保护办公室。黄河水源保护办公室是黄河治理领导小组关于水源保护工作的具体办事部门。1976 年，黄河污染治理长远规划座谈会召开, 会议汇编了《黄河污染治理长远规划》, 讨论修改了《黄河水源保护管理试行条例》。

1983 年，水利部、城乡建设环境保护部为加强全国主要水系水体环境保护的管理工作，决定对长江、黄河、淮河、珠江、海河 5 个流域的水源保护局（办）实行双重领导，并明确了工作职责。1984 年，黄河水源保护办公室更名为水利电力部、城乡建设环境保护部黄河水资源保护办公室。1987 年，水利电力部、国家环保局发文重申在国务院机构变动后，由水利电力部、国家环保局对流域水资源保护局（办）实行双重领导。1988 年，由城乡建设环境保护局、黄河水利委员会牵头，沿黄各省和黄河水资源保护办公室参加规划工作领导小组，编制《黄河水资源保护规划》。1990 年，水利部核定黄委会机构设置, 黄河水资源保护局为黄河委员会下属二级机构。1991 年，水利电力部、城乡建设环境保护部黄河水资源保护局更名为水利部、国家环境保护局黄河流域水资源保护局（水人劳[1991]18 号），其主要职能、任务及隶属关系、管理体制不变。1992 年，根据水利部、国家环境保护局的通知，又将该办公室易名为水利部、国家环境保护局黄河流域水资源保护局。1994 年 3 月水利部印发黄委职能配置、机构设置和人员编制，黄河流域水资源保护局为其下属正局级事业单位机构。至此，以水利部、国家环境保护保护总局双重领导的流域水资源保护局为流域管理机构，流域管理与地区政府管理相结合的流域污染防治管理体制确立。

在这一模式的基础上，为了更好地解决流域环境保护工作中地域间的矛盾冲突问题，1994 年 7 月以国家计委为组长单位,水利部和国家环保局为副组长单位的晋陕蒙接壤地区资源开发与环境保护领导小组正式成立,领导小组办公室设在黄河上中游管理局。

2003 年，根据国务院领导的批示，黄河流域部分省份建立了联合治污机制，黄河水利委员会和流域各省区环保部门等单位联合对黄河流域水污染情况进行了监督检查。

近几年来，流域管理水利部开始倡导举办流域论坛形式解决流域管理问题，2004 年，黄河水利委员会举办了“首届黄河论坛”，会上宣读了《黄河宣言》，目的是通过论坛形式建立一种长效机制，使各方共聚在一个开放的大平台上，共商流域管理的大事，达成共识[①]，2005 年第二届黄河论坛举行。

从上述发展历程来看，黄河流域水污染防治管理体制变迁可分为五个阶段（下表），需要说明的一点是，这五个阶段并不是独立分隔、有你无他的，而是层层升华、不断发展和完善的。

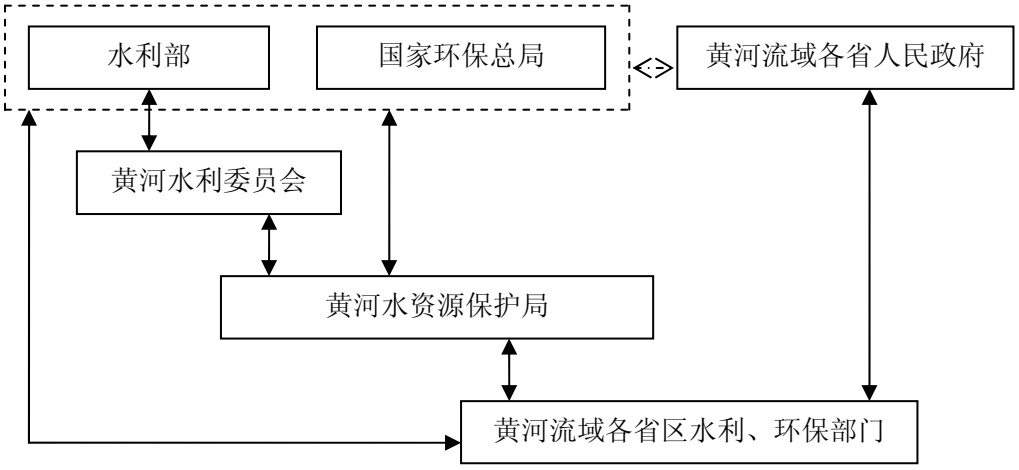
黄河流域污染防治管理体制发展历程

阶段	特点	主要内容	
		机构	机制
第一阶段（1972~1975）	流域水资源保护工作起步		流域 8 各省污染情况调查联合工作组
第二阶段（1975~1983）	部门流域保护机构成立	黄河水源保护办公室	
第三阶段（1983~1994）	双重领导体制确立并进一步发展	黄河水资源保护局，隶属水利部正局级事业单位	
第四阶段（1994~2004）	国家部门主导的区域合作发展机制确立		晋陕蒙接壤地区资源开发与环境保护领导小组（部分区域） 流域污染联防机制（部分区域）
第五阶段（2004 至今）	部门主导的流域管理社会参与机制		晋陕蒙接壤地区资源开发与环境保护领导小组 黄河国际论坛

① “保护与发展—长江宣言”，《中国水利》，2005 年 8 月，P5

2、管理体制

管理机构方面，黄河流域水资源保护管理机构体系基本是按照国家的双重领导模式设立，除了晋陕蒙接壤地区成立了资源开发与环境保护领导小组和陕晋豫流域污染联防机制外，全流域水污染防治工作仍主要以传统型区域管理为主。流域水资源保护机构——黄河水资源保护局行政隶属于黄河水利委员会，上受水利部和国家环境保护总局的双重领导，向下主要是监督流域各省区水利、环保部门的流域相关工作。对于流域各省区人民政府来说，流域管理机构的职能设置决定了其与当地政府间的联系相对要“弱”。



法制方面，目前黄河污染防治工作均按国家和国家部门颁布的法律法规进行监督管理，并没有制订过“黄河流域”专项法规，由于国家法规执行对象的普遍性，所以不能具体指导黄河的特性问题。

机制方面，“流域论坛”为流域科学管理创造是一种很好的交流平台，但是受传统政府全能管理思维束缚，这种方式目前还不能建立起一个有效的流域污染防治共商机制，也不能触动目前的污染防治体制现状。加之两次论坛均为水利部门组织举行，流域污染防治工作也不是举行论坛的唯一论点，环保部门的参与意愿还有待进一步证实。

三、松辽流域管理体制

1、发展历程

松辽水污染防治管理机构的前身是 1978 年成立的松花江水系保护领导小组，领导小组分别由吉林省、黑龙江省革命委员会主要负责人担任正副组长，国务院有关部门负责人参加。领导小组下设办公室（按正师级设置）。同年，颁布《松花江水系保护暂行条例》。

1984 年，松花江流域建立了四个支流污染防治领导小组及办公室，实行干流分级管理。同年，松花江水系领导小组并入水利部松辽水利委员会，成立松辽水资源保护局，隶属水电部，受水电部、城乡建设环境保护部双重领导。

1986 年，经国务院环境保护委员会批准，扩大为松辽水系保护领导小组。1987 年松辽水系领导小组正式成立，组成人员为三省一区和国家十二个部委。 “松辽管理模式”形成，以流域为单位的水污染重点治理和限期治理是“松辽管理模式”运行之初的首要任务。

1995 年，《松辽流域水污染防治暂行办法》颁布。

1999 年国家机构改革，国家部委不再作为领导小组成员单位，小组成员由各流域政府及相关流域保护单位组成。

从以上发展历程来看，松辽流域污染防治管理体制在机构，机制和法制建设方面，都有比较丰富的内容。据此可将其发展历程归纳如下：

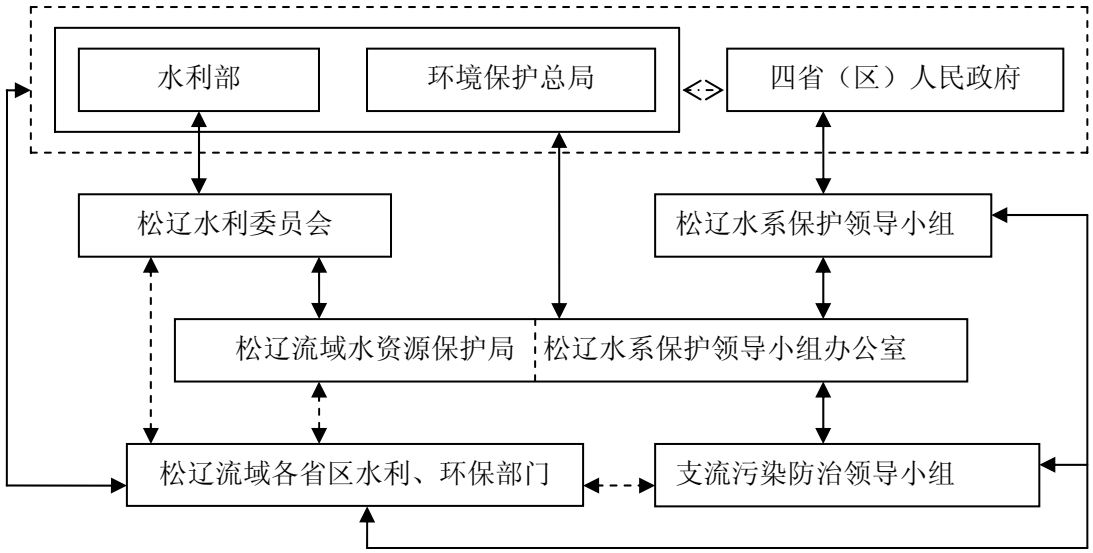
松辽流域污染防治管理体制发展历程

<table>
<tr><th rowspan="2">时间</th><th rowspan="2">特点</th><th colspan="3">主要内容</th></tr>
<tr><th>机构</th><th>机制</th><th>法制</th></tr>
<tr><td>第一阶段
(1978~1984)</td><td>流域管理的区域合作机制建立</td><td rowspan="5"></td><td rowspan="2">松花江水系保护领导小组。
支流污染防治领导小组。</td><td rowspan="3">《松花江水系保护暂行条例》</td></tr>
<tr><td>第二阶段
(1984~1986)</td><td rowspan="4">松辽水资源保护局</td></tr>
<tr><td>第三阶段
(1986~1995)</td><td>国家层面的统一管理</td><td rowspan="2">松辽水系保护领导小组（国家部委及地方部门为成员单位）。
支流污染防治领导小组。</td></tr>
<tr><td>第四阶段
（1995~1998）</td><td>流域法规颁布</td><td rowspan="2">《松辽流域水污染防治暂行办法》</td></tr>
<tr><td>第五阶段
(1998 至今）</td><td>流域层面的统一管理模式</td><td>松辽水系保护领导小组（国家部委撤出）。
支流污染防治领导小组。</td></tr>
</table>

2、管理体制

松辽流域水污染防治管理体制是管理部门公认较为理想的一种“流域与区域相结合，区域与区域相联合，行业之间相联合，部门之间相配合的联合治污”的管理体制，被称作“松辽模式”。在这一模式中，松辽水系保护领导小组作为松辽水污染防治工作的“协同”机制，体现了流域管理理念，履行流域水资源保护工作的统一监督管理职能。四省（区）人民政府是领导小组上级主管部门，领导小组正负组长由四省副省长及松辽水利委员会主任担任，其他成员由四省环保、水利行政主管部门及松辽流域水资源保护局负责人组成。领导小组办公室设在松辽流域水资源保护局（合署办公），

既是领导小组日常办事机构，又是流域保护机构，履行双重管理责任。松辽流域水资源保护局实行水利部、国家环保局双重领导，以水利部领导为主，隶属松辽水利委员会管理。（如图示）



法制方面，《松辽流域水污染防治暂行办法》

从松辽模式及其发展历程来看，有四方面的特点：一是地方政府自觉治理流域意识较强；二是以“流域”为单元的管理理念贯穿始终。尤其是支流污染防治领导小组的成立，扩大了流域管理机构的管理层级，更深一步强调了“流域”理念；三是重视流域与区域、部门间协调机制的完善；四是重视法制建设。与前节长江、黄河流域相比，松辽模式显出了管理体制的完善性。然而，2005 年末松花江流域却遭受了吉林石化爆炸而引起的大规模污染事件，当然这一事件并不能想当然地将其归结为管理体制因素，但却从侧面提醒我们对跨界污染管理体制应对突发性事件能力问题有所思考。

四、淮河流域管理体制

20 世纪 70 年代起，中国的水污染问题日趋严重，其中尤以淮河的水污染问题最为突出，引起国内外的高度关注。淮河流域地处我腹地，人口密集。为此，国家成立了专门的污染防治领导小组，加强对淮河的组织管理，制定了专门的《淮河流域水污染防治暂行条例》，把治理污染纳入法治轨道，其污染防治历程充分体现了从国家到地方各级政府，流域到区域相关部门间发挥协调职能所做的各种努力，具有显著的代表性。

1、发展历程

淮河污染防治管理机构和松辽一样，都是由流域水资源保护领导小组统一协调流域污染防治工作。所不同的是，淮河流域水资源保护领导小组是 1988 年国务院组建的，当时组长成员单位由地方政府轮流担任。1990 年开始，流域管理机构组织辖区

省水利、环保部门启动了淮河水污染联防机制，联防时间由每年 11 月至次年 3 月扩大为全年。[①]1994 年淮河污染大规模爆发，领导小组组长调整为由国家环保总局和水利部担任。1995 年，国务院又颁布了我国第一部流域性水污染法规——《淮河流域水污染防治暂行条例》，其中对水污染联防机制的主要内容和各部门职责做了进一步明确的规定。1998 年国家机构改革，国家有关部门仍未撤出领导小组。

淮河流域水污染防治管理体制发展历程

<table>
<tr><th rowspan="2">阶段</th><th rowspan="2">特点</th><th colspan="3">主要内容</th></tr>
<tr><th>机构</th><th>机制</th><th>法制</th></tr>
<tr><td>第一阶段
（1983~1988）</td><td>双重领导体制确立</td><td rowspan="2">淮河水资源保护办公室</td><td></td><td rowspan="4"></td></tr>
<tr><td>第二阶段
（1988~1990）</td><td>以地方政府为主导的流域化管理</td><td>流域水资源保护领导小组（组长为流域地方政府）</td></tr>
<tr><td>第三阶段
（1990~1994）</td><td>流域水资源保护机构更名，地位得到进一步提升
污染联防机制确立</td><td rowspan="3">水利部、国家环保局淮河流域水资源保护局。</td><td>流域水资源保护领导小组（组长为流域地方政府）
区域间的污染联防机制</td></tr>
<tr><td>第四阶段
（1994~1995）</td><td>以国家部门为主导的流域化管理</td><td rowspan="2">淮河流域水资源保护领导小组（组长为国家环保总局和水利部）
区域间污染联防机制</td></tr>
<tr><td>第五阶段
（1995 至今）</td><td>国家第一部流域法规颁布</td><td>国务院发布《淮河流域水污染防治暂行条例》</td></tr>
</table>

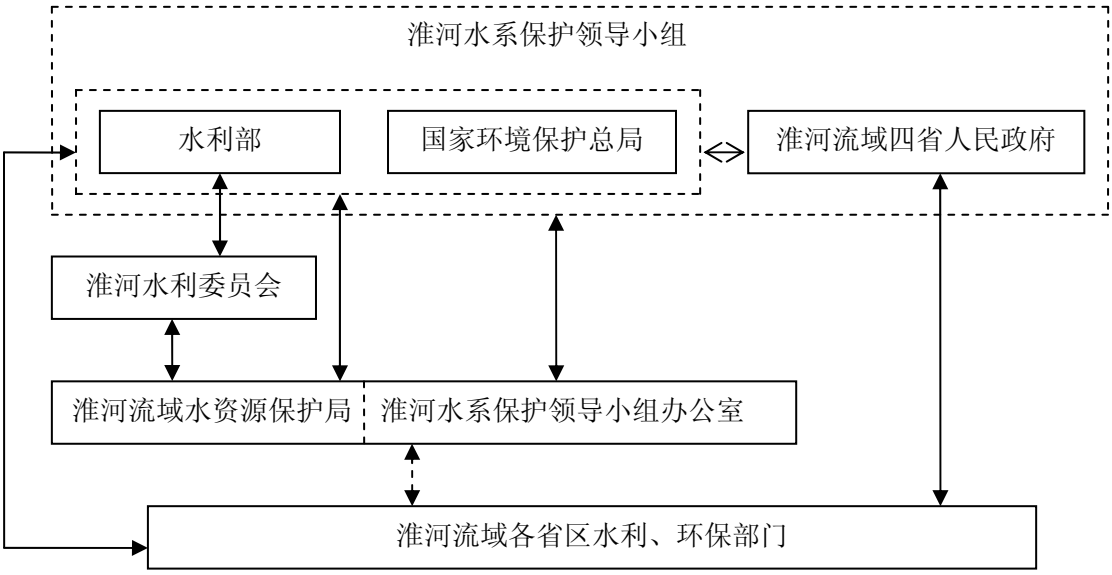
可以看出，淮河污染防治管理体制的发展过程呈现三个特点：一是由领导小组的组建过程看，淮河沿岸政府治污一直是在国家部委的领导下进行的；二是国家对淮河污染防治工作的重视程度是相当高的，不仅有国家部门参与的治污领导小组，还颁布了我国第一部流域专项法规—淮河流域水污染防治暂行条例，它以法律的形式规定了淮河水污染防治的目标和规划，以及各阶段防治的重点工作，体现了中国政府防治淮河水污染的决心，并探索治理流域性水污染的途径，开我国政府为流域立法的先河[②]。三是污染联防机制使区域间协作治污能力增强。

2、管理体制（如图）

在淮河管理模式中，淮河水系保护领导小组是淮河流域的污染防治部门，其办公室设在淮河流域水资源保护局。领导小组组长单位为水利部和国家环保总局，副组长

① 程绪水等，“做好水污染联防工作，减轻淮河水污染危害”，《中国水利》，2005 年 6 月，P21。
[②]董哲仁，《中国江河 1000 问》，黄河水利出版社，2001，P250。

单位为流域四省人民政府，而松辽领导小组成员单位仅为地方政府及其相关单位组成。从这一层面来说，淮河的管理规格是很高的。国家部委即是淮河污染防治工作的决策者，也是监督者，对淮河治理的重视程度相当高。



从 1994 年开始，我国政府开展了第一项大规模的治污工程，即淮河治理工程。这期间的管理体制一直沿用到现在，但是十年多治污成绩，194 亿的投资，却由于 2004 年夏污染团的再次爆发而成为社会注目的焦点。值得我们反思的是，事件的爆发和现行的体制有没有关系？管理漏洞究竟在什么地方？

五、珠江流域管理体制

1、发展历程

一直以来，珠江流域污染防治都是按双重领导体制进行的。2002 年新《水法》颁布以后，珠江流域委员会对委内机构进行调整，流域水资源保护局和水文水资源局两局合署办公[①]。2003 年，环保部门牵头召开了泛珠三角区域环境保护第一次联席会议，珠江流域“9＋2”地区[②]各政府部门环保负责人出席并共同审议通过了全国第一个跨地区的大型环保协作协议———《泛珠三角环境保护合作协议》，并决定以后每两年举行一次会议，2005 年第二次联席会议已在成都落下帷幕。

珠江流域污染防治管理体制沿革

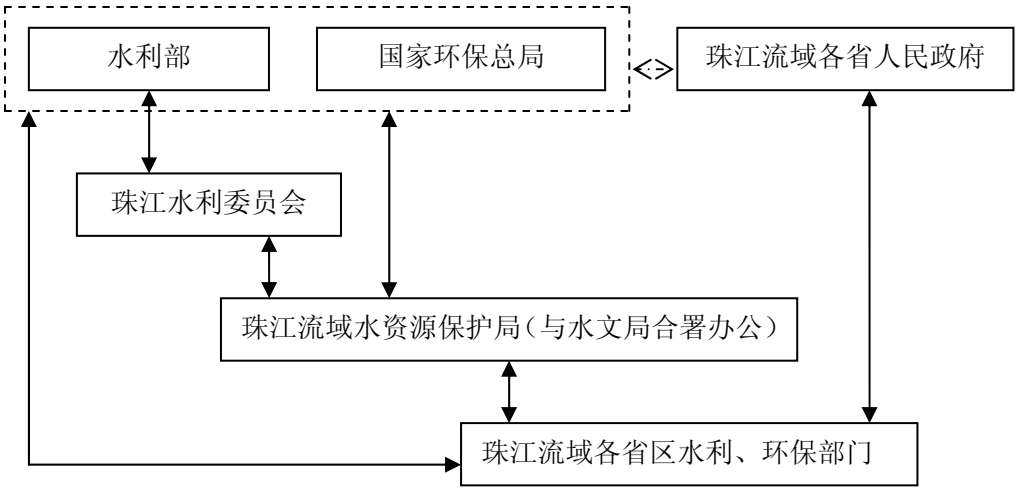
阶段	特点	主要内容	
		机构	机制

①**根据珠江流域水资源保护局**（ http://210.21.122.122）单位介绍：为有利于实现珠江流域水资源量和质的统一管理与监督，珠江流域水资源保护局与珠江水利委员会水文局于 2002 年合署办公，负责珠江水利委员会职责范围内的水资源保护和水文工作，是具有部分水行政管理职能的副厅级事业单位。

②“ 9+2”各省区包括： 福建、江西、湖南、广东、广西、海南、四川、贵州、云南和香港、澳门。

第一阶段（1979~1983）	部门领导的流域管理机构成立	珠江水利委员会恢复重建，珠江水资源保护局相继成立。	
第二阶段（1983~2002）	双重领导体制确立	珠江流域水资源保护局	
第三阶段（2002~2003）	流域机构与水利部门内设机构合设	珠江流域水资源保护局和水文水资源局两局合署办公（副局级）。	
第四阶段（2003 到今）	环保部门牵头的流域综合管理机制		泛珠三角区域环境保护联席会议

2、管理体制



从珠江流域污染防治管理体制来看，呈现两个特点：一是管理机构方面，双重领导体制中的流域管理机构与水利委员会内设部门合署办公，机构职能向水利部门内化；二是管理机制方面，环保部门确立的“泛珠”联席会议制度，虽然对协调区域管理矛盾方面起到积极的作用，但水利部门没有参与，割裂了水资源开发与污染防治的统一性。

六、海河流域管理体制

1、发展历程

海河流域污染防治管理机构—海河流域水资源保护局是 1980 年成立，为海河水利委员会的内设部门。1983 年根据国家要求实行了双重领导体制，其后一直在这一框架下开展工作。2004 年，水利部、海委和海河流域各省（自治区、直辖市）水利、环保部门发表《海河流域水协作宣言》，海河流域水资源保护与污染防治协作机制确

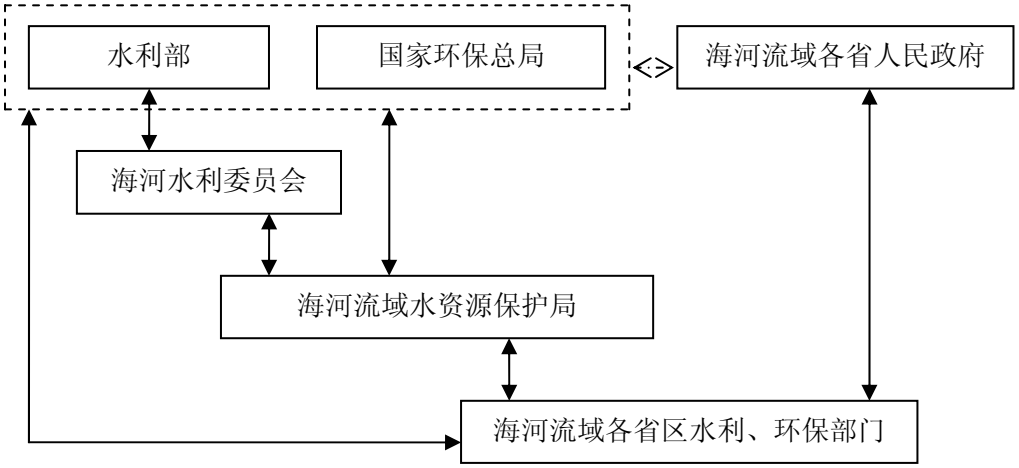
立。

海河流域污染防治管理体制发展历程

阶段	特点	主要内容	
		机构	机制
第一阶段（1980~1983）	部门领导的流域管理机构成立	海河流域水资源保护局成立。	
第二阶段（1983~2004）	双重领导体制确立	海河流域水资源保护局	
第三阶段（2004 至今）	水利部门牵头的流域协作机制		《海河流域水协作宣言》，流域水资源保护与污染防治协作机制确立。

2、管理体制

海河流域水资源保护局是流域对水资源保护实施监督管理的流域机构，是流域水资源保护和水污染防治的管理监督、组织协调部门，为海河委员会副局级单单列机构。



海河流域污染防治管理体制与其它流域的不同点在于协调机制方面：即流域各有关部门签署的《海河流域水协作宣言》为框架的防污机制建设。从流域辖区部门参与情况看，宣言是由流域内各相关管理部门共同参与的。国家部门参与的情况是，只有水利部参与，而海河流域是国家重点流域治理项目，国家环境保护总局是重要的项目制订方，也是流域水资源保护机构的领导之一。

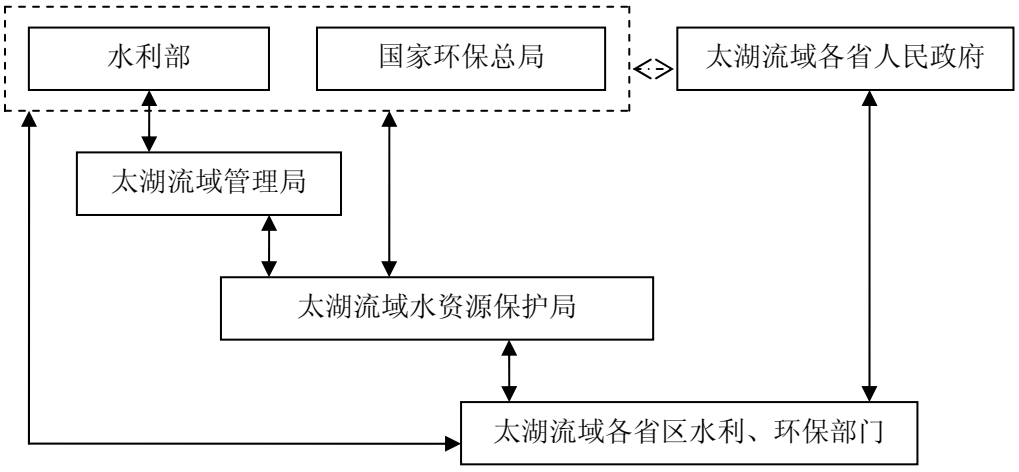
七、太湖流域管理体制

太湖流域管理局成立于 1984 年，其单列局太湖流域水资源保护局是太湖流域污染统一监督管理机构，受水利部和国家环境保护总局的双重领导。1996 年国务院将太湖作为我国水污染治理重点“三湖三河项目”之一。2001 年，太湖流域确立污染防治领导小组联席会议制度，由国家环保总局牵头，办公机构设在国家环保总局。

太湖流域污染防治管理体制发展历程

阶段	特点	主要内容	
		机构	机制
第一阶段（1984~2001）	双重领导体制确立	太湖流域水资源保护局	
第二阶段（2001 至今）	联席会议机制确立		污染防治领导小组联席会议

2、管理体制

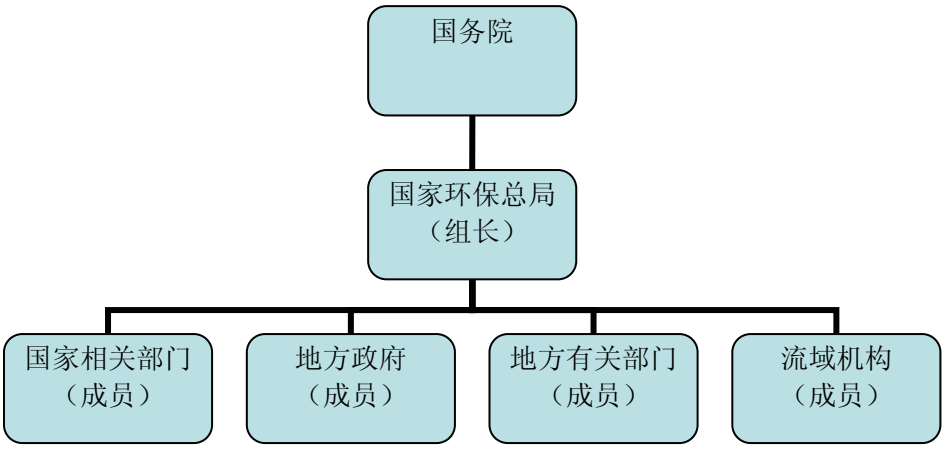


机构方面，作为执行层的各省区水利、环保部门中，上海通过成立水务局实现了水资源的统一管理，江浙两省其它城市目前大多仍然是目前的水利局模式。

机制方面，国家环保局率先在太湖流域确立污染防治领导小组联席会议（如图），由国务院 8 个部门和地方政府组长，1 个组长，由国家环保总局领导担任，污染防治领导小组办公室设在国家环保总局。太湖流域污染防治联席会议强调国家环保总局对流域污染防治工作的统一领导职责，国家环保总局向上对国务院负责，向下组织各相关部门对流域污染防治工作进行讨论和安排部署。国家环保总局认为是一种很好的协调机制，值得在其他流域水污染防治工作中推广。[①]在此之后，国家环保总局要求其他流域尽早建立污染防治领导小组联系会议制[②]。

流域污染防治领导小组联席会议组织结构图

[①] 王金南等，《中国水污染防治体制与政策》，中国环境科学出版社，2003。P23
[②] 国家环境保护总局，《“三江三湖”水污染防治“十五”计划汇编》。

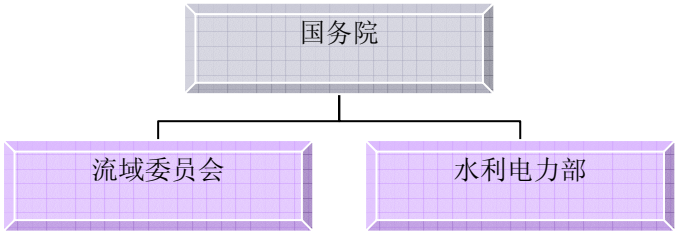


1.2　流域水资源水环境协调管理体制变迁

以上对建国后我国七大流域污染防治历史资料的整理中发现，我国流域污染防治管理体制沿划是和国家环境保护事业发展历程和国家机构改革职能体系的转变分不开的。在这一大背景下，流域管理理念反复认识和探索，流域管理体制不断发展演变。根据这些特点，以建国后我国对流域水资源管理的开发与保护重视程度的不断平衡为起点，可将我国的流域污染防治管理体制分为五个阶段（表）：

第一阶段（1949～1976 年）以”流域”为单元管理理念的水资源开发利用阶段

建国初期的流域污染防治工作基本空白，当时的流域管理机构——流域委员会是由国务院统一管理的，其主要任务是水利建设和灾害防治。长江委主任一度由周恩来总理兼任，后还专门成立国务院第七办公室，专门负责长江流域规划工作。其后由于文革流域工作中断。

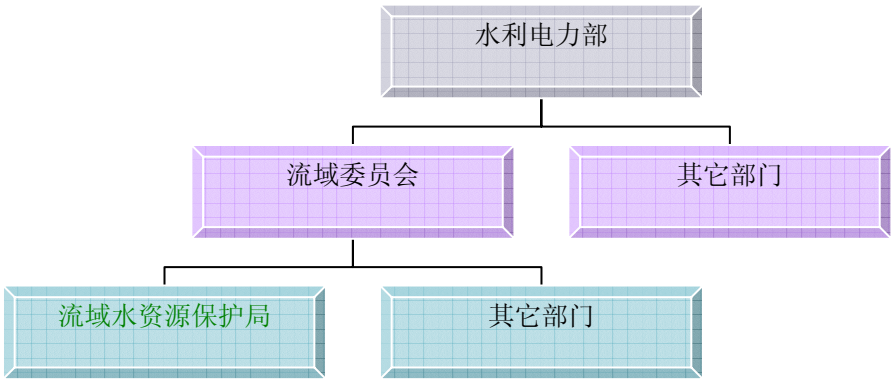


这一时期国家对环境保护工作还未引起重视，流域管理工作主要以建设开发为主，但是以“流域”为单元的管理理念已为中央领导人所认识，设置了级别很高的流域综合性管理部门，这与当时国家依行政区域管理的机构设置体系相比可谓独树一帜。说明当时对流域开发建设工作是相当重视的。

第二阶段(1976—1983 年)：流域污染防治工作开始起步，单一层级领导管理体制建立

1972 年，根据周恩来总理的指示，中国派代表团参加了在斯德哥尔摩召开的人类环境会议，同时，由于第一阶段对水资源的过度开发和利用，流域水环境问题开始

凸显，政府开始认识到中国也存在着严重的环境问题。1976 年文革结束后流域委员会陆续恢复重建，由水利电力部[①]领导，同时，流域水资源保护机构一并被成立，为各流域委员会的下属机构。流域水资源保护机构的成立标志着我国流域污染防治管理工作开始起步。



这一时期的流域水资源保护管理是单一部门领导体制(如图)：流域保护管理机构是按照我国一般的行政层级架构体系设置的，流域保护和流域建设由流域部门统一领导管理，主要工作职责是流域水污染防治和管理工作。

第三阶段（1983～1998 年）：环境保护被确立为一项基本国策，流域污染防治双重领导体制确立，国家环境保护委员会的监督指导下开展工作，并不断完善。

1983 年，环境保护被确立为我国的一项基本国策；为了强化国家环保部门对污染防治工作的统一监督管理职能，城乡建设环境部[②]、水利电力部联合下发《关于对流域水资源保护机构实行双重领导的决定》，决定对流域水资源保护局实行水电部和建设部双重领导，以水电部为主。流域水资源保护管理机构由单一部门的统一管理向双重领导管理转变，但流域水资源的行政隶属关系依然不变，归水利电部管理，环保部门只在水环境管理和水污染防治方面对流域机构进行业务上的领导。

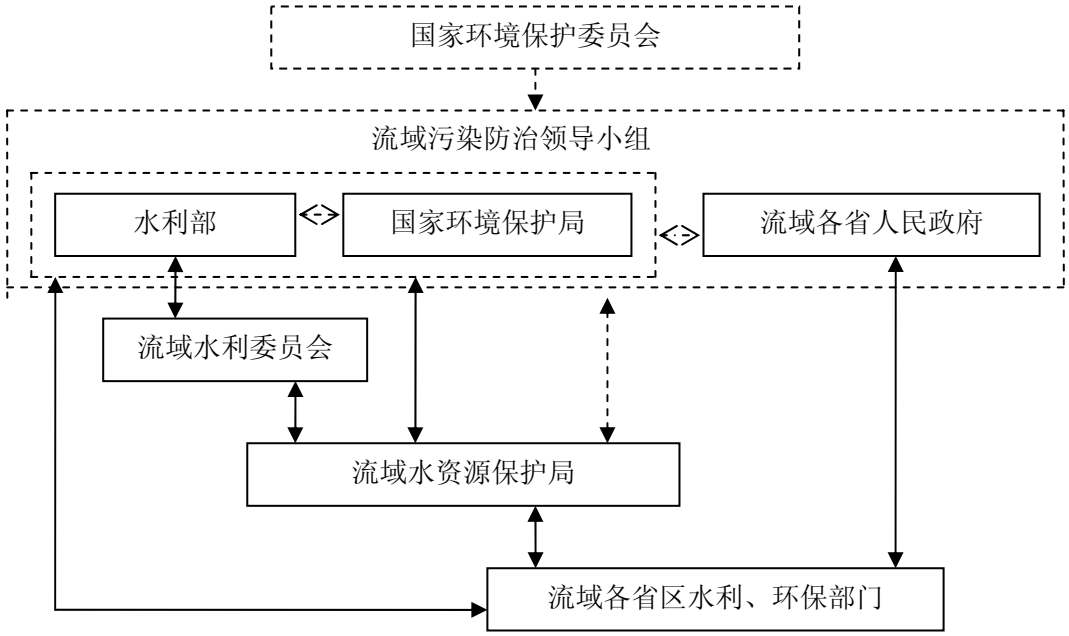
1984 年，国务院环境保护委员会成立，统一协调管理国家环境问题，成立了国家环境保护局，由城乡建设环境部管理。水利水电部、城乡建设环境部均为环保委的成员单位。此后几年，国家环保局又从原国家城乡建设环保部独立为国务院直属局，后升格为国务院副部级直属局。随着环保工作的日益重视，管理者也逐步认识到流域统一规划管理和综合开发的重要性以及流域管理机构的重要作用，开始以法律手段进行水资源管理，1984 年《中华人民共和国水污染防治办法》颁布；1988 年《中华人民共和国水法》颁布；1996 年《水污染防治法》又重新修正。

根据流域管理的需要和法规的规定，流域管理部门开始对流域进行水体功能区划分，实行流域污染物总量控制。同时又针对各流域的污染情况，对污染严重的淮河、松辽流域成立了由国家有关部门和区域政府参加的流域污染防治领导小组。1996 年

[①] 水利电力部于 1988 年国家机构改革中撤销，单独设立了水利部。
[②]城乡建设环境部为当时我国的环境保护职能部门， 1988 年，国家环保局从原国家城乡建设环保部独立，1998 年机构改革更名为国家环境保护总局。

国务院环境保护委员会又将海河、淮河、辽河、太湖列为“九五”国家重点流域水污染防治项目，对其进行专项整治。

这一时期，流域水资源保护工作开始重视流域与区域，各部门间的协调。流域水资源保护管理以水利部和环保局双重领导体制为基础（如图），又针对流域自身情况区别对待，对污染严重的流域成立了协调功能较强的流域污染防治领导小组，促进了流域污染防治工作的有效开展。水利部和国家环境保护局、各流域地方政府间在国家环境保护委员会的领导下合作比较密切。相关政策和法规的出台，为强化流域水资源保护工作的有效开展起到了重要的作用。



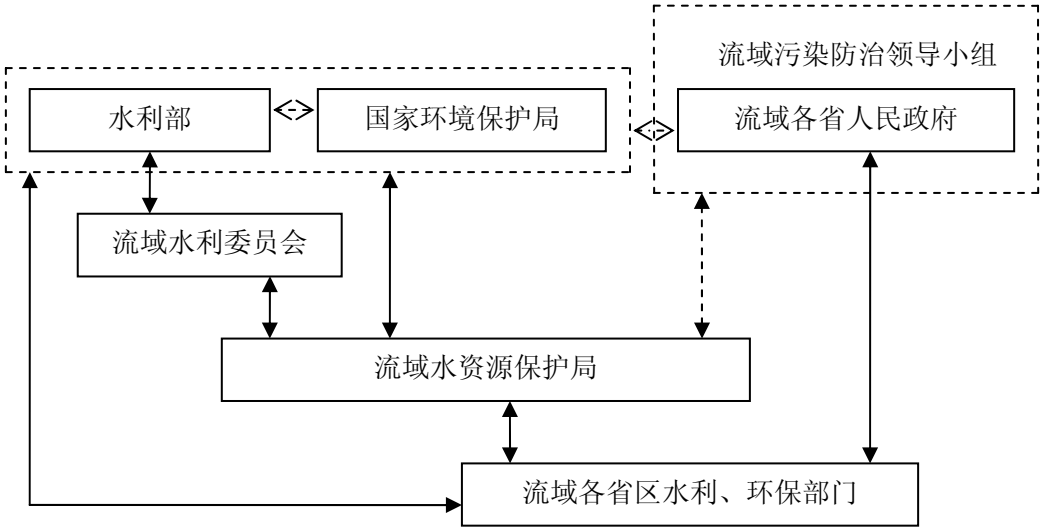
注：“实线”部分为实设双重领导体制组织机构图；“虚线”部门为非实设领导协调机构。

第四阶段（1998~2002 年）：国家机构改革，环境保护委员会撤销，流域污染防治工作回到单一的双重领导体制，双重领导部门矛盾激化。

1998 年，国家机构改革，国家环保局由国务院副部级直属局升格为正部级直属局，更名为国家环境保护总局；国务院环境保护委员会同时被撤消。根据国务院要求“国家部委原则上不再作为流域污染防治领导小组成员单位”，当时除了淮河由于污染严重予以保留外，其余流域各部委级成员单位均不再担任领导小组成员单位。这样，在国家层面，流域水资源保护的监管部门是水利部和国家环境保护总局；在地方层面，流域中的区域协调问题就由地方政府以领导小组或其他方式进行，地方政府对流域问题的决策能力增强。同时，由于流域水资源保护局行政隶属于流域委员会，流域委员会又是水利部的派出机构，在这次改革以后，水利部重新审定了各流域委员会的“三定”方案，并在方案中进一步强化了对流域水资源统一管理的职能，并在七大流域开

展水功能区划分工作，使得“流域分别存在水利、环保两个水功能区划方案”[①]，为执行部门管理工作造成不便。而国家环境保护总局则主张在各流域确立联席会议制度，强调其对流域污染防治工作的统一监管职能，两个领导部门间的合作不如以前密切了，各自为政的局面出现。

这一阶段的特点是：国家机构退出了对流域防治工作的直接领导流域，地方政府间的相互合作协调开展起来，各流域的自主化管理程度提高。水利部和国家环境保护局的合作随着国家环境保护委员会的撤消，不如以前密切了，在对流域保护机构职能上的冲突和部门间的利益矛盾显现了出来。



注：“实线”部分为实设双重领导体制组织机构图；“虚线”部门为非实设领导协调机构。

第五阶段（2002 年后）：流域管理法制化的重视和流域自主化管理的倡导，预示着流域污染防治管理体制的法制化和流域管理的多元化发展趋势

2002 年新的《中华人民共和国水法》颁布实施，明确规定“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”。这是流域管理体制第一次在法律中被明确地提到。该法并未就管理体制的具体内容进行说明，但也指出了流域与区域相结合的管理体制是流域管理体制的发展方向，体现了对于流域管理体制，要从法制的高度，彰显流域化综合管理理念，建立有利于区域间协调的流域管理体制。虽然本研究所指的流域污染防治管理体制是和流域管理体制有区别的，但是，新《水法》中对流域与区域相结合管理体制的法制化从流域发展的角度为流域污染防治管理体制的变革方向提供了指导意义。

但是，由于新《水法》是由水利部负责解释的部门法律，和环境保护部门依照执

[①]载自松辽水利网（http//:www.slwr.gov.cn）,松辽水利动态，“强化流域水污染防治，确保冰封枯水期供水安全”，2003-3-14。

行的《水污染防治法》处于同一法律层级。两法中很多地方是相互矛盾的，这就为部门间的协调合作又增加了难度（具体矛盾内容将在本章第三节做详细论述）。由于所持法律依据不同，两部门的矛盾有所激化。环保部门 2001 年在太湖流域确立了“由国家环境保护总局作为国国务院指定的污染控制主管部门牵头，流域内地方环境保护部门为主，各相关单位配合（王金南，2003）”的污染防治领导小组联席会议机制，办公机构设在国家环保总局。2002 年以后，环保部门开始在各个流域推广实行，这也是目前环保部门认为最好的一种流域污染防治协调机制。与此同时，水利部又极力强调其对流域开发和治理的责任 ，先后在海河、黄河、长江流域举办论坛，向社会宣读了流域发展与治理宣言，并与各流域相关部门签署了协作协议。2005 年，国务院在正在制定的国家“十一五”重点流域水污染防治项目又增加了黄河、珠江和松花江流域。这样，除了长江，六大流域均被列为国家“十一五”重点流域水污染防治项目，这一项目是在国务院统一领导下，由国家发改委、环保总局会同各有关部门共同开展的。从运作的机制来看，这一项目的开展可能会部分缓解两部门的矛盾。可见，流域污染管理随着各参与主体扮演不同角色，为了各自的利益的不断博弈和权衡，管理形式趋于多元化。

这一时期的特点是： “相结合”的管理体制被写入法规，说明流域管理工作已步入法制轨道。国家开始统一规划协调流域污染防治工作，多部门将参与进来。同时，尽管在部门之间存在一些矛盾，但各种形式的协作机制的出现，均说明对流域污染防治工作的责任和协作意识增加。用“宣言”的形式不仅可以强调部门治污的责任，更可以有效地吸纳社会组织和个人参与到污染防治工作中来，为发展社会参与机制提供很好的平台。总体来说，在强调流域综合管理和合作的基础上，流域管理体制开始走向多元化发展模式。

我国流域污染防治管理体制沿革

	背景	主要内容	体制特点	主要矛盾
第一阶段（1949～1976）	环保工作不被重视，国家追求片面工业化、高污染、高投入的苏联发展模式。	五十年代，成立了流域水利委员会，编制各流域规划进行水资源开发活动。 文革期基本停滞。	国家统一管理，以水利建设和自然灾害防治为主	以开发建设为主，污染防治工作未被提上日程
第二阶段（1976~1983）	环保问题受到重视，1974 年国务院成立了由 20 多个有关部委组成的环境保护领导小组，下设办公室	70 年代末 80 年代初，治淮委、珠委、海委、松辽委和太湖流域管理局相继恢复和建立。同期各流域水资源保护局成立。	国家统一管理，流域水资源保护得到重视，部门内成立专门的水资源保护机构。	单一部门管理中水资源开发利用与保护的矛盾

	背景	主要内容	体制特点	主要矛盾
第三阶段（1983～1998）	1983 年环境保护被确立为我国的一项基本国策。 1984 年国务院环境保护委员会成立；同年 12 月，国务院设立国家环境保护局。 1988 年，国家环保局独立为国务院直属局。 1993 年，国家环境保护局升格为国务院副部级直属局	1983 年对流域水资源保护机构实行水电部和建设部双重领导，以水电部为主。 1984 年《中华人民共和国水污染防治办法》颁布 1988 年 1 月《中华人民共和国水法》的颁布实施 1992 年划分水体功能区，实行流域污染物总量控制 1996 年《中华人民共和国水污染防治法》修正，同年国务院将海河、淮河、辽河、太湖列为“九五”“十五”国家重点流域水污染防治“三江三湖”项目。	环境保护被确立为一项基本国策，流域污染防治双重领导体制确立，在国家环境保护委员会的监督指导下开展工作，并不断完善。	地区经济发展与流域环境保护的矛盾
第四阶段（1998~2002）	1998 年，国家机构改革，国家环境保护局升格为国务院正部级直属局，国家环境保护委员会被撤销。	改革后，水利部强化了水资源统一管理的职能。重新审定了各流域委员会的“三定”方案 2000 年，水利部开展对七大流域片的功能区划分工作 2001 年，太湖流域确立污染防治领导小组联席会议制度，由国家环保总局牵头，办公机构设在国家环保总局	国家机构改革，环境保护委员会撤销，流域污染防治工作回到单一的双重领导体制，双重领导部门矛盾激化。	双重领导主体部门间的矛盾：水利部强调水“量质”的统一监管，环保部门强调对水“质”的监管职能
第五阶段（2002 年后）	十六大召开，全面建设小康社会理念提出，国家进入全面发展阶段。 国家层面，开始追求可持续发展。 社会层面，开始呼唤公众参与意识。	2002 年新《水法》颁布实施，明确流域管理与行政区域管理相结合的管理体制。 2003 年泛珠三角区域环境保护第一次联席会议召开 2004 年水利部、海委和海河流域各省水利、环保部门发表《海河流域水协作宣言》。黄河首届国际论坛召开。 2005 年国务院有关部门、流域管理机构、地方政府以及国内外有关组织共同宣读了《长江宣言》 2005 年国家重点流域“十一五”污染防治规划将范围扩大为黄河、珠江、松花江、海河、淮河、辽河和太湖流域。	地方流域管理自性增强，流域污染防治管理体制向法制化和多元化发展。	双重领导部门主体间的矛盾 地区经济发展与流域环境保护的矛盾 同一流域地区间协调的矛盾

资料来源：参见《中国环境报》1999-10-27 第八版“环保大事记（建国后）”；蓝文艺，《环境行政管理学》，中国环境科学出版社，2004 年，P21—22，P60-68；各流域委员会及水资源保护局网站相关内容。

二、全球跨界流域治理模式归纳

2．1 跨界流域治理的体制归纳

本项研究选取了 18 个在全球范围内具有建立了代表性的跨界流域进行比较研究。从流域治理体制、流域治理机制、法律支持三个方面统一描述了每个跨界流域的治理结构。然后根据参与流域治理的机构以及集权的程度，将流域治理体制进行归类。

首先，我们对跨界流域的治理体制进行归纳分析。根据参与流域治理的机构的设置以及集权的程度，可将流域治理体制归为 9 类：

跨界流域治理体制的类型

集权程度	治理体制类型	流域名称
分权 ↓ 集权	（1）跨国流域：没有国际治理机构的	底格里斯河－幼发拉底河流域
	（2）跨国流域：有国际治理机构，但不具强制性权利的	亚马逊流域、尼罗河流域 澜沧江－湄公河流域 五大湖-圣劳伦斯河流域
	（3）跨国流域：有国际治理机构，且具强制性权利的	多瑙河流域 莱茵河流域
	（4）国家政府多部门合作治理，流域机构起协调作用	密西西比河流域（除去俄亥俄河、田纳西河两个子流域）
	（5）国家政府多部门合作治理，流域机构管理某一方面跨界事务	科罗拉多河流域 俄亥俄河流域 泰晤士河流域
	（6）国家政府多部门合作治理，流域机构在其领导下进行综合治理	长江流域 奥兰治河流域 淀川流域
	（7）流域机构进行综合治理，并具有立法权	墨累-达令河流域 萨斯奎汉纳河 特拉华河流域
	（8）在国家政府指导下流域机构进行层级化管理，且拥有立法权，并有机构负责综合开发治理	罗讷河流域
	（9）高度自治的流域机构	田纳西河流域

总体来说，相对跨行政区的国内流域，跨国流域的治理体制处于更加分权的状态。因为各国之间的政治经济联系显然不如一国内中的行政区之间来得紧密，他们更加关注维护自身权益，只在自愿的情况下，签订国际协议、加入国际机构、参与国际合作。根据跨国机构的设置以及权利大小，本研究选取的 7 个跨国流域的治理体制被分为了

三类，对应于表 5.1 的（1）－（3）类：

（1）没有国际治理机构的：只有底格里斯河－幼发拉底河。

（2）有国际治理机构，但不具强制性权利的：亚马逊流域、尼罗河流域、澜沧江－湄公河流域、五大湖-圣劳伦斯河流域。这些流域内有一个或多个参与跨界流域事务处理的常设国际机构，但是这些机构都不具有强制性权利，不能强迫其成员国参与某个项目，也就是说它们的行动都是以相关成员国达成一致为前提的。比如尼罗河流域组织，它上面就只是尼罗河流域水利部长委员会的执行机构，其举措都要得到这个各国水利部长一致首肯才能实施。

（3）有国际治理机构，且具一定强制性权利的：多瑙河流域、莱茵河流域。比如多瑙河流域的欧盟，就有权要求其成员国必须遵守其水框架指令，履行欧盟成员国的责任和义务。

本研究选取的 12 个跨行政区的国内河流，其治理体制被归入表 5.1 的（4）－（6）类：

（4）国家政府多部门合作治理，流域机构起协调作用的：密西西比河流域（布包括俄亥俄河、田纳西河两个子流域）。该流域内美国联邦政府的多个部门承担了大部分流域治理职能，流域机构一般起协调的功能，比如搜集信息、提供交流平台、提高民众参与意识等。

（5）国家政府多部门合作治理，流域机构管理某一方面跨界事务：科罗拉多河流域、俄亥俄河流域、泰晤士河流域。国家政府部门及其下辖机构在这三个流域的治理中扮演主要角色，但流域机构被授权处理某项专门事务：科罗拉多河流域机构的主要职能是水资源分配，俄亥俄河流域机构功能于污染控制，泰晤士河的水务公司则专门提供流域内的水服务（供水和污水处理）。

（6）国家政府多部门合作治理，流域机构在其领导下进行综合治理：长江流域、奥兰治河流域、淀川流域。三者的流域治理体制类似，多个国家部门参与流域治理，在地方都设有派出机构，实施中央政府的集权化管理，同时流域机构也承担流域综合开发治理的功能，且以政府制定的政策为指导。在这种治理体制下，中国和南非都出现了不同程度的政府部门功能重叠、冲突，目前两国都致力于流域治理体制改革，其中重要的一点就是更好地发挥流域治理机构的功能。日本由于法律对各个政府部门以及流域治理机构的赋权十分明确，各组织都要严格依法办事，因而在流域治理上合作得较好。

（7）流域机构进行综合治理，并具有立法权：墨累-达令河流域、特拉华河流域、萨斯奎汉纳河。这些流域中，国家政府在流域治理方面的职能相对弱化，大部分权利被转移到了流域治理机构中，这些机构不仅具有协调、开发、管理的功能，还拥有了制定以相关法律的权利。所以，这一类治理体制的集权是不是国家政府的集权，而是流域治理机构的集权。

（8）在国家部门指导下流域机构进行层级化管理，且拥有立法权，并有机构负责综合开发治理：罗讷河流域。本研究的所有案例中只有罗讷河具有这种治理体制。政府各部门只通过水务委员会、部际水资源管理委员会制定流域管理的大方针、法规，而各个流域的具体治理法规交有流域委员会制定，地方水务委员会承担具体执行功能。罗讷河公司还负责流域的综合开发治理。

（9）超越政府的流域机构：田纳西河流域。田纳西流域的流域治理体制是最集权的流域治理体制，其流域机构田纳西流域管理局是一个独立的联邦机构，拥有高度的自治权，不仅负有流域治理的功能，还有负有区域发展的功能。

流域治理体制的分权性是指流域管理中的各项跨界事务由分别不同的机构进行处理以及流域中的行政区参与跨界合作的自由度（主要针对跨国流域）。

2.2 跨界流域治理的法律支持和治理机制归纳

一、法律支持体系的分类

（1）基于法案功能的分类

流域治理具有很强的科学性和技术性，涉及面广、技术含量高、综合性较强。在这种情形下要建立一部相对完整的流域治理的法典是非常困难的，目前我国乃至世界上还没有一部完整统一的流域治理法典，也就是说没有哪个国家、哪个流域能只凭一部法典，规范所有方面的流域治理行为。按各法案、协议发挥的功能，当前世界各地支持流域治理的法律体系大致可分为两种形式：

第一，一部法案只对应一方面流域事务的法律支持体系。许多分国家采取从环保、防洪、分水等多方面制定法案、规章的方式，形成一个综合的法律体系来支撑流域治理活动。以美国为例，其 1935 年的《水土保持法》对土地开垦、耕作、工矿建设等的水土流失防治作了相应的规定；1936 年的《水灾控制法》要求在流域内开展水土保持工作，为防洪减灾服务；1944 的《防洪法》要求加大流域治理的力度，并批准农业部开展 11 条流域的综合治理；1969 年的《自然资源保护法》则对流域水土资源的保护与利用做出了详细规定。此外，各州、县也根据本地方的特点开展立法或对联邦法规进行补充。尤其值得一提的是，一些跨界流域中，还存在着具有法律效应的区域间协议，比如分水协议等。所有这些法规相辅相成，构成了支持美国流域治理行为的法律体系，为各治理机构在流域范围内行使职权、开展工作奠定了法律基础。

第二，以一法为核心，其他法规、制度作为补充的法律支持体系。比如中国，其 2002 年《水法》确立了水资源的流域管理和区域管理相结合的管理体制，是实施流域治理的主要依据。此外涉及流域治理的法案还有《环境保护法》、《水污染防治法》、《水土保持法》和《防洪法》等，目前中国颁布的水资源与水环境方面的法规及部门

规章共有 80 余件，地方性法规、省级政府规章及规范性文件近 700 件，它们形成了以水法为核心，发散状的流域治理法律支撑体系。

现有的国际水法比较适合欧洲及北美温带地区及水资源较好的地区，对于干旱地区的发展中国家则难以使用。这些流域中，国与国之间顶多就水资源开发利用的原则一些共识，没有形成具有强制力的国际公约，遇到具体跨界问题时，还是必须依靠多边、双边协商来达成意见。

（2）基于法律支持体系健全程度的分类

基本上，各个流域处理跨界事务时都会有相关的法规、协议来支持。比如，确定水资源分配方案时有分水协议，成立流域治理机构时有双边/多变协议，制定联合防洪政策时防洪法案。根据各体系发育的健全程度，将法律支持体系分为四类：

①尚未发育的：即没有任何法规、协议的，比如幼发拉底-底格里斯河流域；

②初级阶段的：即有多变/双边协议，但不具强制性的法律效力。这类以地处中发展中国家的国际流域为主，尼罗河流域、澜沧江－湄公河流域、亚马逊流域。

③发展中的：有具备强制效应的法规，但是存在管理功能交叉或赋权不明等问题。比如中国的长江流域。

④成熟的：不仅有具备法律效应的法规、协议，而且覆盖了流域治理的各个方面，赋权明确，彼此之间不存在冲突。欧洲、北美的跨界流域多属于这种类型。

二、基于法律支持体系的流域治理机制归纳

通过第三、四章的分析我们可以看到，从具体形式上看，各个流域的治理机制是十分多样化的，每个流域都有各具特色跨界事务处理方式。但是，只要基于法律支持体系来分析，我们还是可以将其归类。事实上，跨界事务的治理机制与其背后的法律支持本来就是密不可分的，与流域治理相关的法律、协议直接影响这参与流域治理的各个组织、各个协议方的合作方式与处事方法。从这个角度出发，我们将跨界事务的治理机制分为 5 类：

跨界流域治理机制的类型

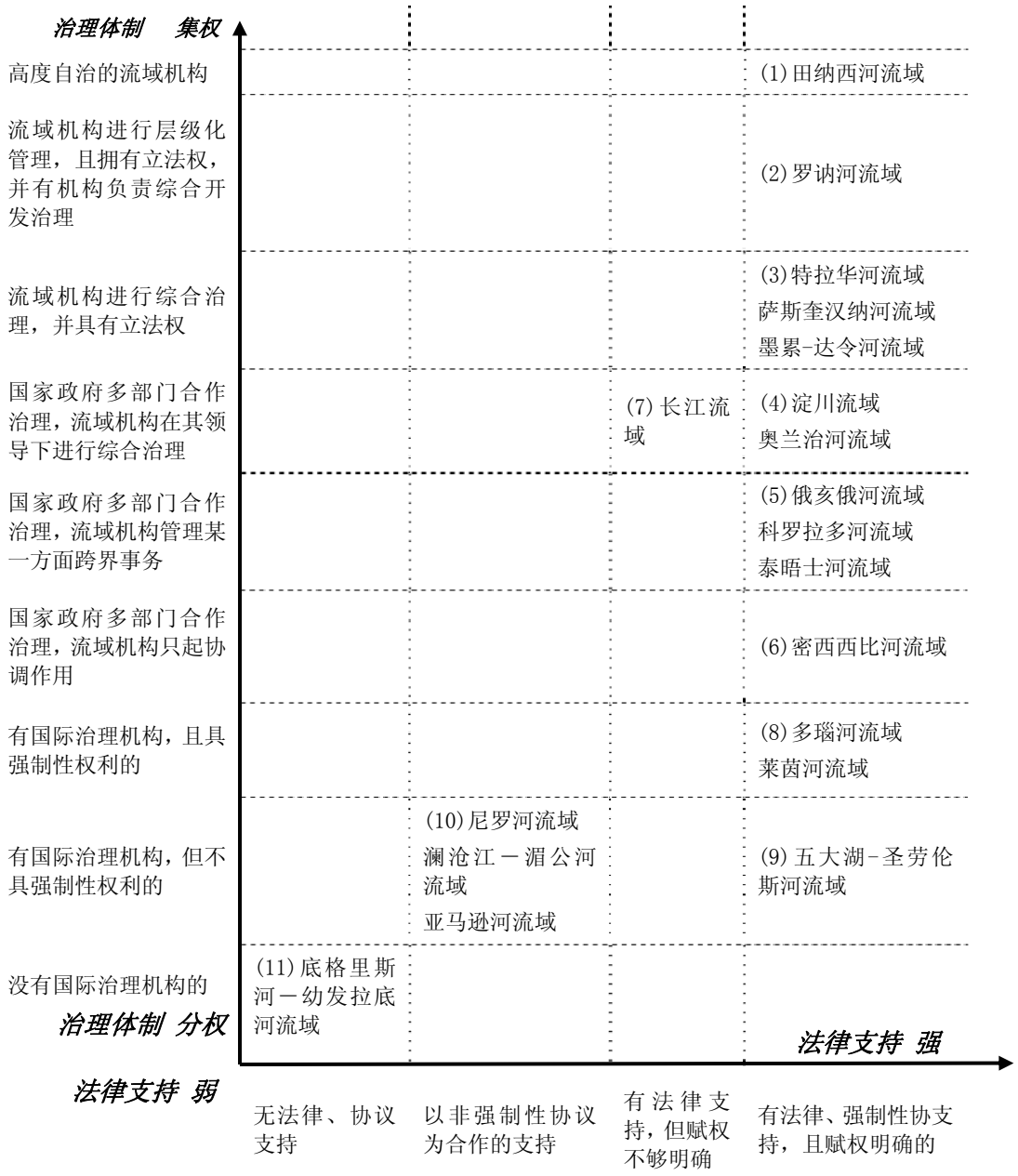
法律支持	治理机制类型	流域名称
弱	各国合作程度最低的：无法律、协议支持的	底格里斯河－幼发拉底河流域

	磋商	
	各国合作松散的：以非强制性协议为基础的自愿合作	尼罗河流域 澜沧江－湄公河流域 亚马逊流域
	各国合作紧密的：协议具有强制性，各方责权明确	多瑙河流域 莱茵河流域
	各机构基于法律合作，但责权不够明晰的：	长江流域
强	各机构基于法律进行治理，且在合作中各方责权明确的	田纳西河流域、罗讷河流域、特拉华河流域、萨斯奎汉纳河、墨累-达令河流域、淀川流域、奥兰治河流域、科罗拉多河流域、俄亥俄河流域、泰晤士河流域、密西西比河流域 、五大湖-圣劳伦斯河流域

2.3 全球跨界流域治理结构的模式归纳与分析

根据跨界流域的治理体制和法律支持状况，我们可以将本研究中 19[13]个流域的治理结构归为 11 种模式：

跨界流域治理结构模式的归纳



13 由于具有治理结构上的特殊性，将密西西比河流域中的田纳西河、俄亥俄河自流于也作单独的案例

（1）法律赋权的流域机构自治模式：田纳西河流域。

这是治理权利最为集中的流域治理模式。田纳西流域管理局（TVA）被 TVA 法案授予了全面规划、开发、利用该流域内各种资源的广泛权力。作为一个独立的联邦机构，它只接受总统的领导和国会的监督，完成其规定的任务和目标，内部事务方面，TVA 有广泛的自决权，可以高效率地自行处理和解决有关问题。对田纳西流域规划的实施及其所属业务部门，TVA 都进行强有力的领导，包括在计划制定、工程建设、企业管理等方面下达指令和进行指导。

田纳西流域的这种治理模式，是高度计划性和商品经济灵活性结合的典范。美国人称 TVA 是一项“伟大的试验”，试验的目的是能否将一个既具有政府职能又具有私人企业的主动性和灵活性的法人实体有机结合，实践证明这个试验取得了成功，田纳西流域在 TVA 的治理下由贫穷走向了昌盛。当然，任何事物都有两面性，虽然 TVA 虽然对经济做出了巨大，同时也对该地区的河流生态环境带来了不可逆的影响，目前 TVA 也十分对流域环境的治理，总体来说，TVA 的模式还是成功的。

（2）法律赋权的流域机构层级化管理与流域开发公司相结合的模式：罗讷河流域。

在罗讷河流域中，流域委员会是决策机构，流域水管局委员会是议事决策层，流域水管据是管理执行层，两者职能明确，互相监督，运转协调。水管局只负责征收用水及排污费、资助水利项目等功能，其职能与负责流域资源开发、环境保护的罗讷河公司并不重叠。各个机构在法律的明确赋权下开展工作。这一治理模式注重公众参与，流域管局委员会有来自水用户、地方选民等各方面的代表，流域委员会拥有制定法规的权利。

罗讷河是 1933 年由罗讷河各公共团体联合成立的，它既有行政管理职能，各项计划的制订直接处于政府领导下，最高长官由政府使命，又是一个开发经营的实体，从这方面来讲，它与田纳西流域管理局类似，但它的权利范围不如 TVA 广泛，也不是一个独立的国家机构，而是一个吸收了了官方、企业和民间的资本的公众性的股份公司。值得注意的是，罗讷河公司与美国田纳西流域管理局成立于同一时期（1933 年），都被赋予了综合开发流域资源的权利，前者目的在于促进工程建设而采取了私有制的形式，后者目的在于战胜经济萧条创造社会福利而采取了公共组织的形式。

（3）基于契约的流域机构综合治理模式：特拉华河流域、萨斯奎汉纳河流域、墨累-达令河流域。

特拉华河流域、萨斯奎汉纳河流域在美国，墨累-达令河流域在澳大利亚，这两个国家都是联邦制国家。它们都基于联邦－跨州协议建立了拥有广泛权利的流域机构

对流域实施综合治理。在联邦－跨州协议中，联邦政府和州政府都是签约方，这是与传统跨州协议相比的一个显著区别。联邦－跨州协议为其协议委员会管理某个流域水资源的至高权力提供了一种实践机会。不论是按联邦法律还是按州法律，不论是在联邦机构还是在州机构，这种协议都是被强制执行的。

在美国，在批准这种协议的过程中，国会附加了几个条件以防止联邦权力受害损伤，避免国会通过与协议相抵触的法律的权力受到限制，并预防其他类似情况的发生。在美国现有的四个基于联邦－跨州协议[14]产生的流域协议委员会当中，1961 年成立的特拉华流域协议委员会被特拉华流域协议赋予了最广泛的权力，联邦政府只是协议参与的一员，没有过多的特殊性。1970 年的萨斯奎汉纳流域协议是在借鉴特拉华河流域协议的基础上由各州发起的。不过该协议更多强调洪水控制，强调水质的部分相对较少，大部分内容都得到了各州的遵行。联邦－跨州协议委员会和田纳西流域管理局是不同的，它们并不是作为完全自治的机构创立的，而是为并仅为执行其成员的一致意见。

墨累－达令河流域是这一治理模式的首个实践者，也是最积极的探索者。1927 年的墨累河水协议就是由澳大利亚联邦政府和流域内四个州共同签署的，并据此成立了墨累河委员会承担流域水资源分配和调控的职能。由于环境问题的出现，到 1987 年又通过新的墨累－达令流域协议扩大了流域委员会的职权，1992 年又对协议做出了修改，新协议于 1993 年被缔约各方通过并成为各州法案。1992 年协议的协议还创造性的提出了“墨累－达令流域行动”（Murray-Darling Basin Initiative）这一概念，成就了世界上最大的流域综合治理项目。[15]

（4）法律赋权明确的政府多部门统制与流域机构管理相结合的模式：淀川流域、奥兰治河流域。

日本属于典型的“多龙治水”的模式，多个政府部门参与流域治理，但是各个部门都严格按照法律赋予的责权办事，部门之间的分工协作比较顺畅。同时，由于国土面积狭小，国内各流域之间联系紧密，日本在各行政部门之外还设立了专门的水资源开发公团，协调统筹全国七大水系的开发治理，这个机构的设置非常适合日本的地理特征。

奥兰治河流域中，国家政府有两个部门参与流域治理，其中以水务林业部的层级化管理为主。目前该正致力于流域治理的重大改革，改革的核心是从过去由中央政府按行政区域管理到按流域进行管理，因而该国决定在每个流域都设置流域管理机构，

14 这是个联邦－跨州协议是：特拉华河流域（Delaware）协议（1961）；萨斯奎汉纳河（Susquehanna）流域协议（1970）；阿拉巴马－库萨－塔拉普萨（Alabama-Coosa-Tallapoosa）流域协议（1997）；以及阿巴拉契科拉－查特乎奇－弗林特（Apalachicola-Chattahoochee-Flint）流域协议（1997）。

15 Crabb P，"Murray-Darling basin resources"，The Murray-Darling basin commission，http://www.mdbc.gov.au/

将流域治理的具体工作逐步转交给它们，国家政府只负责法规、政策的制定工作。目前，这一改革还未完成。

虽然目前淀川流域和奥兰治流域属于同一治理模式，但是等南非的流域治理改革完成以后，二者的流域治理结构将不再相似。

（5）流域机构负责单一流域事务的模式：俄亥俄河流域、科罗拉多河流域、泰晤士河流域。

这一治理模式中，国家层面都有多个政府部门分工进行流域治理，但流域中又有某一方面的问题比较突出，因而赋权专门的流域机构进行处理。俄亥俄流域污染问题比较突出，就成立了环境卫生委员会，对污染进行控制。科罗拉多河流域中水资源分配问是矛盾冲突的焦点所在，流域内的两个流域组织，都与协调水资源分配相关，一个监督流域内的水资源分配，一个负责就国际水资源分配问问题向政府提供咨询。泰晤士河流域的治理结构受到其国家行政改革的影响，水服务从流域治理事务中分离出来，由水务公司处理。

目前，在科罗拉多流域中，这一治理模式还并不能很好地治理该流域。该流域中水资源是基于各种协议分配的，由于牵涉到各方利益，达成分水协议的过程都比较漫长，而流域机构的协调功能又十分有限，其解决水冲突的方式显得缺乏灵活性。随着上科罗拉多河区的发展，需水量加大，使过量分配水资源给生态环境的恶果逐渐显现。

（6）法律赋权政府多部门合作治理，流域机构只起协调作用的模式：密西西比河流域

这一模式的特点是存在诸个只起协调作用的流域机构，它们都是一些非正式的机构，比如密苏里流域联合会和上密西西比河流域协会。这些非正式流域机构的功能可被描述为软性的——例如，协调、研究、呼吁。非正式机构的建立相对容易，因为它们不指望机构被赋予任何重要的权力。它们的成功经常依赖于谁来参与以及成员对解决共同问题的兴趣水平。举例来说，如果社团成员是动力十足的政府管理者，那么在为解决区域问题努力的过程中可能提出重大的规划。然而，这种力量也可能成为一种负担。低下的地位和联邦成员的缺乏，阻碍了这些机构在许多流域政策制定方面采取积极的行动。此外，如果非正式机构的成员面临本州议会的反对，那么该机构对其政治资源的依赖也可能成为一种负担。

（7）法律赋权不够明晰的政府多部门统制与流域机构管理相结合的模式：长江流域

这一模式中，多个国家政府部门参与流域治理，承担某一方面或几方面的治理职能，各个国家政府部门又在各级行政区中设有子机构，实行层级化管理。同时流域中

还设有流域治理机构，但是只作为政府部门的派出机构存在。国家法律对于各政府部门以及流域治理机构的赋权不够明确，各机构在流域治理职能上有重叠或冲突，流域治理机构也不能充分发挥综合治理的功能。目前，中国正致力于这一模式的改革，强化流域治理。

（8）基于契约的国际机构治理模式：多瑙河流域、莱茵河流域

这种跨国流域治理模式中，各国都通过签订多边协定，成为一个具有强制权利的国际机构——欧盟的成员国，遵从该机构流域治理方面的法律，配合其流域治理的举措。不同的是，莱茵河流域中还有一个具有协调功能的莱茵河国际保护委员会，而多瑙河流域则没有其他的流域治理机构，更多地依靠多边、双边协议来促进国际合作。可以说，莱茵河的流域治理模式是最为成熟完善的跨国流域治理模式。

（9）各国基于契约完成任务，流域机构只起协调作用的模式：五大湖-圣劳伦斯河流域

在该跨国流域治理模式中，各国基于双边协议确定各自的权益和责任，都必须对河流进行治理以达到协议规定的目标。流域中虽然有若干流域机构，但是只起协调作用，或者负责某一项具体的治理任务

（10）基于非强制性协议的国际合作模式：尼罗河流域、澜沧江－湄公河流域、亚马逊河流域

这种跨国流域治理模式下，各国也通过签订协议开展合作，但是相比上两类模式，这些协议几乎不具任何强制性，各国只是靠自愿参与合作，流域中的国际治理机构也没有强制性权利。属于这一模式的三个流域所涵盖的国家都是发展中国家，因此其协议成立的流域治理机构有促进经济发展的目标。

不同的是，尼罗河流域和澜沧江-湄公河流域的国际流域机构还有协调水资源冲突的目的，而亚马逊河流域由于水力资源十分丰富，因而其流域治理组织没有这一目标。

（11）无任何契约和治理机构的磋商模式：幼发拉底-底格里斯河流域流域

在这一模式中，既无任何国际流域机构，也无任何关于流域治理的协议，各国之间多靠磋商来协调水资源分配问题，谈不上流域治理合作。 究其原因，在两河流域内，伊拉克政治动荡，各种冲突频繁发生，政府无力顾及流域治理；土耳其与叙利亚国力相差较大，土耳其对流域水资源进行强势开发，而叙利亚的自我维护显得相对无力，在对方做出了一定让步后基本保持了妥协的态度。

三、国内已有体制改革方案对比评价

3.1　改革方案综述

仅文献可查的改革思路和方案就有几十种，现将较为典型的十八种方案归类列表如下：

改革方案汇总

		方案及观点	主要内容	特点	不足
体制层面改革方案	现有体制基础上的改革	余富基（2004）：“相结合”管理体制	通过完善水事民主协商机制、合理划分流域管理和区域管理的事权两个途径，使现行体制的“条块”管理之间实现更好的结合	制度上的规制 改革成本小	矛盾的实质未解决 没有长效性
	制度层面的调整	隋欣（2004）：跨区污染仲裁委员会	成立由专家组成的跨区水污染仲裁委员会,运用行政调解和仲裁等方式解决跨区污染问题	强调专家的权威性 强调用调解和仲裁手段解决污染问题	太温和,无法从根本上解决体制不顺的问题
		王金南等（2004）：联席会议制	由国务院及地方相关部门领导组成,根据需要举行不定期的会议。	是一种灵活的协调机制，避免了机构的重复建设	流域管理机构性质未解决
			联席会议办公室设在国家环境保护总局,组长由国家环保总局局长兼任。 可设常务委员会和专家顾问组。	强调了中央的协调作用，加强了环保部门的管理职能 改革成本小	《水法》与《水污染防治法》的矛盾依然存在
	机构内部调整	卢保家（2004）：三层次机构	对水资源管理局进行改革，成立三个机构：由各行政区政府代表、部门代表组成的流域管理委员会、流域管理局、专家委员会	通过决策、执行和专家咨询部门的分设体现部门的民主 流域管理部门内部的改革	流域与区域协调问题未解决 改革成本较大 同一部门内部机构的膨胀
	协调委员会模式	Peter Millington（2004）：事务性流域协调委员会	成立由国家机构代表及流域内利益相关者组成的协调委员会，具有法律地位，但不具有强制性行政管理职能	强调流域管理机构的事务性	流域管理机构的弱权性更加体现
	流域层面的双层管理	肖涛（2004）、杨桂山（2004）双层体制结构	1、成立综合性的流域管理机构，有完全的独立自主管理权，由各方代表参加。	强调流域综合管理	原体制没有触动
			2、区域水管理机构是流域管理机构的组成部分，由流域管理机构负责协调和监督管理。	对流域与区域的水管理权能进行了界定	流域管理机构的权力来源不清楚
		薄雁怀（2000）：全流域管理	在流域层次上设立全流域管理协调委员会，根据需要再设立支流管理委员会	强调流域综合管理网络的形成	

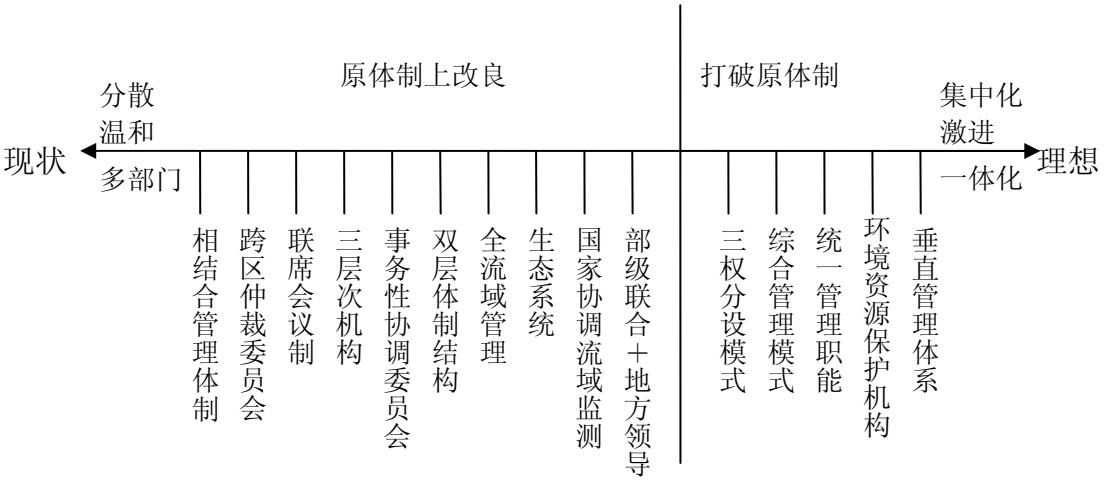
		方案及观点	主要内容	特点	不足
	模式	仇蕾（2004）：生态系统	1、管理机构：将原有的统一管理部门变为一个统一的具有绝对权威的生态系统管理机构，有权进行协调、检查、监督相关活动，并协调各行政区政府间的关系。 2、管理机制：建立监测评估体系、综合评价与预警体系。	强调将流域作为“社会—经济—自然复合生态系统”进行管理	流域机构与国家行政架构体系的关系不清楚
	国家层面的双层管理模式	流域管理部门一种观点（2004）：国家协调流域监督监测双层模式	1、机构：国家级协调委员会负责协调重大事项，由国家环保总局、水利部、有关副省长组成，由一名国务院副总理任委员会主席；流域层面上的监测监督机构，没有行政管理职能。 2、管理机制：在跨界水污染管理上，调解只对行为本身进行规范校正，对行业已经造成后果的应通过民事、刑事诉讼解决。	将流域管理的决策管理权赋予国家协调委员会，流域机构只是技术执行机构 强调法律手段解决污染问题	集权化的管理 流域法律环境并不完备
		Edwin D.Ongley（2004）：部级联合委员会+地方领导小组模式	1、国务院成立一个部级联合委员会。 2、在不同的省级行政区之间成立由国家环保总局、水利部领导以及有关省份副省长组成的领导小组。	强调对法规的交叉及水利、环保部门的冲突问题的解决 强调流域综合管理	部级联合委员会的权威要有保障才行
打破原体制的改革	全方位的流域管理模式	马建国（2004）：三权分离模式	1、国家层面：成立国家自然资源和环境委员会，监督和保障政策的统一。 2、流域层面：建立流域管理委员会，作为流域事务的决策机构；将流域管理机构改组为执行机构。 3、社会层面：建立种类涉水公众组织，参与决策和监督。	打成原体制的改革 强调决策、执行、监督权的分离 从中央到地方对流域管理体系的重新设定	改革成本高 与原有行政架构的协调问题 忽视流域间差异性
	一体化管理模式	何大伟（2001）：质和量的统一管理模式	以流域为基础，实行水资源管理与水污染控制一体化的的管理体制 成立一个部级的独立于各部门的国家流域管理委员会，下设专门流域管理委员会，并赋予其对区域水管理部门的领导管理职能。	强调水质与水量的一体化管理，解决了水污染控制与水资源利用之间的矛盾	改革成本大 容易造成地方利益各自为政的局面
		李曦（2002）：统一管理职能	将区域水资源水环境管理职能赋予流域管理机构。	强调流域水的统一管理，解决了流域与区域管理之间的矛盾	剥离行政区的水职能，割裂了水的自然和经济社会属性。
		蔡守秋（2004）：流域环境资源保护机构	建立流域环境资源保护机构,或者将现有的流域水资源保护机构作为国家环境保护局的派出机构,并赋予其流域水资源保护和水污染管理职能	剥离水利部对流域管理机构的行政隶属权 强调流域资源保护机构的归口管理	没有配套统一的法规支持 水资源利用与管理的矛盾难以解决

		方案及观点	主要内容	特点	不足
				对矛盾的认识为水利部与环保总局的部门纠纷	流域与区域间的矛盾未解决
		王树义（2001）：垂直领导模式	建立统一垂直的流域管理体系：国务院→国家流域管理总局→各流域管理局→各流域支流管理局	另设一套体系，权大机构少 便于统一管理 避免部门之间，流域区域之间的扯皮	改革成本巨大 目前无法实行
法律层面改革方案	国家法	曹明德、黎作恒（2005 年）：制订《中华人民共和国江河流域法》	制订《中华人民共和国江河流域法》，成立国务院江河流域资源管理委员会。在这一流域基本法规定的基本框架下,制定各有关流域管理的行政法规。	强调从法律层面上来实现水流域管理的一体化。	需要相应的具有行政职能的体制结构安排,才能有效的发生作用 改革成本较大
	部门法	Edwin D. Ongley and Xuejun Wang（2004）：水污染防治法的修订	重新修订《水污染防治法》，重点是与《水法》相矛盾的有关内容。	强调通过法律与制度上对机构职责的重新严格界定来完善管理功能	流域管理与区域管理间的矛盾未解决
	流域法	国家水资源管理部门一种观点：颁布各流域法	制定《黄河法》、《长江法等流域专门法，以应对七大主要江河流域各自突出的“特殊问题”。	考虑各流域的特性，是一种以流域为基础的协调两大矛盾的方案。	改革成本大

3.2　改革方案评价

国内学界现有的管理体系改革思路，基本上可分为两类，一类是在现行体制上的改良，另一类是打破现行管理体制的变革。两者都强调要进行管理权集中与一体化的改革,但前者是一种渐进的改良,更多的保留了现行体制的分权及多部门管理的特点；后者是激进的变革，强调学习国外先进经验。原体制下改良的方案易于实行，但无法根本消除原体制的弊端。打破原体制的方案较为理想，但不易实施。

体制层面改革方案谱系图



一、余富基，杜小鹏（2004）：“相结合”的水流域管理体制

在现行体制下探讨条条与块块的如何更好地相结合。两个途径：1、完善水事民主协商机制。2、划分两者事权。

1、完善水事民主协商机制的具体内容

立法方面：可采取流域管理机构与流域内有关地方人大、法制办等部门定期或不定期联合召开制定水法规协商会等形式。

执法方面：形成省际边界地区实行联合执法的机制。建立流域执法与行政区域执法协查制度,包括联席会议制度、巡查配合制度、联络制度等,明确具体的负责机构、责任人与联系人等。需建立正式的充分的信息沟通渠道。流域管理机构的执法人员办理水利部统一颁发的执法证。

其它方面：流域水资源保护与水污染防治协作机制，协商建立流域水污染监测预警系统与流域水污染事件应急处理,实行省界河流段重要水事通报制度等。

2、对流域管理与行政区域管理事权的划分：（1）有关规划类职权方面的事权划分；（2）审批论证调度类事权的划分；（3）执法监督类职权有关方面的事权划分。

这是最保守的改革方案，它并没有对现行体制进行改革只是通过完善原有的机制来进一步加强部门之间协调，区域之间的协调。改革成本小，但并不能从根本上解决原有的问题。

二、隋欣等（2004）：跨行政区水污染问题仲裁委员会

成立跨行政区水污染问题仲裁委员会，委员由专家担任，通过行政调解和仲裁等方式解决跨行政区水污染问题

三、流域水污染防治联席会议制

建立流域管理综合决策机制；完善流域协调机制。由国务院及地方相关部门领导组成,根据需要举行不定期的会议。联系会议办公室设在国家环境保护总局,组长由国家环保总局局长兼任。可设常务委员会和专家顾问组。

四、卢保家、陈秀娟（2004）：三层次机构

成立流域管理的管理委员会、管理局、专家委员会。体现决策、执行、咨询的三个层次机构。以求充分体现民主科学原则，又能兼顾效率。

这种方案主要是将原先的水资源管理局一分为三，重点来通过建立由各行政区政府代表、部门代表组成的管理委员会，来强化协调机构的权力。这种方案实质上是将原先的水事协商机制与联合执法机制常设化，但这种方案并没能解决管理局的执行职能与行政区域的职能相冲突的问题，并造成了机构的重叠。

五、Peter Millington（2004）：事务性流域协调委员会

一些学者通过对国外流域水资源保护机构的考察后认为，流域机构应由国家机构代表及流域内利益相关者组成，或称协调委员会，或称流域委员会，具有法律地位，但一般不具有强制性行政管理职能，只负责规划、组织、协调、监督、报告等

六、肖涛（2004），杨桂山（2004）：双层体制机构

在流域管理和区域管理相结合的管理体制下，加强流域综合管理，成立流域管理委员会加执行机构的双层体制结构。

流域管理机构体系应具有以下 3 个特征:①流域管理机构体系应该有一个综合性的管理机构作为统一领导机关,它的管理事项包括流域水环境的保护、水污染的防治和流域水资源的开发和利用等各个方面的宏观指导。②流域管理机构应有完全的独立自主管理权,流域管理机构在其所接受和委托的事务上,享有完全自主管理和处理事务的自主权利。③应让各方面的代表充分参与流域的管理,包括参与决策和监督决定或决议的贯彻执行。

流域机构应按照有关的法律和规章管好应管的事务,省内可以由省管的尽量让省去管。流域机构应着重搞好规划协调、检查、监督等方面的工作。要经常进行不同层次的协商和协调。流域管理必须与行政区域管理相结合。流域机构不可能也没有那么多的人财物和时间去管理每个行政区域的水务,应该把各行政区域的水管理作为流域管理的组成部分。流域内县级以上地方人民政府水行政主管部门依法行使本行政区内本流域的水管理;涉及上下游、左右岸与毗邻地区有关的水管理工作,由流域机构负责协调和监督管理,必要时也可以设立管理机构。

这是原有相结合体制基础上的一个较为温和的改革方案，但由于并没有触动原有的体制，没有说明新成立的流域管理委员会的权力来源，也就使其提出的相结合的方法“把各行政区域的水管理作为流域管理的组成部分”根本无法协调流域与行政区域的矛盾。

七、薄燕怀（2000）：全流域管理体制

设立流域层次上的流域协调委员会，水环境流域管理委员会，行使规划、监督、协调的权力。

即在流域范围或者流域层次水平上设立水环境流域管理协调委员会,协调各利益主体间的关系并以统一的规划来规范和监督管理活动。根据流域的大小可以在其全流域管理委员会下设几个不同层次的管理委员会,如流域上游、中游、下游管理委员会或干流管理委员会,其下再设立支流管理委员会等等,构成流域管理网络.

这种方案提出了将水流域作为一个整体来管理，提出一个独立的基于水流域管理的网络，但这种方案并没有解决水流域管理委员会权力来源及其与原先条块分割的行政架构之间的关系。

八、仇蕾、王慧敏、佟金萍（2004）:“生态系统”管理体制

将流域作为社会－经济－自然复合生态系统管理。在原体制的基础上，将原有的统一管理部门变为一个统一的具有绝对权威的生态系统管理机构，有权进行协调、检查、监督相关活动，并协调各行政区政府间的关系。　并建立监测评估体系、综合评价与预警体系。

这种方案提出了将流域作为一个“生态系统”来管理，但与前一个方案相同的是它同样没有解决新的管理体系的权力来源以及与原有行政架构联系的问题。

九、流域管理部门的观点

一种观点（2004）：国家协调流域监督监测双层模式

跨行政区水污染管理机构应包括国家级协调委员会和流域层面的监测监督机构，国家级协调委员会负责协调重大事项，包括规划、跨界水质标准确定、跨界水量的确定、重大跨界水污染事件的协调处理等。该委员会由国家环保总局、水利部、有关副省长组成，由一名国务院副总理任委员会主席；流域层面上监测监督机构负责规划的监督实施、跨界水质水量的监测、报告、通报、监测信息发布、一般性跨行政区水污染问题的调解等，该机构没有行政管理职能。在跨界水污染管理上，调解只对行为本身进行规范校正，对行业已经造成后果的应通过民事、刑事诉讼解决。[16]

另一种观点(2005)：流域层面的协作管理模式

组织体系方面：以流域水资源保护机构为主，流域与地方水利相结合，与环保相联合的组织体系。在流域内成立由水利、环保、城建等相关部门参加的协作机构，并相应建立联席会议制度。流域机构应该充分发挥宏观管理职能，主要在规划、标准、统筹、协调、监督等方面发挥作用，搞好流域层面上的管理。流域机构和地方水行政部门是分级管理关系。流域机构地方环保部门建立友好的协作关系。

管理机制方面：要建立一系列的工作机制，比如说联席会议机制；信息交换和共享机制；水污染联防机制；重大水污染事件通报机制等等。

16首届黄河国际论坛跨行政区水污染管理专题综述，《黄河治理开发与探索——首届黄河国际论坛技术总结》，P133

十、Edwin D.Ongley（2004）：部级联合委员会+地方领导小组模式

Edwin D.Ongley 在其跨行政区环境管理项目—跨行政区水污染子项目的成果与建议中提出，由务院成立一个部级联合委员会，负责协调《水法》和《水污染防治法》的交叉及水利、环保部门的冲突（《水法》和《水污染防治法》的重叠与冲突没有解决之前）；同时，在不同的省级行政区之间成立由国家环保总局、水利部领导以及有关省份副省长组成的领导小组，负责跨行政区水污染重大问题的决策及流域规划等，日常管理由领导小组下设的办公室负责。

十一、马建国、翁方进（2004）：“三权分离”模式

成立流域管理委员会领导下的新型流域日常管理机构，做到流域管理的决策权、执行权、监督权三者分离。

(1) 成立国家自然资源和环境委员会,在国家层次上通过体制保障各种资源政策和环境政策的统一。在该委员会下设立水资源管理方面的执行机构,执行委员会的各项决议。

(2) 在流域层次建立由国家自然资源和环境管理委员会代表、区域代表、其他行业代表和用水户代表组成的流域管理委员会作为流域事务决策机构。流域管理委员会的职责就是制定政策,作出各项决议和决定。流域管理的一切重大事项和政策都应由流域管理委员会通过民主表决的办法来决定。在流域管理委员会中可设立各专业委员会,这些委员会也应由各方面的代表组成。流域管理委员会及各专业管理委员会的负责人都应由委员们选举产生,或在选举的基础上报国务院任命。

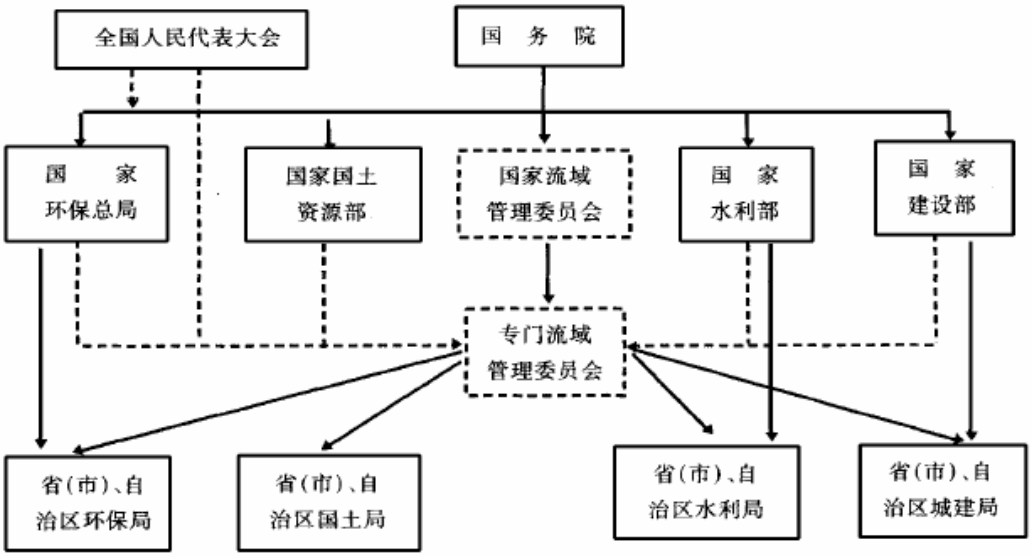
(3) 将流域管理机构改组为流域决策机构的执行机构。执行机构的职能是执行流域管理委员会所制定的一切政策和所作出的所有决议和决定,其负责人由流域管理委员会负责人提名,在流域管理委员会全体会议或其常委会表决后任命。

(4) 建立各类涉水的公众组织,参与流域水利管理各环节的决策和政策执行的监督。

这是一种从中央到地方的比较彻底的改革方案，它可以有效的解决两大矛盾。但它也存在改革行政成本过高，如何与原有行政架构相协调的问题。

十二、何大伟、陈静生、颜廷真（2001）：综合管理模式

水流域为基础，水资源管理与水污染控制一体化的管理体制。



这是目前比较完善的一个方案，它通过建立水流域为基础，水资源与水污染控制一体化的管理体制，可以有效的解决水流域管理中的部门间的冲突。但这个方案的缺陷主要有两点，首先，它要成立一个部级的独立于各部门的国家流域管理机构，行政改革成本太大。其次，这个方案并无法解决流域与各行政区域管理冲突的问题，虽然各专门流域管理委员会有权对行政区各相关部门进行指导与监督，但这种制度安排并不能有效的解决各行政区为了地方利益各自这政的局面。

十三、李曦（2002），统一管理职能模式

将区域水资源水环境管理职能赋予流域机构，扩大流域机构管理范围

剥离区域水资源配置、水污染防治和水资源保护职能，交由流域管理机构行使。

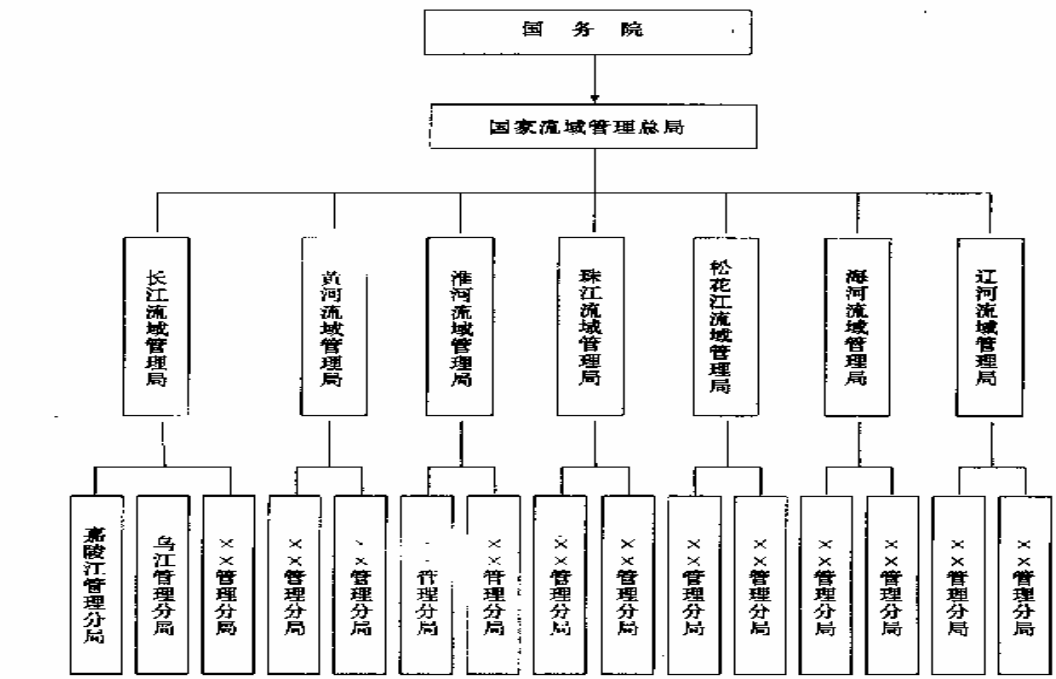
这是一个基于流域的全面管理的过于理想化方案。最大的缺陷是没有考虑与原有体制的结合，所以难以实行，不但成立这样一套机构改革成本大，而且实际上水资源配置、水污染防治和水资源保护的职能是无法从行政区域上剥离的。

十四、蔡守秋（2004）：流域环境资源保护机构

建立流域环境资源保护机构，或者将现有的流域水资源保护机构作为国家环境保护总局的派出机构，并赋予其流域水资源保护和水污染管理职能。

十五、王树义（2000）：统一管理、垂直领导的体制

实行至上而下的统一垂直管理。权大机构少，权大便于统一管理，机构少避免相互扯皮。



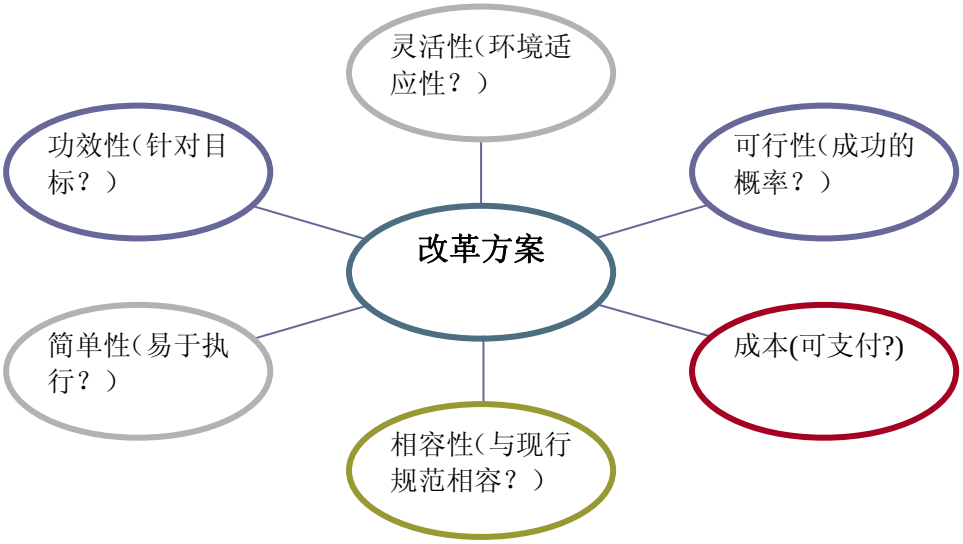
这是一种照搬美国的垂直管理模式，这种模式虽然可以有效的解决部门之间、行政区域之间的矛盾。但由于没有考虑中国实际行政体系的背景，而另立一套体系，所以难以实行。

改革方案评价

根据公共政策设计与评估理论，优秀的备选方案一般满足以下特征：

- ✧ 功效性：方案是否能解决现实问题，实现目标。
- ✧ 可行性：方案成功实现的概率有多大。
- ✧ 成本性：实施方案所付出的成本大小。
- ✧ 灵活性：方案是否能够适应现实环境。
- ✧ 相容性：方案是否与现行规范相融合。
- ✧ 简单性：方案的实施是否简单，容易执行。

针对目前中国流域污染防治管理体制存在问题以及客观环境，对目前国内已有同类改革方案的评价，可从上述六个方面进行评价。



图：改革方案六要素评价框架

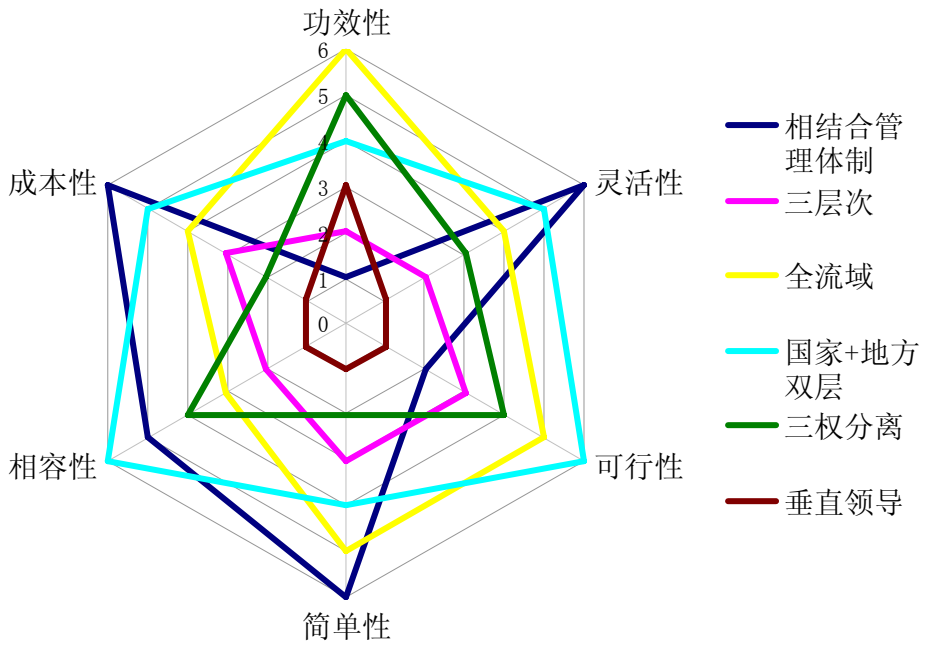
通过前节对目前已有改革方案的汇总，选取其中较具有代表性的六种管理体制方案：一改革成本最小，仅仅从制度层而进行规制的相结合管理体制；二是三层次机构管理体制，即对流域管理机构进行内部的调整，以实现决策、执行和专家咨询三部门分设；三是全流域管理体制，即从流域层面开始，针对流域管理中遇到的诸多矛盾，设立全流域管理协调委员会，根据需要再设置支流管理委员会；四是国家+地方双层管理模式，是自上而下的改革，在国务院成立一个解决部门间矛盾的部级联合委员会，针对区域协调矛盾在流域成立由各省区人民政府和国家水利环保部门参与的流域管理领导小组。五是三权分离的管理模式，即针对目前管理中决策、执行与监督权力混杂的问题，在国家层面成立以监督为主的国家自然资源和环境委员会，在流域层面建立流域管理委员会，作为流域管理问题的决策机构，将目前的流域管理机构改组为单纯的执行机构，同时，成立流域管理工作的社会监督公众组织，使民众也参与到决策和监督工作中来。六是垂直领导管理体制，这是一种从上至下彻底的体制改革，即从中央到地方，另外建立一套统一垂直的流域管理体系，改革起来很复杂，成本巨大。这六种方案基本代表了目前国内已有方案的特点，既有仅从制度层面较温和的改革，也有彻底全方位的较激进的改革；既有从流域、国家层面的分别改革，也有从国家+地方双层次相结合的改革；既有流域管理权力趋于集中的改革，也有管理权力趋于分散的改革。根据这些情况，运用改革方案六要素评价框架，进行从 1—6 分的排序，6 分为相对满足该项指标程度最高，1 分为相对满足该项指标程序最差，最后对各方案评价打分，如下表所示：

改革方案评价六要素评分表

方案	功效性	灵活性	可行性	简单性	相容性	成本性
相结合管理体制	1	6	2	6	5	6
三层次	2	2	3	3	2	3
全流域	6	4	5	5	3	4
国家+地方双层	4	5	6	4	6	5
三权分离	5	3	4	2	4	2
垂直领导	3	1	1	1	1	1

评分指标中，功效性主要是针对改革方案对解决目前流域污染防治管理中对部门冲突、区域合作、层级协调等问题的实现程度进行评价。灵活性主要是指方案是否既能适应解决目前流域管理体制的共性问题，又能符合各流域发展个性问题的需要。可行性主要是根据改革方案在现阶段情况下成功实现的概率大小进行评价。简单性是指改革过程是否简单，容易执行，不会造成大规模的规章重置和人员变动。相容性主要是指在现行国家水资源管理和保护政策规范体系下，主要是国家宏观的水资源开发和利用环境政策方面，方案实行是否会有悖于这些政策。成本性主要是改革方案实现所造成的投入大小，包括人财物和时间。

通过比较认为，相结合管理体制太温和，无法解决矛盾问题的实质，功效最差，灵活性最高，成本小也最简单；三层次方案只是流域管理机构内部的改革，无法解决部门冲突和层级协调矛盾，还会造成内部门机构的膨胀，在这六个方面功效都较差；全流域方案强调流域综合管理网络的形成，对解决目前区域合作和层级协调有较好的效果，改革起来也比较简单，可行性较高；国家+地方双层模式方案是一种机制上的变革，即在国家和地方层面成立一种虚设的领导小组，如果没有实质的行政权威做保障，相关主体履行职责的自觉性不确定，功效一般，但是，由于它符合国家现行的规范体系，因此可行性和相容性比较好，而且成本也较小；三权分离方案打破了原体制，强调组织管理理论中的权力分立，对流域管理体系进行了统一的重新设定，解决了层级协调和部门冲突问题，但忽视了各流域间的差异性，功效较好；垂直领导方案很彻底，解决了流域管理中几个矛盾问题，但与现行体系差距太大，根本无法立马实现，改革成本巨大，改革过程也非常杂。



图：已有改革方案评价雷达图

通过雷达图，可对各改革方案的总体评价结果有一个较为直观的判断，可以看出，六种改革方案中，国家+地方双层方案和全流域方案明显要优于其它几种方案，垂直领导方案的评价结果最差，相结合管理体制指标重心偏移严重。由此可以看出，针对现阶段流域水污染防治管理体制矛盾，流域层面实现流域化管理，国家层面建立有效的部门协商机制，是解决管理体制问题，提高管理效能的有效之道。

四、中国流域管理体制改革设计和具体建议

4.1 改革方案设计

结合国内外流域管理体制发展趋势看，未来流域管理体制是朝着流域“质”与“量”统一的综合协调管理模式发展的，而目前中国的流域管理体制现状与此目标相差甚远，改革成本非常巨大，加之中国传统的区域化行政体系架构模式，改革的复杂性程度也很高，短期内要想实现一体化模式是不可能的。所以，结合当前的国情，及流域污染管理体制的现状，对中国流域污染防治管理体制实行分阶段改革目标是比较可行的。

A、机构体系

中远期目标（分权化）

国家层面：针对地方自主化性管理增强和体制内容多元化的发展趋势，成立一个综合性的流域保护委员会，主要职责是为流域保护工作提供宏观的政策支持和法制保障，对流域保护工作的进行监督，流域层面解决不了的问题再由委员会协调解决。流域保护委员会成员由国家相关部门、流域机构，相关省区政府组成。委员会设立一个常务办公室，定期全体成员会议，遇重大事件可临时组织召开全体会议。

流域层面：成立由流域机构、流域省区政府、相关部门及公众代表组成的流域综合管理委员会，各类组成人员的席位按等比例分配，组长单位由省区政府部门按照任期轮流担任。流域综合管理委员会主要负责包括流域水资源保护工作在内的与流域相关的所有问题的决策。流域各省区主要负责执行决策，流域机构负责监测和监督。

近期目标（集权化）

国家层面：基于目前流域水环境状况的严峻形势和区域间、部门间协调不力问题，成立一个专门的国务院流域综合管理协调领导小组，由国务院主管领导担任组长，国家发展与改革委员会、水利部、国家环境保护总局等部门代表作为成员，负责协调包括流域水资源保护在内的流域管理相关重大问题，例如大江大河管理的法规、政策、战略与规划的制定等，解决国家、部门和地方在处理重大流域性问题上的冲突[17]。

流域层面：保持流域水资源保护机构的双重领导体制，并赋予其行政职能，使其更好地发挥流域污染防治的指导协调监督职能。与此同时，流域水资源保护机构在对水利、环保部门负责的同时，还要向国务院综合管理协调领导小组负责。

B、运行机制

流域污染防治管理体制的运行机制是一系列相互配合的，具有独立功能、共同发挥作用的制度系统及其发挥功能的原理。这些制度系统将管理体制、管理目标和要求等静态结构融入动态的运行过程之中。[18]因此，完善的机制设计是体制得以有效运行的重要前提。根据公共管理的社会机制相关理论，机制主要包括管理（动作）机制、监督（调控）机制、激励（动力）机制三个方面。[19]在此基础上，结合流域水污染防治管理体制的特性，将三类机制进一步分为管理体制得以有效运行的若干种机制（表7.1 ）。这些机制并未区分不同流域的特点，只是提供一个大体的机制框架。

由于各流域的污染状况、水资源开发利用情况及自然特性各不同，对管理机制的选择只能是调适于管理体制，使其适合当地流域状况需要的，故对机制目标不做各发展阶段的具体限定。总体而言，管理机制是管理体制高效运作的助推剂和重要补充，

[17]陈宜瑜：《推进流域综合管理 保护长江生命之河》，在首届长江论坛上的主题发言，来源：长江水利网，2005年4月16日。

[18] 李启家、姚似锦：“流域管理体制的构建与运行”，《环境保护》，2002年10月，第10页。

[19] 席恒：《公与私：公共事业运行机制研究》，商务印书馆，2003年，第85页。

在流域机构体系发展的各个阶段，这三个方面九种类别的机制都应是全部俱备的，形成了管理体制运作的封闭回路。

管理体制运行机制类别

类别		释义	形式举例
管理（运作）机制	多元决策机制	吸收代表不同利益的多种主体参与决策过程，	领导小组联席会议
	目标协同机制	建立跨部门协同小组，进行跨单位和层次间的协作。	污染联防
	多方对话机制	建立含利益主体在内的多方参与者交流意见的平台。	长江论坛
监督（调控）机制	权力制衡机制	依法赋予相应管理机构相互协调、制约与平衡的水资源保护管理权力。	三定方案
	公众参与机制	建立信息公开，重大决策听证制度，提供公众监督平台。	政务公开
	制度约束机制	完善制度，明确各管理机构的职能范围和权限。	流域法规
激励（动力）机制	奖励机制	对及时全面完成工作目标的机构进行奖励。	工作考核制度
	惩处机制	对不履行流域污染监管责任，行政不作为的机构进行惩处	
	赔偿机制	上游省份要对由于自己超额排污对下流省份造成的环境负外部性影响和增加的监管成本进行赔偿的制度。	上下游给付制度

C、法律法规

建立适合于国家具体条件的法律和法规，是使环境和发展政策成为行动的最重要手段，不但通过“命令和管制”的办法，而且作为经济规划和市场手段的标准框架。必须发展和执行综合的、可实施的和有效的法律法规，这些法律法规是以周全的社会、生态、经济和科学原则为基础。[20]作为体制也是一样的，有明晰法律法规保障的体制是体制发挥效能的重要基础。同时，法律法规的制定是要和体制现状相配套的。

中长期目标

国家层面：制订《中华人民共和国江河流域法》，与成立的国家流域保护委员会相配套。

流域层面：在《江河流域法》这一流域基本法规定的基本框架下，根据各流域的实际发展需要，制定具体流域法。

近期目标

[20] 国家环境保护局译：《21 世纪议程》，中国环境科学出版社，1993 年，第 61 页。

国家层面：修订《水污染防治法》，解决其与《水法》相冲突的问题，明确各种流域管理协调机制。补充完善《水法》对流域管理体制的具体设定。

流域层面：制定各流域专门的流域法规，已有的淮河流域和松辽流域对流域法规进行补充和修订，使其符合新时期流域管理发展的需要。

4.2 政策建议

根据上述体制发展框架，针对目前管理体制存在的弊端，对将要开展的流域污染防治管理体制改革提出如下政策建议：

一是将污染防治管理体制改革纳入流域综合管理体系思想范畴，强调流域开发与防治的统筹协调管理。

流域的开发利用与防治工作是互为因果，不能完全割裂的。流域污染防治管理体制改革是否有成效的一个重要标志是流域的开发利用是否具有永续性。因此，对于管理体制的改革，不能忽视对流域开发利用这一重要内容，应将两者结合起来统筹考虑。这样的流域污染防治管理体制改革才会是卓有成效的。

二是对流域管理体制改革实行持续性的分步走战略，使其调适于国家及流域社会发展的步伐。

发展与保护的统一协调是和谐社会中“以人为本”理念的重要体现，流域的污染防治和流域的发展也一样，不能只兼其一，而要统一协调。目前中国的发展模式刚刚经历着向绿色发展模式的转变，这就要求在流域污染防治管理体制的改革中，不能急于有个大的转变，而应实施分步走的改革战略，使其与国家发展模式的转变统一起来。

三是建立各类运行机制的长效运行机制，注重提高管理体制的实际运行效能。

好的管理体制绩效的取得是与配套的运行机制分不开的，而运行机制的运行也是需要有一定的机制保障才能很地发挥作用的。这就需要将管理机制的运行置于长效的运行机制下，才能使其运行效能很好的发挥下去，提升管理体制的绩效。在流域污染管理体制改革中，应该注意对管理机制长效运行平台的建立。

四是明确流域污染防治管理体制中各参与主体的职责，规避职能冲突，提升区域间的协调管理力。

职能冲突是影响管理体制效果的一个非常重要的因素，在体制改革中是应该首位考虑的。目前管理体制中各部门间的职责矛盾冲突，严重地影响了流域污染防治效果，而未来流域污染防治体制改革的重点目标就是区域间合作能力的提高，这种能力的取得首先就是建立在参与部门清晰的职责分工基础上的。

五是重视管理体制运行中的民主决策功能的建设，引导管理向自主化管理模式迈进。

流域自主化管理模式是中国流域管理的一大发展趋势，自主意味着国家权力的向

下分权，分权就意味着要民主，否则就会形成地方政府的权力盘据。因此，在分权的过程中要对分下去的权力形成一种制衡，以此来控制权力的滥用。民主决策就是一种很好的制衡权力方法，在管理体制向自主化管理迈进的同时，民主决策机制的完善将是必然。

六是加强公众和第三方组织的参与平台建设，使流域管理体制的运行置于外部监督机制中。对于公众和第三方组织的认识，目前全世界已达成了一种共识，在未来国家管理模式中他们将发挥着越来越不可忽视的重要作用。流域管理体制改革也应顺应这种趋势，加强公众和第三方组织的参与平台建设，提供其相应的知情权及对流域管理的决策建议权力施展平台。同时，他们也是政府管理外部监督的中坚力量，建立完善的参与机制，对提升管理体制效能起着积极作用。

课题 I-4
关于水资源保护开发规划的社会评价及公众参与的研究

杨彦明（水利部发展研究中心）

关于水资源保护开发规划的社会评价及公众参与的研究

水资源保护开发规划的社会评价和公众参与方式的研究，作为特别课题研究的主题，主要针对制定水资源保护开发规划的社会学基础，它的社会影响，以及社会影响对规划的反馈机制的形成。该特别研究课题需要论证，在中国水权制度建设的目前水平上，如何建立与工程技术层面的各种规划互补的社会评价规范，以及这种社会评价规范如何体现公众参与。这里所说的社会评价，应该是指着内容和形式两个方面而言的。而所谓公众参与，是指事前的、制度化的参与。全面建立水资源规划中的公众参与和社会评价是一项复杂的系统工程，在本次课题中只能针对其中的理论内涵展开研究，并提出方向性建议。

中国水资源保护开发规划（以下多简称为水资源规划）中缺少正式的社会评价，而社会评价是公众参与的产物。水资源规划的社会评价和公众参与研究，需要特别突出公众参与问题。此外，需要突出以下几个方面。

首先，需要对工程技术层面的规划存在的问题和不足、展开社会评价的必要性有深刻的认识；尽管如下所述，工程技术层面的规划本身受到其他因素包括政策因素等的强烈影响，其涉及的水资源问题只限于较小范围，但是其中所反映的体制因素的基本思路却是清晰的。

其次，正视影响中国水资源开发利用的各种水资源管理形式，而

将所谓水资源保护开发规划的范畴拓宽，即采取最广义的方式理解这种规划。其中一个重要的理由是，在中国水资源管理领域，如同其他行政管理领域一样，正式的规划本身并不是决定和影响水资源问题和相关利益的最主要因素，甚至包括正式法律法规在内的水资源管理形式也只是局限的；在此之外，在目前水资源管理领域制度建设正在大规模开展的背景下，政策因素具有更广泛而深刻的影响力；而且规划本身也受到各种变动的政策的深刻制约。因此，如果仅仅局限于正式规划本身，或者过于强调正式规划与总体性包含法律法规和规章、政策在内的水资源管理之间的界限，则研究主题的现实意义有限。务必将本研究所谓水资源规划的社会评价和公众参与问题扩展为政策、规划、法律制度及其实际操作的总体运作过程中的社会评价和公众参与问题，以切合中国水资源管理和水问题的实际需求。以下的研究中，在正式规划之外，将大量涉及上述更广泛的领域。

再次，对社会评价的价值观及其体系要有合理的定位，从而能够兼顾水资源利用的经济效率、生态和环境、社会公平等多个方面。

最后，对于社会评价中的关键问题——公众的积极参与，应当对其可能性、功能和方式进行论证。

1 中国水资源规划及其公众参与和社会评价的制度条件

对目前中国水资源规划的基本情况，包括其法律依据和基本内容，以及历史变化过程，有必要进行基本的介绍。限于本研究的主题，

对中国水资源规划的技术方法不多涉及。相反，着重关注其法律制度方面。在中国水资源规划中公众参与和社会评价的现实状况，也有必要进行初步的梳理。

1.1 中国水资源规划的主要目标

中国水资源规划的主要目标，适应于计划经济时代乃至至今延续的集中管理的理念，以在地区、部门之间基于水资源的经济和社会利用优化配置水资源，防治洪涝灾害，保持生态环境为基本，而以逐步完备的水资源调查为基础，以水利工程建设为重点。在市场经济体制初步建立之后，工程水利向资源水利转变，水权制度建设也开始推动，水资源规划的目标体系有所调整，即更紧密的于社会经济和生态环境要求相一致，更多考虑到现实水资源利益主体的多元化。

1.2 中国水资源规划及其公众参与和社会评价的相关法律法规和制度

1.2.1 《水法》的有关规定

《水法》对水资源规划进行了最为集中的法律规范。

《水法》第二章（十四至十九条）专就水资源规划进行论述。

第十四条：“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”。

其后并明确指出，本处所谓“综合规划，是指根据经济社会发展需要和水资源开发利用现状编制的开发、利用、节约、保护水资源和防治水害的总体部署。前款所称专业规划，是指防洪、治涝、灌溉、航运、供水、水力发电、竹木流放、渔业、水资源保护、水土保持、防沙治沙、节约用水等规划”。

第十五条指出流域内的区域规划应当服从流域规划，专业规划必须服从综合规划。

第十六条：“ 制定规划，必须进行水资源综合科学考察和调查评价。水资源综合科学考察和调查评价，由县级以上人民政府水行政主管部门会同同级有关部门组织进行。县级以上人民政府应当加强水文、水资源信息系统建设。县级以上人民政府水行政主管部门和流域管理机构应当加强对水资源的动态监测。基本水文资料应当按照国家有关规定予以公开”。此处对水文资料予以公开的规定虽然并未明确针对公众参与，但是却包含了水资源规划作为公众事务应当强调公开性的意旨。

第十七条规定了不同范围和层次的水资源规划的编制主体。 国家确定的重要江河、湖泊的流域综合规划，由国务院水行政主管部门会同国务院有关部门和有关省、自治区、直辖市人民政府编制，报国务院批准。跨省、自治区、直辖市的其他江河、湖泊的流域综合规划和区域综合规划，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和有关部门编制；以外的其他江河、湖泊的流域综合规划和区域综合规划，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和有关地方人民政府编制。

专业规划由县级以上人民政府有关部门编制。其中，防洪规划、水土保持规划的编制、批准，依照防洪法、水土保持法的有关规定执行。

第十八和十九条则规定了水资源规划的效力，要求必须遵守规划，如有修改必须遵循规划编制程序由原批准机关批准。水工程的建设必须遵守水资源规划。

1.2.2《环境影响评价法》的有关规范

2002 年通过的《环境影响评价法》应当作为公众参与水资源保护开发规划的具体依据。

中国《环境影响评价法》的第二条则规定“本法所称环境影响评价，是指对规划和建设项目实施后可能造成的环境影响进行分析、预测和评估，提出预防或者减轻不良环境影响的对策和措施，进行跟踪监测的方法与制度”。第七条、第八条对规划的具体类型和要求又作出了进一步规定。其中第七条规定:“国务院有关部门、设区的市级以上地方人民政府及其有关部门，对其组织编制的土地利用的有关规划，区域、流域、海域的建设、开发利用规划，应当在规划编制过程中组织进行环境影响评价，编写该规划有关环境影响的篇章或者说明”(此处所指规划乃指指导性规划)；第八条规定:“国务院有关部门、设区的市级以上地方人民政府及其有关部门，对其组织编制的工业、农业、畜牧业、林业、能源、水利、交通、城市建设、旅游、自然资源开发的有关专项规划(以下简称专项规划)，应当在该专项规划草案

上报审批前，组织进行环境影响评价，并向审批认该专项规划的机关提出环境影响报告书。

《环境影响评价法》对公众参与环境影响评价也作了明确的规定。第五条规定:“国家鼓励有关单位、专家和公众以适当方式参与环境影响评价。”第十一条规定:“专项规划的编制机关对可能造成不良环境影响并直接涉及公众环境权益的规划，应当在该规划草案报送审批前，举行论证会、听证会，或者采取其他形式，征求有关单位、专家和公众对环境影响报告书草案的意见。但是，国家规定需要保密的情形除外。编制机关应当认真考虑有关单位、专家和公众对环境影响告书中附具对意见采纳或者不采纳的说明。”在对建设项目的环境影响评价中，也作了基本相同的规定，即在第二十一条规定:“除国家规定需要保密的情形外，对环境可能造成重大影响、应当编制环境影响报告书的建设项目，建设单位应当在报批建设项目环境影响报告书前，举行论证会、听证会，或者采取其他形式，征求有关单位、专家和公众的意见。”这些规定，对公众和专家参与规划和建设项目环境影响评价的范围、程序、方式和公众意见的法律地位作出了明确规定，使公众的意见成为环境影响报告书不可缺少的组成部分。这是在以往的环保法律中所没有规定的。这说明国家在逐渐重视维护公民的环境权益，重视公众参与环保决策和监督。但我国的相关规定仍有欠缺，主要是规定的过于笼统、原则，可操作性不强，透明度不高，公众参与时间晚，参与范围窄等。

《环境影响评价法》在草案阶段，在第四条曾规定：制定对环境

有显著影响的区域开发、产业发展、自然资源开发的政府规范性文件，应当进行环境影响评价。这是针对中国的政府规范性文件（政策）在实际上对公众造成更为显著的环境影响且具有更大随意性而提出的。但是在正式文本中则未能采用[1]。

1.2.3 《取水许可与水资源费征收管理条例》

1993 年中国开始实施取水许可制度，并颁布了《取水许可制度实施办法》。2006 年并作出修改，颁布了《取水许可与水资源费征收管理条例》。这部新修订的法规明显的体现了正在进行水权制度建设的中国水资源管理领域的改革要求，对初始水权分配的管理和水权在市场机制下的优化配置留下了制度空间。水权制度所确立的公众的水资源权力自然会促进水资源管理事务中的公众参与。相应的，可以认为，在该条例中，尤其是在关于第三者影响的相关规定中，公众参与的精神得到了更多的体现。

该条例在第十八条规定：“审批机关认为取水涉及社会公共利益需要听证的，应当向社会公告，并举行听证”。“取水涉及申请人与他人之间重大利害关系的，审批机关在作出是否批准取水申请的决定前，应当告知申请人、利害关系人。申请人、利害关系人要求听证的，审批机关应当组织听证”。

[1] 马绍峰，美中环境影响评价制度比较研究，环境法论坛，2004 年 3 期，115-117，46

2 水资源规划社会评价的缺位及其导致的问题

中国的“公众参与”源于 1991 年我国在亚行提供赠款的环境影响评价培训项目。1993 年，由国家计委、环保局、财政部、人民银行联合发布的《关于加强国际金融组织贷款项目环境影响评价管理工作的通知》中，明确提出公众参与问题。1997 年实施的《环境噪声污染防治法》规定，环境影响报告书中，应当有该项目所在地单位和居民的意见。至今为止，中国的水资源保护开发规划之社会评价和公众参与不过是处于起步阶段，缺少足够的案例。毋庸置疑，相对于中国水资源形势、水资源管理的实际需求，其水资源规划中公众意见的充分表达还是一个突出的问题。其结果，由于公众参与不足，广泛的社会评价必然是缺位的。

对水资源保护和利用的社会学方法相对忽略，而采取相对单一的经济视角，是目前水资源规划明显的弊病。而在法律制度层面，对公众参与缺少明确细致的规范，则是中国水资源规划中公众参与和基于此的社会评价不足的重要原因。

2.1 中国水资源规划的公众参与和社会评价之缺位及其制度原因

中国水资源规划中由于缺少充分的公众参与而导致社会评价缺位，主要是基于特定时期的宏观社会环境。制度转型尚未完成，公民

社会尚未形成，民主和法制尚不健全，水资源管理脱离市场机制，而水权制度正在初步建立，这些是造成社会评价缺位的深层因素。从正式制度的规定来看，则如前所述，并不是因为法律规范的空白，而是由于其中可操作性的不足。

例如，水资源管理事务中的公众参与，根据国外经验，工业化和城市化造成水污染严重化和环保意识的增强，是公众参与水资源管理事务和进行社会评价的重要切入点。而在中国，尽管环境问题也已经日益突出，而专门对此作出规范的《水污染防治法》却显然忽视了公众参与水环境事件管理的要求。仅在该法第五条，规定因水污染危害直接受到损失的单位和个人，有权要求致害者排除危害和赔偿损失。这虽然可谓是为公民出于维护自身利益而参与水资源决策管理提供了某种程度的原则保障，但是由于此外缺少具体可行的规范，这种原则保障并不能够落实为对具体实践的保障。

关于法律规范之中操作性不足而对公众参与造成限制的基本倾向，在此还可以前述《环境影响评价法》为例，对比国外相关法律规定予以说明。

美国《国家环境政策法》是世界上最早规定环境影响评价制度的国家，但其对公众参与环境影响的评价，仅在第二篇第五节第 1 条规定应征求相关机构、部门、地方政府的意见，并明文规定环境影响报告书及相关机关的意见，应当依照《情报自由法》的规定对外公开，但对是否征求公众意见没有进行明确规定。不过，由国家环境质量委员会（Council on Environmental Quality, CEQ）制定的所谓ＣＥＱ条

例（国家环境政策法实施条例）对公众参与的程序作了详细规定，包括参与阶段、参与范围、参与人员、参与效果以及参与的限制等。如项目审查前不必通知公民，但审查后应通告，一般公开的时间为 45～90 天；公民可以参与规划过程；规划过程开放，为公众提供信息；公民有机会得到ＥＩＡ文件；公民可以提交有关项目书面评论；当局或建议者必须对公众意见作出反应；当有较大争议或公众对听证感兴趣时可要求举行听证；公众有权了解作出最后决定的理由；公众可以在参与环境影响评价（Environmental Impact Assessment, EIA）后不少于 30 天收到有关信息；公众可以质问 EIA 的充分性等等。此外，根据《行政程序法》，对行政机关的任何行为原则上均得审查，因此，虽然有关环境影响评价的法律没有明文规定司法审查，但实务中如果主管机关在环境影响评价程序中没有依照法律法规进行公众参与程序，造成信息损害或程序损害，或被认为有其他违法现象，有关利害关系人均可以依法提起诉讼。由此可见，美国关于公众参与环境影响评价的规定是相当完备的，其公众参与阶段早，参与事项全，参与有保障[2]。

对比美国，中国法律对水资源规划中公众参与的程序、方式缺乏进一步的明确规定，缺少可操作性。事实上，为了真正有效的推动公众参与，至少需要就以下方面进一步完善相关法律：规定环境影响评价文件充分公开(国家规定需要保密的情形除外)；公众参与环境影响评价的全过程；扩展除论证会、听证会之外的公众参与方式；扩展公

[2] 马绍峰，美中环境影响评价制度比较研究—兼评我国《环境影响评价法》，环境法论坛，2004 年 3 期，115-117，46

众参与范围，将政策、环境影响报告表、环境影响登记表列入公众参与范围；明确未按规定执行公众参与规定者的法律责任等等。

总体上，由于法律法规所体现的制度设计并未对具体可行的公众参与作出保障，由于先进的立法理念并未充分得到贯彻，公众参与实际上难以充分广泛的得以开展，所谓社会评价也就无从谈起。

2.2 公众参与不足和社会评价缺位对水资源管理的影响

正是在那些最需要公众参与和社会评价的方面，由于实际上的参与不足，中国水资源管理出现了严重的问题。这些问题显然包括了各种各样的水环境问题，水生态破坏的问题，水资源浪费的问题，以及各种原因引发的水资源冲突问题。这些问题可能表现于政府部门之间、地区之间，也可以表现于个人或企业之间。但是，根本上，它们都起因于个人推动的组织层面的参与的缺位。公众参与和社会评价缺位对水资源规划的制定和实施的重要性则可以一下案例以予以说明。

发展中国家的斯里兰卡 2001 年 3 月曾经出台了一部重要的水资源管理改革文件，即“国家水资源政策和制度安排”（National Water Resources Policy and Institutional Arrangements）。其中对水价和水权转让等提出了许多新意见。但是，这个法律文件及其所代表的改革设想最终不得不宣告失败。而斯里兰卡水资源管理制度改革的失败，其关键点却正在于缺少必要的公众参与[3]。在斯里兰卡水资源管理制度改

[3] Herath M. Gunatilake &Chennat Gopalakrishnan, Proposed Water Policy for Sri Lanka: The Policy versus the Policy Process, Water Resources Development, Vol. 18, No. 4, 545-562, 2002

革方案的制定问题上，有关研究特别指出，政策文件形成过程（它的公开性和程序的参与性）较之政策文件本身甚至更加重要，前者决定其被接受的程度和合理性、可行性。事实上，由于采取了单纯的自上而下的制定路线，过分依赖外国经验（亚洲开发银行、联合国粮农组织和荷兰政府提供基金和技术支持）而脱离本地历史传统，缺少透明度，缺少文化视角，忽视环境问题，最根本的，缺少公众参与乃至基本的公众知情权，斯里兰卡水资源管理制度的有关立法从一开始就引发了广泛的不信任感和敌对态度，被认为是特定利益集团所推动的、侵夺公众利益的阴谋。同样，由于严重缺少公开和公众参与（甚至只采用英语编写文本），立法内容严重偏离现实，缺少可行性，而很大程度上成为单纯的理论设想和闭门造车。立法部门之所以这么做，一部分原因是为了减少所谓由公众知情和参与引起的阻力，但是结果是出台了一个完全没有民意基础的法案，相关立法条款即使体现了公正性和改革的积极意图，却完全不被公众理解。这个案例研究充分揭示了水资源管理领域的利益分歧和种种复杂性，也有力的表明了水资源管理本质上的本土化和以公众参与为基础的特性一旦被忽视，公众参与缺位所可能导致的严重危险。事实上，公众参与和由此进行的广泛的社会评价，其重要性是一点也不逊色于那种专业化的、体制内的评价的，甚至在技术内容方面也是如此。而在现代政治环境下，公众参与和社会评价对于水资源管理领域的任何规划或立法的实际操作都是极其关键的。

由此可见，公众接受规划，则规划过程的合法正当和透明度较之

内容更重要。所以，为了更好适应公众参与的需要，水资源规划不能只是长期以来的自上而下（top-down）模式。规划语言的表述和新闻媒体的及时公开、论坛的形式也非常必要。同时，需要足够的时间可以供公众反馈意见。需要尽可能吸收非政府组织的参加。为了适应分歧的公众利益，政策规划制定者不能局限于单一部门和单一专业背景。水资源规划还必须尊重地方水资源管理经验和传统，切入地方水资源管理传统组织，为公众参与提供基础。

再以水污染的普遍化和严重化为例，显然，集中的、自上而下的水资源管理与分散和广泛的生态环境影响相互脱节，在管理逻辑上相互背离。如果直接感受到水环境污染和水生态破坏后果的广大民众被排除在水资源规划和其他水资源管理决策之外，不能指望管理体制本身会及时和负责的对这些问题作出反馈。而及时制定保护水环境和水生态的有关决策，离开公众的广泛参与，它也不可能付诸实践。在国家、流域、地区的利益博弈过程中，国家的环境管理可能是高度间接的，流域机构的权威则有待强化，而地方对发展工业和增强地方经济实力的追求则相当强烈。同时，水污染和水生态的破坏，不但对于企业和个人，而且对于地方来说，也多是具有外部性的，即消极后果在空间上与受益主体相互分离。以上世纪九十年代淮河流域由于小造纸、小化工、印染行业的过度发展导致严重的水污染的事例来看，淮河流域上游的河南省从这些导致严重污染的工业中取得地方经济增长，而污水排放影响所及，则远至安徽和江苏，城乡生活用水甚至都已经无法保障。因为长期以来没有形成各种层面公众参与的框架，缺

少组织的个人甚至地区对这种水污染难以有所作为。

再以水权分配和水权交易中农民水权无保障的情况为例。在近年来中国水权制度建设中，宁夏和内蒙古地区电厂和工业企业与农业灌区之间的所谓水权转换引人注目，但是由于农民水权无界定和无保障，农民在决策水权转换中缺少基本的参与，而是由地方水资源管理部门代行谈判，导致水权转换优化水资源配置和促进节水的效果大打折扣，节水知识反映于灌渠渗漏减少，田间节水并无变化，农民也全无田间节水的激励。良好的制度设计一旦缺少公众参与，其后果往往如此。

2.3 国外水资源规划及其社会参与模式

2.3.1 美国犹他州水资源规划案例

以下以美国犹他州水资源规划的基本项目为例，尝试说明美国水资源规划的基本内容。水资源规划的内容本身为公众参与和社会评价提供了空间，也影响到公众参与和社会评价的方式。在美国联邦制的体制下，州所具有的特殊法律地位，也决定了州的水资源规划是居于主体地位的。

犹他州水资源规划包括以下项目[4]：

1 人口统计和经济发展预测；

2 供水和用水；

3 管理（蓄水水库的管理；地表水和地下水的联合运用的管理；

[4] 张团囡译，美国犹他州水资源规划概述，水利规划设计 2000（3），54--61

河流和水库监测的管理（联邦、州和地方团体协同）；系统管理方法—协调多目标使用）；

4 管理体制和机构设施（涉及六个方面政策问题：水权转让--大区域水权转让看来无需管理；联邦对保留地水权的要求；水权的实施--强化法律手段；注入地下水控制规划；河流改道—维持河流作为有机的整体；联邦能源委员会的政策）；

5 州和联邦水资源基金规划；

6 水资源规划和开发（流域或区域规划、数据收集和统计以及其它特别规划）；

7 农业用水的保护和开发（灌溉水开发管理；农业用水和用地被挤占的问题；农业面源污染；农业节水）；

8 饮用水的开发和管理（供水系统工作人员资质管理和饮用水水源地的保护）；

9 水污染控制（废水处理基金—确保小团体集资渠道；控制水质恶化的政策和程序；主要蓄水池的水质；地下水质保护政策；水质保护规划）；

10 灾害和紧急反应（政策问题包括：防洪和洪水控制；洪泛区的州建筑物；洪泛区整治和湖水洪泛区整治；供水设施减灾规划；灾害的反应和重建；建立防灾规划的公共意识；州旱灾对策规划）；

11 鱼类及与水有关的野生生物（栖息地的连续丧失；河流资源的保护；河道稳定性和功能；水库施工的影响；输水系统和野生生物的矛盾；实地保护策略）；

12 水资源开发的娱乐用途（河流（娱乐功能的）评估；河道整治计划基金；娱乐活动的整体协调）；

13 联邦水利规划和开发；

14 节约用水；

15 工业用水（水资源规划的协调；工业用水的现有管理机构；工业用水和废水处理的关系；水的冷却；能源开发；工业开发）；

16 地下水(地下水和地表水的联合使用；地下水开采；人工补给地下水)；

17 河流流域规划概述。

其中联邦水利规划和开发居于相对次要的位置，但是也纳入规划因素之中。而在此之外，它充分体现了与社会经济的紧密联系、制度建设内容，以及水资源规划对各种利益和水资源规划目标的包容性。规划目标和规划项目涉及社会经济生活中方方面面，不同层次、不同利益群体、彼此冲突的诸多目标在水资源规划的名目下得到高度整合，这无疑为各相关群体的意见表达和最普遍的公众参与提供了基础。

2.3.2 美国科罗拉多河流域水资源规划中的公众参与和社会评价

而直接反映美国水资源规划中公众参与精神、以公众参与推动下的水资源社会评价作为规划基础的情况，可以举出美国西南部科罗拉多河流域的水资源规划为例。美国科罗拉多河流域管理的问题，在20 世纪 90 年代发生的深刻变化充分反映了美国水资源管理和水资源

规划领域的某些重要倾向，这就是日益强调以广泛的社会参与形成管理共识，协调诸多严重的水资源冲突，促进流域的水资源持续利用。随着根据著名的《科罗拉多协定》分配给下游各州的水量在 1996 年被用尽，州和州之间乃至上游州与下游州之间的水资源转让提上议事日程，诸如大峡谷国家公园的文化和环境资源保护问题日益重要，在州和流域层面保护濒危物种的问题更加严峻，原住民对水资源权利的伸张更加活跃和自觉，流域水资源管理问题的性质已经有所不同。从其外部环境来看，周边地区城市化进程导致的用水结构变化，环境保护和物种保护意识的加强，休闲旅游活动对水资源开发利用的新要求，都是影响这种转变的关键因素。

在种种复杂性因素的影响之下，联邦、州、区域和地方的管理者都尝试适应新的变化。但是，问题的复杂性在于，这里不仅涉及经济因素，而且涉及生活方式，土地利用，财产权利，以及文化遗产的因素。乡村地区人们对自身生活环境受到威胁的抵制，印第安人对自身水利益的呼吁，无论城乡，出于对水的审美价值的追求而要求水的自由流动的压力，在流域范围内保护文化资源的愿望，都造成一种保守主义和环保主义的倾向。而尺度之大，问题之互相交织冲突，使得要解决问题变得高度困难。

1994 年，由大峡谷信托公司（Great Canyon Trust）和 bureau of reclamation 达成协议，以澄清流域水资源及其它相关管理问题的问题性质和机理。在流域和服务区范围内，超过 650 个利益团体参加了科罗拉多河流域管理研究。这表明了面临的管理议题的多样性。科罗

拉多河工作组（workshop）则组织了史无前例的论坛，使得如此众多的利益团体得以一起成功讨论那些关键议题。

而有效管理的精髓则是，对多种利益主体和议题的高度包容，更有效的合作和战略规划，以及更充分的信息整合。在保留所谓河流法体系的基础上，各利益团体共同形成了开放的解决新问题的框架。

2.3.3 澳大利亚墨累-达令流域的水资源协商和公众参与

澳大利亚墨累-达令流域曾经面临严重的水生态环境问题，而这些问题的发生和水权制度实施背景下缺乏关于公共环境问题的各州之间的协商机制有关。同时，在水权制度的背景下，如果需要开展协商，这种协商必须贯彻到基层水权拥有者的水平。水权的协商非常直接的取决于公众的参与。为此，设计了旨在推动协商的各级流域组织，包括作为高级论坛的部长理事会，作为前者执行机构而又保持非政府机构和自治组织形式的流域委员会，不过，这两者的成员仍然具有官员身份和官方背景。因此，在此之后，又设立社区咨询委员会，作为部长理事会的咨询协调机构，它拥有先进的技术和畅通的社会网络，其影响可覆盖整个流域。委员会由地区代表和特别利益集团的代表组成，通常有 21 名成员，来自 4 个州、12 个地方流域机构和 4 个特殊利益群体。这 12 个地方流域机构是根据墨累－达令流域的特点，并适当考虑行政界线，将流域分成 12 个单元，并相应成立起来的。每个流域机构派 1 名代表加入社区咨询委员会。4 个特殊利益群体分别是全国农民联合会、澳大利亚自然保护基金会、澳大利亚地方政府协会、澳大利亚工会理事会。社区咨询委员会在人数规模受到限制的条

件下，仍体现了广泛的代表性。

社区咨询委员会的存在既为公众参与水资源管理提供了法定的渠道，也以其先进的技术支持帮助公众了解水资源管理的实际状况。其中“社区”的界定十分模糊，既可以地区为标准，也可以产业为标准，有的社区长期存在，有的只存在于特定时段。而且公众参与水资源管理的热情也并不一致。这些都是设计公众参与制度时应考虑之处。社区咨询委员会的组织构成就充分考虑了政治因素、地理因素和专业因素，最大限度内地代表了公众，为流域水资源管理的纵向一体化做出了贡献。由此可见，吸收公众参与已成为提高水资源管理水平的必然要求，是水资源管理民主化改革的重要组成部分。其中需要明确以下几个方面：首先，公众参与必须在协商的基础上进行；其次，协商不仅仅是一种工作方法，而是法定机制；再次，公众参与不是“全民参与，群众路线”，参与者是具有专业技能经严格选拔而产生的团体；最后，该团体应获得财政及政策上的保障和支持。

2.4 完善水资源规划社会评价的紧迫意义和改革方向

中国改革开放以来市场机制的逐步建立，水资源问题的日益严峻，以及更切近的，水权制度的尝试建立，都在不同层面推动水资源规划社会评价的发生、发展和完善。

市场机制本身的逐步建立，使得大部分资源的配置越来越脱离政府自上而下的严密控制，脱离行政机制下的配置方式，而日益采取市场机制。在由此造成的市场环境下，水资源作为基础性资源的地位也

日益提升，但是其配置至今仍主要依赖行政控制。其他资源的市场机制配置自然的要求对水资源一定程度的市场配置机制。而在两种配置机制混合和交错的情况下，显然会导致尖锐的矛盾、浪费和混乱。而要对水资源由行政配置转向市场配置，就要求改变单纯行政管理那种自上而下的管理者本位，深刻地转向在扩大参与基础上的、自下而上的用水者本位。

关于水资源紧缺及其造成经济社会和环境影响的报道层出不穷。最典型的是，水资源利用方式之间的冲突日益加剧，工业用水日益增长，对低效率的农业用水造成巨大压力，而生活用水和生态环境用水则受到水量短缺和水质污染的侵蚀。其深层原因在于水资源仍采取高度集中的行政管理，排斥了日益多元的用水利益的参与，无法适应越来越复杂的用水利益关系，也无法对日益尖锐的基层水问题如生活用水污染等代言。于是，只有采取用水者本位，吸纳多元用水利益群体参与水资源管理，才能从根本上缓解中国目前日益严峻的水资源危机。

出于建设节水型社会的政策目的，中国的水权制度建设近年来取得了一定进展。在地方政府之间自发产生的水资源贸易（东阳-义务案例就是其中之一），为了治理黄河断流而实施的黄河水量分配和调度，由此导致黄河流域省区内部的行业用水流转，黑河流域为了满足下游生态用水而制定限制中有用水量的黑河分水协议，并引起水票制度的创新，以及近来实施的在东北松辽流域部分小流域（如大凌河和霍林河）制定初始水权分配的方案，等等，使得水权制度建设的前景

变得乐观。在水资源所有权国有的前提下，水权制度建设的本旨在于水资源使用权的下放和水资源产权的人格化。因此，水权制度建设意味着水资源管理模式日益趋向用水者本位，意味着多元用水利益的更多介入和影响力增加。事实上，水权制度建设的一个主要方面正是用水利益者的广泛参与和权利保障。这是在现阶段讨论水资源规划之社会评价的最有利的前提，催生了水资源规划之公众参与和社会评价的最紧迫的动机。

对水资源规划之社会评价的方向进行估计，当然可以考虑到未来政治改革和政府管理方式改革的深刻影响，但是由此可能也会导致某种不确定性。因此，本文的研究局限于在上述几方面因素影响之下的变化趋势，尤其是在水权制度建设影响之下中国水资源规划社会评价的发展方向。

3 水资源规划社会评价制度体系的建立

原有水资源规划的框架需要作出全面调整，为社会评价的加入和加强提供可能；同时，社会评价需要采取与原有框架尽可能接近和适应的方式。作为对原有自上而下本位的评价方式的补充，社会评价强调自下而上的参与，但是也必须尊重规划的专业性和技术性，二者相互结合。

3.1 水资源规划社会评价和公众参与的系统调整

3.1.1 内涵的扩展

对本研究中社会评价的范畴必须有足够广泛的理解。首先，为了避免过分狭隘的理解水资源规划，而将其理解为一种明确水资源管理中多种问题解决方案的持续的过程，或者说，一种制度建构的过程，一种永不间断的公共选择的机制。那么，它本身和水资源管理之间的界限并不容易清晰界定。与此相应，水资源规划的社会评价必须被理解为一种基于水资源利益自觉、用水者权益保障、良好社会组织和更加开放的水资源规划制度之上持续的信息交流和协商互动的过程。必须是多元化水资源利益之上的多元主体的分散的、自下而上的参与，而不是高度集中的、自上而下的考察。必须是多种形式和允许非专业性存在的，而不能是单一形式和过多要求专业性的。

公众在其参与意识和参与能力增强的情况下，不仅仅是从自身利益出发对水资源规划进行批评的利益主体，也是在水资源管理技术方面、水资源信息方面对水资源规划提供宝贵帮助的工作成员。由于水资源问题的极端复杂，只有在地方和个体层面设身处地进行观察，因地制宜、充分利用地方传统经验，才能得到合理的解决。

在此集中澄清本论题中公众参与与社会评价的关系，并由此将论证集中于公众参与。很显然，水资源规划的公众参与和社会评价，首要关注的当然是公众参与这个具有成程序正义内涵的方面。社会评价与其说是关注某种业定的评价结果或者其技术内容，毋宁说显然是首先强调它和政府集中管理下专门化的评价相互区别，是一种开放的、社会化的、广泛的参与，是就其评价主体和评价方式而言的。正确界定公众参与其实就是在正确界定社会评价，前者是后者的核心和本

质。

3.1.2 内容的调整

社会评价的具体内容、指标并不是本项研究的主要目的。研究所着重阐明的是，在中国现实的水资源管理体制下，在结合水资源规划已有的制度、技术传统的基础上，面对水权制度建设的需求和由此导致的制度环境变化，如何建立水资源规划社会评价的机制。

调整包括以下方面：目标和观点方面，正视水资源管理的社会学方面的价值，对原先的规划理念和目标体系作出正式的调整；水资源规划法律法规和制度方面；水资源规划组织机构和参加者专业构成方面。对于目标和观点的调整，就是明确不是采用技术经济范式的评价，相反，是选择社会学范式的评价，即公众参与及其形成的社会评价。就是说，关注受到规划项目影响的人、组织及其围绕项目而形成的小社会。事实上，也只有在摆脱那种技术经济范式的评价目标（及其背后的规划哲学）之后，公众参与才变得必要和重要，由非专业的公众评价而形成社会评价才成为可能。也可以说，事实上水资源规划的目标和基本观点的变化已经发生。所谓问题集中于其规划人员专业背景的调整和法律制度的调整。

水资源规划本身需要作出深刻的改变，以充分适应开展社会评价的需要。这也是本项研究的基点之一。中国目前的水资源规划所存在的问题是，其目标体系所反映的规划视野相对狭窄，协商和评价较少涉及广泛的社会问题而局限于经济层面；参与者以地区和部门以及专业学术机构为主，基层和非官方的参与很少；缺少基于开放性的上下

互动，而带有传统计划模式自上而下决策的性质。对越来越广泛的水资源社会问题缺少敏感、追求经济开发目标而忽视多样化的水资源社会功能的单向度规划哲学、过度强调技术性和专业性而导致的封闭，等等，都是这种问题得以形成的重要因素。要对中国水资源规划在制度、方法论等方面进行变革，使其更加适应水资源社会评价的要求，必须基于专业水准的深刻理解和广泛参照国外先进经验。

其中最重要的是，哪些问题在现有水资源规划的框架内因为缺少参与而无法解决？在水资源规划采取自上而下的基本路线的情况下，通过对规划的局部和技术性调整，这些问题有无可能得到解决？对于在计划经济体制下形成和完善起来的、高度集中于经济方面（尤其是整体性的国家和地区经济发展战略）的现有水资源管理体制来说，水资源规划中强调对高度地方性的生态和环境问题、日益分化的个体水利益的关注，并不是一个简单的技术性问题。即使仅仅着眼于水资源的经济利用，在国家、流域、地区水平上追求总体经济利益最大化的动机即使是真实的，也必然和水资源利用的社会属性关注这种利益之细分的要求相互冲突。此外，在水权制度建设的推动下，越来越独立和分歧的各种基层水权的要求也难以纳入旧的制度框架及其逻辑之中。推动水资源规划的社会评价，正是希望从更宽广的视角出发，主要通过现有水资源规划体制之外的力量自下而上的广泛参与，解决这种深刻的内在矛盾。

3.1.3 方式和技术

体制内既有参与评价的机制可以也必须得到强化，为此需要展开

具体的法律制度建设。与此同时，体制外的更加广泛和形式多样的社会评价活动也相当重要。因为，体制内的水资源规划制定和社会评价相对而言是缺少灵活性和自发性的。对于复杂的水资源利益的调整，不定期的、多渠道的监督和参与评价是相当重要的。流域或者地区范围内水资源利益的冲突一旦引起关注，就可能需要开展非正式的、范围有限的协商，并从此形成更成熟的论题和付诸更正式更深入的讨论。论题的形成可能需要借助新闻媒体和学术机构的宣传和表述。随时组织的论坛对于自下而上自发式的意见表达来说是非常有用的形式。需要就这种论坛活动的具体方式、资金等保障、组成人员的专业性进行深入设计。在美国科罗拉多河流域的水资源规划中，论坛的形式取得很大的成功。促进流域内的信息交流、形成流域视野和收集整合多个专业领域的知识，是这种论坛协商的特点。最后，如何将体制外的评价引入体制内的评价和规划制定过程，就是说，赋予体制外非正式的社会评价机制以适当的权威性，是关系到法律制度建设的问题，也是作为制度建构力量的水资源规划的社会评价的目标所在。

3.2 水资源保护开发规划社会评价和公众参与的再界定

水资源保护开发规划中的社会评价和公众参与，其内涵可以从社会评价和公众参与这两个重要范畴出发重新予以界定。“公众参与”的定义可以从三个方面表达:①它是一个连续和双向地交换意见的过程，以增进公众了解政府机构，群体组织和私人公司所负责调查和拟

解决的环境问题的做法与过程；②将项目、计划、规划或政策制定以及评估活动的有关情况及其含义随时完整地通报给公众；③积极地征求全体有关公民对以下方面的意见和感觉:涉及项目决策和资源利用、备选方案及管理对策的酝酿和形成、信息的交换和推进公众参与的各种手段与目标。即“公众参与”包含了信息的馈给和反馈，体现了环境保护的主体———公众的意愿[5]。

而所谓社会评价，就是从评价的对象和主体两个方面必须体现社会性的要求。即对规划的评价是由社会公众参与和主导的，而评价的主题是关于规划之社会影响的。

而在水资源规划和水资源管理体制不完善的情况下，水资源规划的公众参与和社会评价也可以理解为制度建构的过程。社会评价过程中形成的机制从体制外逐步进入体制内，以社会评价推动体制的进一步开放和规范水资源规划的目标和方法，就是这种制度建构过程的体现。

通过将中国的水资源规划体系和更先进和成熟的水资源规划体系进行比较，或者对任何一种成熟的水资源规划体系进行历史考察，则会发现，水资源规划体系不断进步的最主要动力正在于水资源利用高度广泛的社会性导致的社会评价，而无论这种社会评价是否具有特殊的形式。这也意味着，水资源规划的技术形式本身未必是最重要的，也未必是高度稳定的，它和相关社会评价的互动和融合才是最重要的，它在其体系的每一方面从社会评价获取资源的能力和表现出的开

[5] 朱庚申，陈立群，论公众参与的环境伦理观，中国环境管理干部学院院报，15(2)，2005. 6， 16-19 .

放性，才是评价其优劣的最本质依据。因此，水资源规划社会评价的更深刻的功能，正是在长期内建构水资源规划体系乃至整个水资源管理体系。

而水权制度建设背景下中国水资源管理包括水资源规划体系正面临着迅速的建构过程。水资源规划的社会评价，就其作为制度建构的关键性力量而言，正需要展开深入的、紧密联系水权制度建设诸多方面的研究。

3.3 社会评价和公众参与的法律定位

对社会评价的权威性和必需性进行法律规范。如前所述，中国相关法律对水资源规划中的公众参与和社会评价本身是又有原则性规范的，但是却明显缺少更加具体可行的细致规定。在此，需要进一步借鉴国外成熟的水资源管理经验，在法律层面根本性的推动必要的变革。为此，以下借助对法国和以色列水法的列举和分析，更深入的辨析可能的法律制度建设的方式，甚至为中国水资源规划中公众参与和社会评价提供非常具体的借鉴。法国和以色列都是对水资源管理实施较为集中的管理，可以认为，它们对公众参与的法律规范及其立法思路，对于中国的相应问题具有更多的借鉴价值。

3.3.1 法国水法对公众参与和社会评价的有关规定：

首先，法国水法对其立法目的明确界定为对多种利用的平衡。法国水法（1992 年 1 月 3 日第 92-3 号关于水的法律）第二条：法律条款以水资源的平衡管理为目的。这种平衡管理是要确保（按照顺序）

保护各种水源地和湿地的水生态系统；防止各种污染；水资源开发和保护；水作为一种经济资源的增值和分配；以及满足几个细分用途、活动或工作的要求。这里所谓平衡多种利用中特别突出了水环境和水生态的目标，水资源保护的目标，其次才提及经济利用的目标。对水资源生态和环境价值以及水资源本身可持续性的突出强调，正好针对了水资源规划和利用中最容易发生外部影响的几个方面，且同时是最容易引发公众关注和需要公众参与的方面。这就从根本上确立了水法引导公众参与的精神。

其次，对水资源管理事务的组织机构做出不厌其烦、高度具体细致的规定，从而确保了任何公众参与的组织方式和参与途径、水资源管理的广泛代表性。在组织方面，设立流域委员会、地方水委员会和地方社区水协会。对每一级组织的组织方式、组成、职权、相互关系及其与中央和地方政府的关系作出详细规定。对水资源规划基于这种组织系统的操作程序作出详细规定。对公众参与的程序、时间和公众参与与政府管理结合而达成决策的程序也有充分子细致的规定。在这些规定之下，可以可靠的推进公众参与各种主题、各种层面的水资源规划和相关水资源管理决策。

其第三条：水开发和管理的总体规划应当有一个有能力的流域委员会，根据地方行政首长协调本流域事务的建议进行起草。流域委员会应寻求让国家议会、有关地方议会和一般性理事会的代表参加起草工作，他们将根据各自的职权范围提供有用的信息。流域委员会应当听取地方议会和一般性理事会对已决定提出的规划的意见。如果在提

交总体规划草案四个月内没有收到不同意见的话，则视为已经获得批准。

第四条：在每个流域，流域委员会总部所在地的地方行政首长应当指导和协调在该地区国家水资源调度和管理方面的政策，以便在相关地区和部门中促进中央在此领域分散行动的连续性和统一性。

其第五条对水资源开发和管理规划的制定程序和主要内容作出规定：由国家代表建立一个地方水委员会，以便起草、修正和监督水开发和管理规划的执行。其组成：50%为地方当局的代表和地方公有企业的代表，委员会的主席在这两家中选举产生。25%为相关用户、沿河土地所有者、专业协会和组织的代表。这些协会必须在地方水委员会成立之前已经合法存在至少五年，并且在它们的章程中有保护第一条所有或部分原则的宗旨（水是国家共同资产的一部分。作为一种可利用资源，在尊重自然平衡的同时，其保护、增值以及开发是符合大众利益的；在法律法规框架内，用水权利属于所有人）。

此规划应考虑第三条中提及的导则和国家、地方当局、当地或地区联合机构、公有公司、其他合法机构、办公有公司和辛迪加协会的计划。

此规划应列出优先领域，以确保实现第一段当中所确定的目标（广泛利用），要考虑自然水生环境的保护、水资源增值的需要、可能的农村开发和需要保证的不同用户之间的平衡。并作规划的经济和财务评价。

建议由地方水委员会起草或修改的水开发和管理规划，应提交给

有关的一般性和地区性的委员会以及流域委员会审阅。流域委员会将确保在其管理权限内协调水开发和管理规划。

规划建议书应由行政机构公之于众，并且在其附件中列出被征求意见人士的观点。该文件应有两个月时间供公众讨论。

在这段时间结束时，考虑了大众的意见、一般性委员会、地区性委员会和流域委员会的建议并作了最终修改的水开发和管理规划，应由行政机构批准后再由公众讨论。

第七条要求组建地方社区水协会：为了促进实施水开发和管理规划中提出的目标，行使第三十一条规定的全部权力或部分权力的地方当局或其群体，可以组成地方社区水协会。所述的地方水社区应当起草并采用一个多年的行动计划，并向地方水委员会提出以获批准。

其第十三条和第十八条明确规定了有关信息公开和公众参与的具体事项。第十三条：C. 有关居民用水的水质数据特别是在健康检查框架内进行的实验结果以及在私人土地上进行的水质检查结果应向第三方公开。地方行政首长按要求应定期用简明的、每个用户都能理解的语言向市长通报水质情况。水质情况应当在市政厅公布，或者用其他符合法规中规定条件的适当宣传方式予以公布。

第十八条：有关的地方行政首长和市长将用各种适当的方式通知市民有关事件和事故的情况、可预见的结果和已经采取的措施。

其第三十一条更对基层水资源管理组织的活动乃至专业性活动提出要求：依据市政法建立的企业协会和地方水资源管理组织，有权在该地区水资源开发与管理规划的框架内，采取农村法中所规定的程

序从事一切对公众有益的或急需的工作、基础设施或设备等项目的研究和实施。其目的在于：某一流域或水文地理流域某部分的开发；某亦非国家所有的水道，包括通向该水道道路的维护和改善；水的供应；对于雨水和径流的控制；保护水资源不受洪水及海潮的影响；对于相关污染的控制；地表水与地下水的保护与保持；水生生态、湿地以及河边林地构成物的保护与恢复；与民防有关的供水系统的改善。

3.3.2 以色列水法对公众参与和社会评价的有关规定：

同样，以色列水法也专门就水资源管理中涉及公众利益的事项作出保障公众参与的程序规范，并尽可能确定其参与内容。

以色列水资源匮乏，较之法国水法，以色列水法对水资源的管理更为集中，尽管如此，对于缺水情形下的管制用水，也仍作出保障公众权利和公众参与机会的规定。如第三十九条“对管制用水建议书的异议”提出：凡关注其地产和其他财产可能受到（配额用水区）管制用水建议书损害的人以及管制用水渠内的每一个（由于管制措施可能会使该地区将来的供水费用抬高的）用水户有权从建议书发布之日起60 天内以书面方式向水行政长官提出他认为合理的反对意见。

对水资源利用方面的工程规划等事项，要求保障公开性和对异议做出回应。第六十五条要求公布（水厂）规划建议书；第六十六条“规划的投诉”要求：任何人为受到损害者有权在公布规划建议书后的60 天内或在水行政长官规定的某个较长时期内向计划委员会提出异议。第六十七条“规划的批准”要求“在上述期限满足之后，应将规划建议书连同计划委员会对所提反对意见的结论以及规划倡议任何

水行政长官的见解一起报送农业部长审批”。

在第五章“组织机构”部分 A 节“水利委员会及其他团体”中，关于水利委员会（第一二五条）的职责规定“政府将任命一个水利委员会，以便能够向农业部长提供一些水政等方面问题的咨询，同时履行本水法规定的一些职责。其组成和变化可发布通知”。

第一二六条“水利委员会的组建”规定委员会组成中公众代表占据大多数，而对政府等代表的比例则规定上限。“水利委员会中公众代表不应少于该会会员的三分之二，而政府代表加上世界犹太组织的代表合计也不能超过三分之一”。

而在公众代表中，又对消费者代表的比例设定下限。要求“在公众代表中应当包含消费者的代表，他们应当结合各类用水方面的耗水数量和程度来任命；另外还有供水单位的代表，只要消费者方面的代表数不少于该委员会人数的一半即可”。

此外，在第一三四条“用户代表和水管局”，第一三五条“用户代表与地区委员会”，第一三六条“用户代表的组成”，第一三七条“用户代表的组成和工作议程”，均专门对用水户参与的各个环节进行了详细严格的规定。

3.3.3 中国水资源规划中公众参与和社会评价的法律定位

结合以上国外经验，保障公众参与水资源规划和管理事务的法律定位的关键点是：严格规定用水利益者参与的领域或事项；严格规定用水利益者参与的机构和组织方式；保持相关信息的公开性。在这种思路指导之下，基于系统的法律研究，结合水资源管理制度的不断改

革，中国水资源规划和管理领域的公众参与可以显著扩大。

水权制度的建设是一个重大的契机。由于明晰了基层用水户的用水权利，公众参与的权利基础得以建立。而一旦在这种用水权利之上附加所谓“环境权”（尽管这种说法在国内是有争议的，但是在大量国际文献中则已经被承认[6]），则公众参与水资源规划的权利基础将更加全面。环境影响评价制度是另一个推动公众参与水资源规划事务的关键制度。此外，诸如水利工程移民的社会评价、灌区管理体制改革等，都会从特定问题领域出发，促进形成中国特定体制环境和发展阶段下的公众参与模式。

3.4 水资源规划社会评价的多元化主题及其形成

主题应当是集中于所谓环境问题，因为这些问题深刻影响公众，而也只有通过公众才能得到反映；其次应当集中于水权制度中所谓第三方影响的问题。应关注环境知情权、决策参与权和救济请求权。

水资源规划本身是多个层级的体系，水资源利益也分化为不同空间和时间尺度的问题。特定层级的水资源规划也仍然可能是过于复杂的，过于专业性的。为此，为了兼顾社会评价的专业性和广泛性，需要划分多个层次，每次就少数论题进行评价、协商和讨论。

从空间尺度的划分来说，水资源规划的社会影响同时表现在国家层次、流域层次、地区层次和当地社区层次。这些尺度上的水资源规划问题及其相关的社会影响，既是相互融合的，也是相对独立的。如

[6] 李艳芳，公众参与环境影响评价制度研究，中国人民大学出版社，2004，97-111

果同时在所有层次上讨论，利益冲突的界限可能变得模糊，评价过程中将难以清晰界定其范围、机构和参与者，难以集中评价论题，并导致评价过程的效率低下、组织成本高昂和难以达成共识。并且，在国家、流域、地区和社区水平上对水资源规划的社会评价，其法律制度背景、参与评价所要求的专业性都是不同的，难以做出统一的安排。因此，需要按照水资源问题涉及空间尺度的不同，确定从社区到流域乃至国家分层级的评价过程，针对不同利益群体、由不同机构组织，进行社会评价。

就时间尺度的划分来说，由于水资源规划一般总是基于针对不同阶段的水资源和社会经济发展的预测，要求水资源规划社会评价也相应是考虑阶段性的。必须区分那些在现阶段最突出和明确的水资源问题，分类集中，提炼形成阶段性的社会评价的论题，组织开展社会评价。对这些适应于特定阶段的论题，进行社会评价的现实依据已经发生或易于预期，其社会影响的认同比较强烈，就社会影响问题进行协商的迫切要求也有利于高效率的参与。

在划分层级和阶段进行水资源规划的社会评价工作的过程中，重要的问题是，如何对专业性的水资源规划社会影响问题进行通俗的诠释，尤其是如何借助专业性的工作对论题进行分解和合成。基本思路是，对于目标、价值判断、结构和比例、重大变化、未来预期、风险或不确定性等方面，集中制定公众本位的研究和参与主题。将这些主题分割为日常的、可见的、直接和量化的项目，使其通俗化。实际上，如果充分推动信息公开，公众当中总会有具备专业素养和公益意识的

人士，敏锐的把握任何高度专业的水资源规划中那些关乎公众利益而必须以公众参与推动社会评价的方面。

同时，和这种层级划分、阶段主题的评价过程相应，必须推动形成一套更好的组织机构。它部分依托于政府各级水行政部门和学术机构，与水权制度建设中的层级机构一致，部分则需要独立的予以设计。

3.5 水资源规划社会评价的利益主体及其组织

3.5.1 利益主体的确认

由于水资源规划涉及到中央、地方多个决策层次，部门、地区多个决策主体，属于群决策问题；涉及到近期、远期多个决策时段，是多时段决策；具有社会经济和生态环境方面的多个决策目标，是典型的多目标决策问题；还涉及水资源自然、社会、经济、生态等内在属性，以及水文、工程、水量、水质、投资等多类约束条件，是一个高度复杂的多阶段、多层次、多目标、多决策主体的风险决策问题。同时，随着水资源日益紧缺导致水资源经济价值凸现，水生态和水环境价值越来越受到重视，以及与水资源利用相关的休闲、审美等活动的增加，水资源利用的社会影响越来越具有高度的广泛性和外部性。水资源规划的社会影响问题必须在制定规划的过程中得到充分的讨论。而决策过程中利益相关者的充分参与，是保障充分讨论的基本前提。很显然，对与水资源规划相关的、具有阶段性、多个层次、关于多个目标和多个主体的水资源利益如何界定，是研究水资源规划社会评价及其公众参与问题的重要方面。

这种水资源利益可以反映为地区利益、部门利益和特定群体的利益。可以包括经济利益、生态环境价值和某些具有抽象性的用水价值。可以有明确的利益主体，也可以是关系不特定主体的、具有公共物品属性的。其利益主体可以追溯到机构，也可以是组织（包括企业），还可能是在现有社会组织水平上分散的个人。在现状的水资源规划体制下，这些利益可能是包含在内的，也可能是排除在外的。其利益主体目前参与水资源规划制定过程的方式，可能是通过既有的法律制度和技术环节，也可能通过学术讨论等开放性的方式，更可能是由于缺少表达途径而排除于主流视野之外的。

对以上复杂多样的关系水资源规划社会影响的种种用水利益进行分门别类的整理，指出其在上述多个方面的差异性，这种差异性的社会学根据和法律制度的根据，是研究水资源规划中社会评价及其参与问题的切入点。尤其是对特定群体和特定组织的水资源利益，在现实条件下是隐蔽和表达不足的。笼统地说，这和中国社会组织程度不高尤其是民间组织资源的匮乏有关，和法律制度缺少保障公众参与的操作性规范有关。

首先，必须详细研究不同层级的水资源规划的目标体系、方法、参加者。深入分析其中利益者缺位的情况。可以说，这是在源头上纠正原先忽视公众参与水资源规划和管理事务的倾向。部门和地区的用水利益在水资源规划制定过程中有较多的考虑，而对生态环境影响的考察也在逐渐强化，但是，和社会组织的发展不足相关，广泛和多元化的用水利益者尚未充分介入对水资源规划的社会评价之中，尤其是

基层水资源利益是缺位的。而社会组织的发展不足，除了受到政治环境、法律环境等的限制之外，与水资源产权制度尚未完善、基层水权分配和保障尚未实现，也有密切的关联。在这种基础的制度环境下，水资源规划关注的利益主体当然只能适应于现实的水资源利益主体的格局，即主要是那些部门和地区层面的水资源利益。在这种制度环境及其特定的产权格局下，纷繁复杂的水资源利益的分歧仍然存在，但是对基层水平、个体层面、民间组织形态的水资源利益表达来说，却缺少基本的法律地位和制度途径。在县级水平上的水资源规划，由于更加接近基层水资源利益群体，可以作为现阶段强化水资源规划中公众参与和社会评价的着眼点。

其次，一个重要的问题是，如何区分公众的水资源利益，在什么条件下支持这种利益，并且支持这种水资源利益的组织。按照一种开放性的公众参与和社会评价思路，对水资源利益的表达不应该设置什么界限，但是，这会导致关于水资源利益正当性的争议。如果设想对水资源利益本身设定特别的标准，那么，在行政管理本位处于强势的情况下，在水资源利益表达和水资源利益组织发育不足的现实下，这可能导致公众参与水资源规划和水资源管理的空间进一步缩小。所以，对于水资源利益本身的正当性本身，采取事前的判断，实际上违背参与本身的程序正义内涵，是不足取的。

再次，另一个问题是，在体制内的水资源利益及其相应机构和基层水资源利益群体及其组织之间如何进行必要的区分。很显然，存在一种危险性，政府机构可能强制基层水资源利益群体通过其自身表

达，或者以公众利益的名义和基层水资源利益群体的形式表达其自身要求。例如，中国水资源冲突的一个重要方面表现为地区之间的冲突。这种冲突具有公众利益的基础，也有地方政府的背景。事实上，这并非水资源冲突最重要的方面，也不是开展水资源规划公众参与和社会评价的重点领域。但是，现实中这种以公众意见支持地方政府水资源利益的可能性是存在的。当然，具有地区色彩的公众利益本身是真实存在的。而那些与地方政府水资源利益（其背景是部门和地方利益）存在冲突的公众利益，如地区内部有关水生态和水环境问题，却可能招致地方政府的抵制而难以进行组织和实现意见表达。

最后，关于社会评价和公众参与的空间单元，应以水资源保护的最小自然单元—流域为开展水资源保护开发规划之社会评价和公众参与的基本单元。至于是在哪一级流域开展，则取决于现有主要和紧迫的水资源问题集中于哪个层面，以及现有的管理和组织机构的基础。

3.5.2 利益主体的组织

从社会学研究的视角，社会的结构性要素及其特征主要有以下四个：私人领域，即私人自主从事商品生产和交换的经济活动的领域；志愿性社团，即团体成员基于共同利益或信仰而结成的社团，具有非政府非营利的特征；公共领域；社会运动。公众中相关水资源利益群体的参与，是在超出私人领域的层面上进行的。因此，公众参与必然涉及一个逐步提高组织程度的过程。组织过程可以划分为民间自发性的组织和政府主导下的组织。前者无疑更适应于作为与政府决策相区

别的公众参与之独立性的要求，而后者则依托政府强势的资源，无疑在实施中更为可行。对于现实体制环境下的自发性公民组织，其可行性和组织资源主要依托于民间传统组织和其他各种非政府组织。

首先，在此必须注意到中国水资源管理的民间传统的重要性。在关于灌区农民用书组织参与灌区水资源管理决策的有关调查中，发现了一些典型案例，证明中国民间原有传统组织对于推动水资源问题的公众参与所具有的宝贵价值。

在浙江省的灌区管理中，农民用水户参与发挥的作用日益显著。这也是中国水权制度建设的背景下灌区管理及其它水资源管理领域推进公众参与的关键特征。在浙江省，民间水资源管理的传统悠久，由此形成了诸暨市持续四百年之久的水利会，在中国各地的农民用水户协会当中，其发展历史和组织形态具有典型性。对这些用水户协会与建国后计划管理的水资源管理体制如何结合及其适应过程进行考察，可以深刻揭示传统资源对于现代水资源管理规划的价值。这种参与在目前体制下是相对有限的，但是在水权制度建设所能提供的更加开放的制度环境下，它的意义是重大的。而且，在中国的不同地方，这种传统的水资源管理组织都普遍存在，且具有不同的、适应于各地水资源问题特点的组织方式和组织形态。

其次，对于社会上非政府组织的发展采取积极扶持的办法。非政府组织或志愿性社团应当作为公众参与的基本组织方式。目前，至少在城市社区水平上，组织这种社团或非政府组织的可能性是存在的。以 2003 年的统计为例，当时全国环保性质的非政府组织已经超过

2000 家[7]。而大学等机构的学术性社团，也可以作为组织特定群体的公众参与的重要形式。

对于政府更多介入乃至主导的公众参与的组织过程，在引发大量冲突的水利工程移民中有较好的案例。在广东省、河南省，分别针对水库移民规划的社会评价和移民过程的社会参与进行了调查。在权利意识强化、水权制度导致用水利益进一步分化的情况下，移民参与水利工程的利益分配对于持久解决移民的贫困问题具有重大的意义。移民对各种水利益的分割，也深入到水利工程相关水权的确定过程之中。例如，在亚洲开发银行等外部机构支持下，对大型水利工程小浪底水利枢纽移民计划，进行了系统组织公众参与的尝试。小浪底移民参与的案例如下。

小浪底移民安置中的公共协商和公众参与[8]

公共协商和参与。小浪底移民项目规划设计采用了公共协商和公共参与的方式，并在规划与实施过程中落到实处。

信息公开是这一过程的关键环节。各项目办通过各种媒体宣传项目信息，以便开展公共协商和公众参与，其中包括报纸、广播、宣传册(每户一册)、电视、移民政策汇编、移民安置简报、村务信息公告栏等。宣传内容涉及移民安置政策、补偿标准与措施、实物指标调查、替代安置方案、新址规划设计、移民申诉渠道等。同时，还通过全村会议、小组讨论和家庭走访等形式鼓励在实物指标复查、替代安置方

[7] 李艳芳，公众参与环境影响评价制度研究，中国人民大学出版社，2004，34

[8]中华人民共和国小浪底移民项目实施竣工报告，附件 10：移民安置和恢复期的公共咨询和参与（世界银行文件），2004.4

案、移民住房建设和移民安置实施等方面征求群众意见。虽然规划设计由设计院和政府担纲，但移民在安置计划的制定中拥有最后发言权。这一点在整个规划设计过程中得到了体现。

实物指标和人口调查：当地各级政府、移民村、村民和影响单位代表均参加了淹没实物指标和人口调查工作。各村代表确认集体财产后在调查表上签字。同时，影响家庭和单位代表也在调查表上签字，对其财产予以确认。应地方要求 1995 年对项目区进行了复查。

安置规划设计：在设计院的协助下，地方政府提出初步安置方案，并在影响村、移民和安置村进行宣传，征求大家的意见。组织移民代表参观安置区，与安置村进行座谈。有些村提出了自己的安置方案，由设计院对技术可行性进行评价并反复征求意见后予以确定。各安置点只有在征得移民同意后才能最后确定下来。

实施与设计方案：移民是移民安置实施计划的主角，在政府的协助与监督下推动实施进程。具体表现在以下几个方面：

经过反复座谈协商后，在移民乡与安置乡、移民村与安置村之间签订购地和安置协议；

安置区政府负责土地转让和补偿费支付，并进行协调和监督；

各家各户的安置方案由移民自己确定， 但如果与规划方案有出入，在与村委会讨论后由设计院和政府有关部门进行可行性评价，再由有关各方最后敲定；

新村布置与设计均征求各村同意；

宅基地通常按村民会议商定的办法进行划分， 一般经集体丈量、

划界、编号后以抽签的方式进行分配；

移民建房一般由各家各户根据全村总体规划自行安排；

资金补偿卡发到各户，并在村内进行公示；

耕地按村民会议商定的办法进行分配；

集体资金使用情况一般以公告栏的形式进行公示，并接受全体村民监督。

3.6 水资源规划公众参与和社会评价的阶段划分

在推动形成各种用水利益的组织水平提高的同时，也要考虑到其中制度建设的长期性和推动协商参与的渐进性，充分借重现有社会评价资源。水资源规划的社会评价及其参与性不是孤立的问题，其阶段性目标需要在判断中国整体社会政治改革进程的基础上设计。

这些阶段可能包括：第一步，进一步完善地区和部门的参与，扩充参与地区和部门；同时更多吸收学术机构的意见。第二步，推动逐渐发展的各种公益性社会组织包括非政府组织的参与；第三步，借助水权制度下形成的新型水资源管理制度，包括其协商机制，推动企业、灌区水平上的参与评价；最后，促进基层和社区的相关宣传和教育，培养对水资源问题的参与意识和参与能力，完善制度，逐步推动全面开放的公众参与和社会评价机制的形成。

这里的阶段划分包含了在中国现实的体制环境限制之下推动水资源管理领域或水资源规划中公众参与和社会评价的策略考量。显然，之所以在第一步特别强调完善地区和部门的参与，就是希望以此

作为公众参与政府管理水资源事务的结合点和切入点。一个突出的趋势时，中国水资源集中管理的体制正越来越受到部门和地方利益尤其是基层地方利益多元化的挑战。在这样一个部门和地方水资源利益日益分化的过程中，存在着更多之前被排除在政府管理视野之外的水生态环境、个人或群体水资源利益纳入其中的机会。同时，推动日益细分的部门和地方利益更具体的介入水资源管理和水资源规划，推动更加靠近基层的地方和部门利益得到体制内部的表达，其实也就是在为最基层的公众参与准备制度条件。而在政府行政机制必须成为扩大公众参与的关键依托的情况下，盲目强调正规意义上与政府和体制内管理相平行的公众参与，至少是缺乏可操作性的。

但是，这里存在一个显然的问题，从开放式的、发散型的公众参与，到经历特定阶段后集中的意见形成，显然并不是经过机械生硬的阶段划分就可以轻易完成的。任何一个参与阶段到下一阶段的过渡，都包含许多技术性的要求。如何整理该阶段形成的公众意见，如何在组织上确保该阶段公众意见向下一阶段的集中，如何处理难以统一的各种意见，如何评估意见背后利益和价值观等因素影响的正当性，如何平衡集中决策和最大限度参与的关系，都是非常困难的问题。在缺少非政府组织、基层民主尚未完善的情况下，在政府机构和民间组织形成良好互动的传统之前，要解决这些问题是困难的。

此外，时间因素也是一个问题，就是制定水资源开发保护规划的周期是否能够允许充分和有序的公众参与，是否能够适应公众分阶段参与的要求。水资源问题的紧迫性本身是否可以和规定程序的公众参

与过程相容，即是否可以保证公众参与的时效性，提高公众参与的水资源决策的效率，也都需要谨慎的安排。

3.7 社会评价和公众参与的程序

公众参与水资源规划的途径和程序可以按照以下设计进行。基本程序包括信息发布，信息收集，初步计划，提交正式计划，决策等环节。如前所列举的国外水法的经验，这些环节本身应当安排特定的时间，设定具体的方式。

在上述程序之上还需要叠加一个空间尺度不断扩展的过程。就是说，与行政区划和政府组织系统相一致，参与过程需要从基层做起，逐步达到更高行政层级和更大的行政区域。

3.8 社会评价和参与的机构建设

在管理层面，必须考虑体制内外机构设置的相互结合，这可以有两种思路。

第一种，在中央、地方和社区水平上同时考虑公众代表对政府机构 “嵌入”式的融合。在前述法国水法的规定中，体现的正是这种在机构层面直接对政府决策的参与。具体办法是在现有流域机构、地方水行政部门设立委员会，规定公众当中不同利益群体的代表数量和产生方式。这种思路在政治体制的现实之下，似乎不具备多少可行性。但是，参照国外经验，以中国现有流域机构、地方水行政部门为基础，

增加其中由用水利益方代表组成的委员会性质的机构，并积极组建地方社区水平用水者组织，则可以构成类似于国外流域委员会、地方水委员会和地方社区水委员会的层级结构，为水资源规划管理中的公众参与奠定基础。

第二种方式，就是充分允许行政机构之外各种机构和组织的发展和介入水资源管理，规范他们与政府部门的联系方式。可以考虑以大学和专业机构作为最初的社会评价的主持者，并逐渐推进专门的中介机构的建设。中介机构的建设和非政府组织的发育、市场经济制度的成熟、法律的完善都息息相关。机构的形成路径也可以包括自上而下和自下而上两种模式。此后，目前缺乏的主要是自下而上形成的用水利益者组织，应以推动用水利益者组织乃至更加广泛的关注水资源相关生态环境问题的社会文化团体的形成。

3.9 可能的技术手段

报纸期刊、广播电视、因特网对于基层水资源利益的表达、水资源问题的共识的形成、频繁的意见交流和协商争论、评价的公开性和透明性，最后，对于广泛的参与性，是极其重要的。如何利用这些现代传媒，不仅是一种技术问题。其背后可能涉及社会对舆论开放的容忍度、民主意识等观念层面的问题。但是，无论如何，随着平均受教育水平的不断提高，出版业的繁荣，广播电视的普及，网络的方兴未艾，在现实中，包括报纸期刊和广播电视在内的传统媒体的受众，以及已经数以亿计的中国网络用户，有望成为水资源管理在内的一切公

共事务最活跃的参与者。而从成长性来看，网络尤其是网络 BBS（Bulletin Board System,布告栏系统）成为公共领域得以形成的一个极为重要的途径。

网络 BBS 在设定讨论主题（连这种主题的设定本身也是开放和完全参与式的）之后可以吸引那些直接和间接的利益相关者的参与，激发论辩和形成互动，促进意见交流和信息共享，对于消除信息不对称和全面、深入的讨论以达成共识是极其有益的。由于网络 BBS 用户的知识层次较高，思想活跃，这种讨论可以达到相当的专业水准，同时可以很大程度避免各种利益既得者的干扰。由于公众参与本身可能存在体制障碍和成本，或者因为普遍存在的“搭便车”心理[9]，传统的公众参与方式本身也存在诸多困难；而对于网络用户的匿名参与讨论来说，上述困难是基本不存在的，这也是网络 BBS 作为公众参与和社会评价重要平台的优势所在。在网络用户迅速增加的中国，在保证有效管理的前提下建设网络 BBS 的讨论平台，适度公开水资源保护开发规划的方案，就水资源保护开发规划所涉及的几乎所有问题包括社会影响问题进行公开、开放、持续的讨论，不仅仅是一个技术上的进步，而且对于克服诸多体制障碍、进行真正意义上的社会评价，具有深刻的制度建设的内涵。

从关于三峡大坝的决策建设的争论（这种争论在网络 BBS 上印发正反面意见的激烈碰撞）、关于松花江水污染事件的激烈评论、关于怒江峡谷的水电开发展开的激烈网络辩论，中国水资源管理领域的

[9] 马赛，公众参与公共政策的困境分析，广西社会科学，2003 年 4 期，27-28

公众参与逐步升级，并深刻影响到重大水资源管理规划和决策的操作。其中怒江峡谷水电开发的网络争论可以作为一个生动的例子。从2003 年有关在怒江峡谷建设水电站的信息透露开始，在中国著名的BBS 天涯虚拟社区的一个注重学术讨论的板块（关天茶社），至今已经出现二十多个主帖就此进行争论。在参加讨论的人士中，包括各种专业背景，至 2004 年 3 月，近半年时间以来引起社会广泛关注的怒江水坝争议尘埃落定，总理温家宝明确批示：“对这类引起社会高度关注，且有环保方面不同意见的大型水电工程应慎重研究，科学决策。”而《怒江十三级水坝开发规划》被退回而终结。其中网络讨论所提供的意见和反映的民意的影响也是不容低估的。

从政府方面来说，也已经越来越注重网络所表达的民意。一些重要政策在制定中，往往通过试探性的发布有关争议意见，观察网络为主的公众意见表达，而据此进行调整。专门研究机构的民意调查和意见征询也日益倾向于重视网络 BBS 的公众意见表达平台。

当然，对包括网络在内的传媒的作用仍需要保持谨慎态度，正确理解和运用这种评价的成果。在本质上，网络 BBS 的积极意义在于消除信息不对称和信息封锁，极大促进公众的知情权和普及相关水资源管理的知识。但是，它距离制度化的公众参与尚存在很大距离。对网络辩论难以形成定论，是否能根据网络意见促进专业性的研究并充分影响政策制定，并没有明确和强制性的制度保障。此外，传媒包括网络在内的意见表达包含了复杂的社会学内涵，因此对传媒影响的社会学研究成果的借鉴，有利于更好的运用先进的传媒工具推动广泛的

社会评价。

4 建立水资源规划社会评价体系的保障和补充措施

在此将结合现有政策分析，讨论政策变化的动向，以及需要和可能的法律制度建设和其他措施。

4.1 结合水权制度的发展完善推动公众参与和社会评价

首先对水权制度建设背景下水资源规划社会评价和公众参与的问题需要更充分的讨论。

显然，中国目前正在加紧推行的水权制度建设，将从根本上改变原有的水资源管理体制，其中较为技术性的部分包括水资源规划，也将受到权利意识推动下社会参与广泛化的挑战。通过将集中的、行政力量主导下的水资源管理体制转向更加市场化的水权制度，利益主体更加多元和分散，利益者的权利保障机制将更加健全，同时，政府负责处理水资源利用外部性问题包括生态环境问题和公共安全问题等的责任更加强化。这样，水资源利益将变得更加自觉。只要允许用水利益者组织的普遍形成和层级化发展，尤其是主要用水者的、相对弱势的农民的用水组织的发展形成，包括各地区政府、政府各部门、行业协会、灌区组织、环保组织、当地社区组织在内的用水利益主体的全面参与就是可能的。需要探讨水权制度建设中用水利益的分化和用水利益者组织的形成过程。

在水权制度建设中发展起来的组织机构、协商机制、法律制度无疑是水资源规划社会评价及其广泛参与的关键性资源。在水权制度建设中明确起来的各种水资源问题和利益冲突，也是完善水资源规划社会评价机制的基本依据。

4.2 完善政府信息公开和司法审查制度

需要在立法框架内建立政府信息公开和司法审查制度。保障公众的知情权。关于信息公开，在传媒发达的现代社会是不存在技术困难的。如果对相关信息的公开作出严格明确的法律规范，指定其公开信息的范围、内容、方式、时间和程序，将为公众参与提供非常必要的条件。事实上，公众参与水资源规划等事务的关键环节正在于克服信息不对称的瓶颈，克服专业性规划造成的信息封闭，全面了解关乎自身利益的规划细节。只要有足够的信息披露，公众中具有专业素养和自觉参与意识的积极分子的活动，他们的动员组织，都足以在公众中形成某种一致的理解，而克服上述信息瓶颈。目前的困难时，在《环境影响评价法》等相关法律法规中几乎完全为对信息公开这一公众参与前提作出明文规定。司法审查制度则等同于由专业的政府部们从法律规定出发保障公众权利而制约水资源管理机关对公众水资源权利的侵害，即通过政府内部的制衡，为公众参与提供法律支持。

4.3 完善听证制度

公众听证制度具有非常重要的意义。现有法律法规包括、《环境

影响评价法》第十一条和第二十一条规定了举行论证会、听证会听虚意见的方式；《取水许可和水资源费征收管理条例》已经对涉及第三方利益的取水许可申请规定举办听证会。如果对综合性的水资源规划等水资源管理领域的重大决策均要求举办听证会，或者对任何侵害公众利益的规划和管理活动可以随时由个人或组织提请举办听证，公众参与制度化进程将得到具体而微的保障。

4.3 建立公益诉讼制度

建议建立环境公益诉讼制度。公民本人没有受到直接的环境侵害，但是可以公众受到环境侵害为由提起公益诉讼。对于具有高度社会责任感和环境意识的公众中的精英分子，他们可能主动承担发起和组织公众参与的首倡者的角色。在制度层面，如果要真正推动公众参与，公益诉讼制度将大大拓宽参与的渠道。

4.4 政府财政支持

在中国发展公众参与水资源规划和进行社会评价的初级阶段，在保障公众参与和社会评价的相关组织发展方面，政府的财政资金的支持是必要的。在政府财政支持基础上建立基金以支持特定非政府组织、农民用水户组织的形成和运转，组织论坛、促进宣传等，应当列为制度保障的一个方面。

4.5 培训和国际交流

为公众参与的可能性作准备的法律框架是公众全面参与必要的

先决条件，但是它还必须补充其他因素，以保证更广泛的公众参与。根据在匈牙利水资源管理公众参与方面的研究，这些因素大致包括:

（1)民间社团组织的活动和专业化；

(2)国际金融机构和其他外国赞助者提供的财政支援；

(3)由国际组织提供的方法支持；

(4)开展社会学习过程。

在中国国内诸如（非自愿）移民项目中的公众参与和环境问题的公众参与中，这些因素同样起到非常重要的作用。特别要突出强调的，是随着中国社会的对外开放程度不断提高和经济进一步全球化，这些因素对从外部推动中国水资源规划中公众参与和社会评价的制度建设的作用会进一步加强。其水环境、水法律、用水权力和义务、节水等水资源管理基本知识方面的普及教育是社会评价的重要基础。中，民间社团组织的专业化和社会学习过程的开展，可以借助诸如专业人士的技术援助包括政府支持下或自愿的法律援助而迅速进展。通过这种教育宣传活动，强化公众的权利意识和公共意识，培养其分析评价水资源管理问题的能力。

也有一些因素妨碍公众的有效参与，例如:

(1)政府官员和规划人员对公众参与的阻力；

(2)缺乏有效管理公众参与过程方面的知识；

(3)公众缺乏兴趣，态度消极；

(4)各利害相关方之间缺乏信任；

(5)在发展民间社团方面出现的某些负面趋势[10]。

针对上述方面，制度的改进和公众参与事例的增多本身就会引起积极的变化。

4.6 以试点推进公众参与和社会评价的成熟

最后，必须明确，所谓水资源规划和管理中的公众参与和社会评价，本质上是一个实践性问题。通过试点，在局部地区、特定政策过程中推动相关实践，无疑会非常有助于形成具有地方特色、适合中国体制环境的公众参与模式。在此值得一提的是，随着黄河水量调度计划的实施，水权制度的建设，对黄河水的利用、对河道生态需水的保障有了改善。在此过程中，政策环境是支持包括生态和环境目标在内的社会评价的，水权制度建设尤其是初始水权向基层的逐步分配更是一个推进公众参与的过程。因此，如何在流域向省级分配水权的基础上推动自上而下与自下而上结合的水权分配，省级以下各级水利部门和主要的用水部门、基层用水群体在这个过程中的力量对比和行政关系，它们之间的社会互动和寻求共识的社会评价过程，都是具有典型性的。就此开展主题明确的、系统的公众参与和社会评价试点实践，将为该领域的进步提供重大的契机。

[10] A. 瓦里，匈牙利公众参与水资源管理的经验，水利水电快报，26（9），2005.5，9-11

课题 I-5
关于建立与节水政策相关的用水户的协同规则

杨宁（水利部发展研究中心）

关于建立与节水政策相关的用水户的协同规则

一、中国的水资源形势和目前的节水型社会建设情况

（一） 中国水资源形势分析

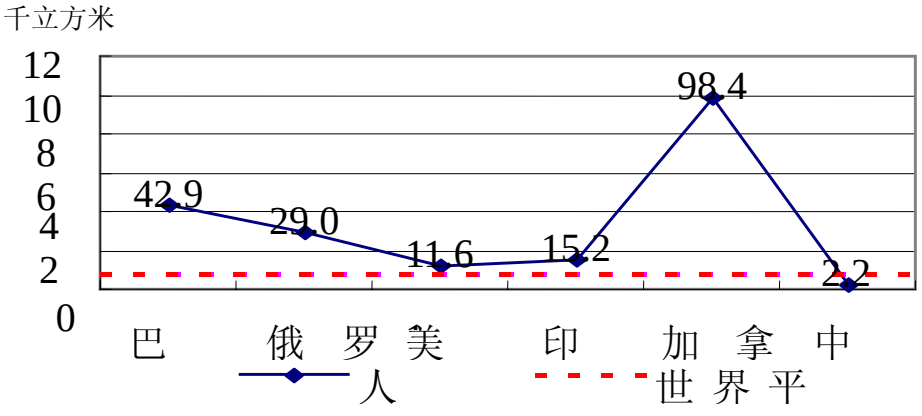
1. 水资源现状

中国是发展中的人口大国，由于地形、地貌、地理位置、气候等自然因素和快速增长及与之相伴的污染等经济社会因素，水资源矛盾和问题日益突出，具体表现为“水多、水少、水脏和水土流失”四大问题，其中“水少”即水资源短缺是四大问题的首要矛盾，已成为制约中国经济社会发展的最大瓶颈。

（1） 人均水资源量少

中国多年平均年降水量约 6 万亿立方米，其中 54%即 3.2 万亿立方米左右通过土地蒸发和植物散布又回到大气中，余下的约有 2.8 万亿立方米绝大部分形成了地面径流，极少部分渗入地下。这是中国拥有的淡水资源总量。这一总量仅低于巴西、俄罗斯、加拿大、美国和印度尼西亚，居世界第六位。但因中国人口基数大，人均拥有水资源量仅为 2200 立方米，约占世界人均占有量的四分之一，见图 1。

图 1 中国水资源量与其它国家和地区比较示意图



（2）时空分布不均

中国水资源受降水的影响，时空分布不均，基本上是南方丰富，北方贫乏，旱灾的发生机率比较高。中国长江及其以南地区的流域面积（包括长江流域片、珠江流域片、浙闽台诸河片、西南诸河片）占全国总面积的36.5%，却拥有全国80.9%的水资源量；北方地区和西北内陆地区面积（包括淮河流域片、黄河流域片、海滦河流域片、辽河流域片、黑龙江流域片以及额尔其斯河的中国流域范围）占全国 63.5%，拥有的水资源量占全国19.1%，其中西北内陆河流域及额尔其斯河中国流域范围的水资源量仅占全国的4.6%。另外，降雨年内年际变化也很大，基本上是夏秋多、冬春少。因此，中国经常发生冬春旱和春旱，这种干旱出现的频率达到 40%以上，其中华南和西南地区可达50～60%。中国长江中下游地区也经常会发生“伏旱”即“卡脖子旱”，频率达50%左右。而在西北内陆地区则经常干旱，甚至持续连年大旱。从历史上来说，中国基本上是两年左右就要发生一次较大的旱灾。

（3）水资源与人口、耕地分布不匹配

中国北方片人口占全国总人口的五分之二，但水资源量不足全国水资源的五分之一，北方片人均水资源量为1127立方米，仅为南方片人均的三分之一。在全国人均水资源量不足1000立方米的10个省区中，北方片占了8个。中国北方片耕地面积占全国的五分之三，南方片占全国的五分之二，南方片每亩耕地占有水资源量为1913立方米，而北方片只有631立方米，前者是后者的3倍。

（4）水污染加剧，地下水严重超采

中国工业化起步后，特别是近二十多年来改革开放以后，水污染十分严重，而且并未得到有效的遏制。1990 年全国城市污水排放量为 179 亿立方米，1999 年达到 351 亿立方米，翻了一番，其中 80%的污水未经处理直接排入水体。全国 75%以上的湖泊水域受污染。同时，中国地下水严重超采。调查资料显示，全国多年平均地下水开采量达 74 亿立方米，超采区共有 164 片，超采面积达 18.2 万平方公里，其中严重超采区 7.8 万平方公里。这些严重超采区已经形成了地下漏斗区，在一些地方引起了地方沉降、裂缝、建筑物被破坏、海水入侵、水质变化等一系列地质灾害。

水资源的紧缺已经影响和制约了中国经济的发展。目前中国用水需求如果按照正常需求和不超采地下水，中国年缺水量约 300 亿～400 亿立方米，倘遇大旱年份，缺额更多。全国 668 座城市中有 400 多座缺水，其比例达三分之二，日缺水量 1600 万立方米，每年影响工业产值 2300 亿元。在近几年北方连续大旱的每年夏秋之季，天津、济南、青岛、大连等城市，不得不牺牲工业企业利益，停下诸多工厂以保城市居民用水。干旱缺水对农业造成的损失更为严重。全国一般年份农田受旱面积都有 1 亿～3 亿亩，遇干旱年份，受旱面积更大。2001 年 6 月全国受旱面积一度达到 4.2 亿亩。1999 年以来北方及其它地区由于不断出现干旱，造成城乡人民生活用水紧张，有 3300 万农村人口和 1450 万头大牲畜发生饮水困难，17 个省 364 座县级以上城镇缺水，日缺水量达 1305 万立方米，影响人口 2198 万。

2.未来 10-20 年中国水资源供需形势分析

中国是一个发展中国家，农业目前在国民经济比重很高，整体工业技术和工艺水平还比较低，第三产业不发达，与发达国家相比我国在用水水

平和用水效率上还存在着很大的差距。

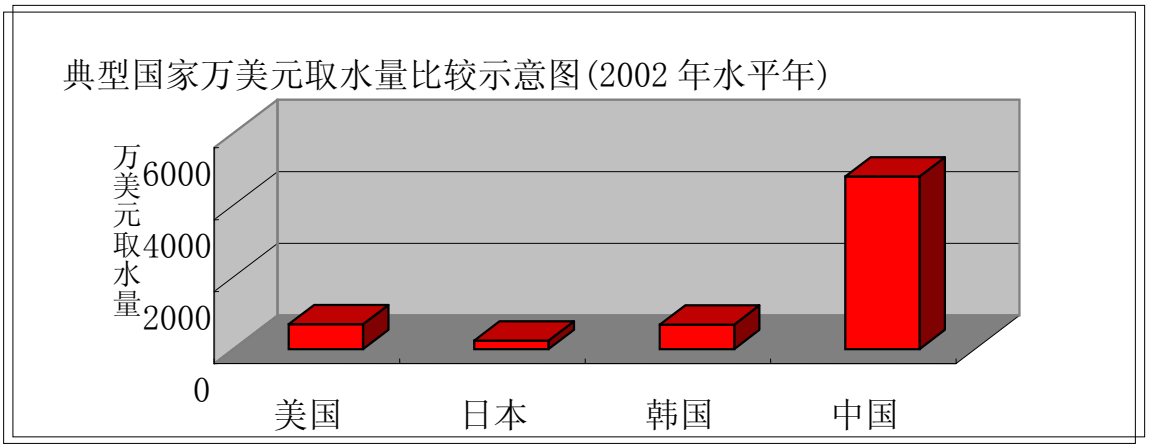


图 2 典型国家用水效率比较示意图

改革开放以来，中国的经济发展很快，并且保持了稳定的发展势头，根据有关规划资料和研究，中国 2010 年中国的 GDP 预计达到 18 万亿元，人均 12850 元。

根据对世界上典型国家用水水平和用水效率与水资源条件及经济社会发展水平的综合分析，得出的单位 GDP 取水量与人均 GDP 的关系模行为：

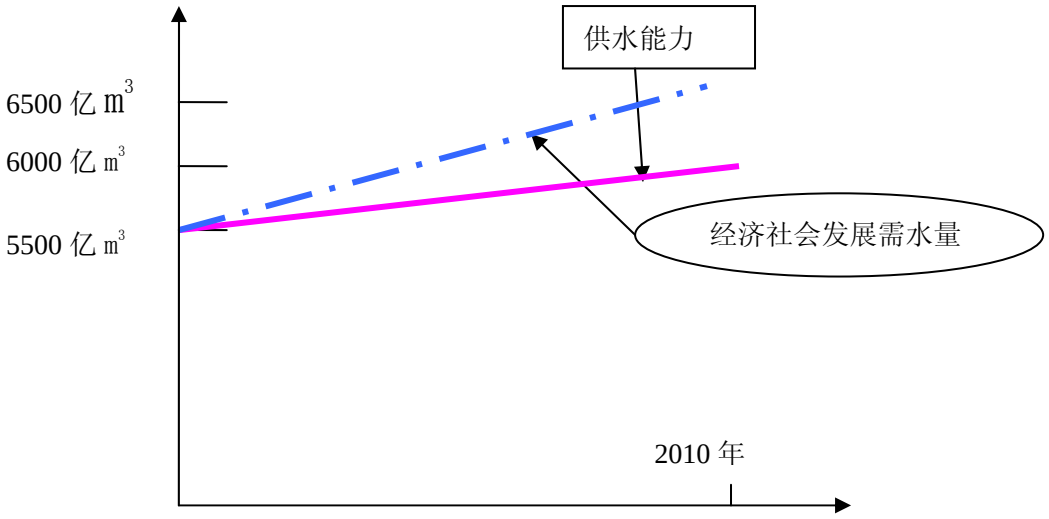
$Y=3E+06*x^{-0.955}$

其中，Y为单位GDP取水量（m^3/万元），X为人均GDP（元）

根据前面的经济社会发展预测 2010 年中国的 GDP 预计达到 18 万亿元，人均 12850 元。

按照该模型测算出到 2010 年，中国的万元 GDP 取水量为 381 m^3。用水总量达到 6858 亿 m^3。

2003 年，中国各类供水工程的供水能力大约为 5800 亿 m^3，按照中国的水资源的开发利用现状和相关的发展规划，到 2010 年全国的供水能力大约达到 6500 亿 m^3。如果考虑到工程的有效利用能力到 2010 年全国的可供水水量大约达到 6000 亿 m^3。



仅仅采取常规的用水管理和节水政策和难以解决经济社会发展不断增长的用水需求，尤其是中国的极限水资源可用量为8000-9000亿m^3，到2020年水资源短缺与经济社会发展的矛盾将会更为突出。

（二）中国节水型社会建设试点情况

水利部从 2001 年开始开展节水型社会建设试点工作。他们根据各地的水资源特性概况，确立了以甘肃省张掖市、四川省绵阳市、辽宁省大连市、陕西省西安市等为首批全国节水型社会建设试点单位，与此同时，各省也陆续进行了省级节水型社会试点的工作。目前国家级节水型社会建设试点方案业已得到水利部和各省人民政府的批复，各省级试点方案大部分均已编制完成或正在编制，部分试点单位已经取得了初步成效。

1. 进行了有效的节水管理体制改革

试点为了有效地推进节水型社会建设，都进行了节水管理体制改革，为节水型社会建设提供了可靠的体制保障。

2001 年底，大连市在政府机构改革中，撤消了公用局和水利局，组建了大连市水务局，开始对城乡水务实行一体化管理，由大连市水务局水资源处，

负责全市城乡的节水管理工作。山东省部分试点地区也积极进行了深化机构改革工作，如淄博市把原属市建设局的城市节约用水办公室划归淄博市水利与渔业局所属的水资源办公室，组建了淄博市节约用水办公室。淄博市在全国率先成立了市、区两级水资源（节水）管理机构，建立了水资源管理的“淄博模式”；此外，在企业内部，建立了“厂—车间—班组”三级节水管理网络。通过改革理顺了节水管理体制，使节水工作更加协调，大大提高了工作效率。

2.部分试点初步建立了水权制度框架

部分试点通过水权制度建设，为用水总量控制提供了较好的保障。张掖市明晰各级水权，层层实施用水总量控制。将全市用水权总量逐级分配到各县（区）、乡（镇）、村、社，明晰到户，配水到地。同时按照经济社会发展对未来水资源的需求，明确工业、农业、生活和生态用水总量和比例，从而在行政和行业两个层面赋予水行政主管部门对水资源的总体调配权和各行业对水资源的有限使用权。同时张掖市积极培育水市场，允许水量自由交易。农民用水完全实行“水票制”。即农民根据《水权证》标明的水量购买水票，由用水户持水权证向水管单位购买每灌溉轮次水量，水管单位凭票供水，确保总量控制，促进水价到位，方便水量交易。出台了《张掖市农业用水交易指导意见》，政府对交易价格予以指导。如果超额用水，需通过市场交易从有水票节余者手中购买，价格也是“随行就市”。

大连市在节水型社会试点建设中首先明确初始水权，重新核定各用水户的用水定额，分配初始用水量，并规定凡 1988 年以后成立的企业和 1988 年以

前建成的企业需要增加水量的需购买用水权指标，缴纳水资源增容费。

3.建立和完善的用水管理制度

（1）建立健全用水总量控制和定额管理制度

各试点根据当地的水资源特点和产业结构及产业布局，建立健全用水总量控制和定额管理制度，为用水总量控制和定额管理提供了制度和技术支持。

（2）实行了科学的水价制度

各试点地区都比较重视利用水价这个有效的经济手段促使用水户逐步树立了节约用水意识，较好地实现的节约用水的目的。

绵阳市还改革了水价计收方式，在农业用水方面实行了两部制水价，工业、服务业用水实行超定额、超计划累进加价，生活用水方面实行了阶梯式水价。

山东省规定使用公共供水的单位和个人超定额用水的，按照超定额累进加价制度交纳水费；使用自备水源的单位和个人超定额用水的，按照超定额累进加价制度加纳水资源费。

河北省衡水市桃城区种高村采用超声波流量计结合不同的出水口计算出用电量和出水量的折算系数来计量水量。从２００４年１０月种高村开始实施了浮动水价制度。具体的做法是：以平均亩次灌水量作为奖罚的浮动定额，上、下浮动５％不予奖罚，用水量超过基数１０m^3以内的，超出部分的水量每立方米处罚０．０３元；超用水量在１０～２０m^3之间的，超过部分的水量每立方米处罚０．０７元；超过水量在２０m^3以上的，超出部分的水量每立方米处罚０．１元。节约用水１０m^3以内的，节约的水量每立方米奖励０．０３元；节约用水在１０～２０m^3之间的，节约的水

量每立方米奖励０．０７元；节约用水２０m^3以上的，节约的水量每立方米奖励０．１元。通过实施以上措施，节水效果明显，小麦造墒时节灌措施使用率约７０％，每公顷节水１５９m^3。

三道河灌区按渠系成立农民用水者协会，制定相应的管理制度和协会章程，发挥农民自我管理、民主管理的积极性，减少管理成本，提高供水效率。同时，农民用水者协会还要积极对水价监督并参与水价制定，使水价管理的全过程公开、公正和公平，充分保护农民的利益。灌区供水单位通过适当的方式在当地新闻媒体公示供水价格和水费计收办法，水管单位、用水者协会、用水户之间应该签订协议合同，实行“水价、水量和水费”三公开，接受用水农户的监督和质询。用水户结清全部水费时，灌溉经营者开具统一印制的《湖北省水利工程水费发票》，发票内容包括基本水价、计量水价和群管费，即为农民终端水价。

（3）强化取水许可与水资源有偿使用制度

各试点都比较重视强化取水许可和水资源费的征收工作，比较有效的控制了用水秩序和用水总量。

如大连市出台了《大连市城区地下水取水许可制度》、《大连市市区地下水取水许可审批暂行规定》等法规条例、陕西省自 2001 年出台了《陕西省人民政府关于修改〈陕西省取水许可制度实施细则〉的决定》山东省结合水资源分布和经济结构情况，陆续出台了《山东省水资源费征收使用管理办法》等文件法规。

（4）建立健全排污许可制度。

各试点地区根据当地的资源、经济情况，陆续出台了排污许可制度方面、污染者付费制度和水环境保护制度，有效的遏制了水环境的恶化状况。

4.非常规水源的开发利用取得了一定进展

我国的北方和西北地区有大量的苦咸水资源，华东沿海地区拥有丰富的海水资源，随着常规水源开发利用难度的加大，单纯依靠常规水源已经很难维系社会经济的可持续发展，因此合理开发利用海水，再生污水、中水和雨水等非常规水源成为节水型社会建设中资源科学利用的重要内容，目前部分节水型社会建设试点已经对非常规水源的开发利用进行了有益探索。

大连市利用海水资源丰富的优势，实施了海水替代淡水战略。目前全市共有 21 个单位直接利用海水，年利用量达 13.14 亿 m^3。在河北衡水，积极利用咸淡混浇技术广泛利用了浅层苦咸水，很大程度上解决了当地农业灌溉用水。

5.积极探索了民营资本参与节水及相关产业运作的新路子

节水型社会建设需要广泛的公众参与，民营资本参与节水及相关产业的运作和经营，将极大的加速节水型社会的建设进程。

绵阳市以产权制度改革为核心，建立以民营为主的小型水利工程管理制度，把“集体管不好，群众管不到”的小型水利工程，通过产权改革还权于民。全市通过转让、拍卖、租赁、承包等多种形式对 24000 多处小型水利工程成功进行了产权制度改革，回收资金 7633 万元。通过改革，将用水户与所有者相统一，节水与用水户的利益相统一，调动了积极性，使节水成为一个稳定、长效的自觉行为。

山东省邹平县本着自愿的原则，鼓励民营资本参与节水产业经营，通过向水利职工公开发售股票的形式，集中民营资本兴建了韩店平原水库，水库参与市场化经营，邹平县人民政府把从水库建设节省下来的资金，用于全县的

自来水管网节水改造，大大的降低了管网漏失率，提高了水资源利用效率和效益。民营资本的参与不仅增加了节水型社会建设的投入，而且使群众从经营中获得了收益，探索出了一条民营水利的新路子。

6.进行了多种形式的节水文化和宣传活动

节水型社会建设是全社会共同参与的系统工程，需要广泛的宣传节水意识和节水文化，提高全民的水危机意识与节水意识，积极参与节水型社会的建设。许多试点地区采取了多种有效的方式、方法推动节水文化宣传活动的广泛开展。如大连市由主管部门和职能部门组织进行了各种形式的节约用水宣传教育活动，水务主管部门组织了多次有针对性的水资源管理和节水政策法规和业务培训班，重点提高全市水管干部职工的政策水平和业务水平；同时，每年还以“世界水日”、“城市节水宣传周”为契机，开展集中的全市性节水宣传活动，市民还自发的进行了各种形式的节水宣传活动，编写了脍炙人口的“节水诗”；2004 年在水利部展览音像制作中心的支持下，摄制了《水与大连》电视专题片。

7.进行产业结构调整，初步形成了水资源承载力相适应的经济结构体系。

各地试点在推进节水型社会建设时，都把产业结构调整，形成水资源承载力相适应的经济结构体系作为一项重要的工作内容。

张掖市围绕实施工业强市战略，发挥水能、矿产资源优势，重点做好电、煤、钨三篇大文章。围绕实施产业富民战略，着力推进农业产业化经营。

绵阳市也积极进行农业种植业内部结构调整，减少高耗水作物的种植面积，增加经济作物的种植比例，发展高效节水农业。

（三）试点工作面临的困难和存在的问题

1.部分节水型社会建设试点工作还没有得到当地政府的积极响应。

部分节水型社会建设试点由于当地政府特别是主要负责人的重视，节水型社会建设推动比较被动。其原因有三：一是政府官员缺乏“忧患意识”。部分地区认为当地的水资源能够满足当前的经济和社会发展，不需要节水，因此对投入大量资金搞节水型社会认识不足，安于现状，缺乏长远意识。二是存在畏难情绪。节水型社会是一项前无古人的事业，没有现成的答案和经验可以遵循，因此一些地方感到思路不清晰，工作难度大，存在畏难情绪。三是缺乏对节水型社会本质的深刻理解和准确把握。一些地方认为只有工程建设才能出政绩，是硬任务，而节水型社会建设周期长，见效慢，是软任务，沉不下去，工作动力不足。由于部分认识上的误区，部分政府负责人认为节水型社会建设会影响限制经济社会发展，影响任内政绩，对节水型社会建设热情不高，消极应付。

2.节水型社会建设资金投入不足。

节水型社会建设无论在软件方面还是在硬件方面都需要一定规模的投入。无论节水型社会建设的制度建设、宣传，还是计量设施和监控设施，都需要资金的推动。由于目前还没有比较稳定的节水型社会建设资金投入渠道，使节水型社会建设的资金无保障，也严重影响到这些地区的工作积极性。这个问题几乎是所有试点单位的共性问题，严重困扰了节水型社会建设的推进。特别是在西北和华北及西南经济不发达地区，捉襟见肘的地方财政难以对节水型社会建设进行必要的投入。几乎所有的试点地区都提出这个问题，希望水利部及相关部门能够给予必要的资金支持，否则，节水型社会建设将成为

无源之水，无本之木，下一步的工作难以为继。

3.管理体制的障碍仍然存在，水行政部门内部缺乏协调。

由于节水型社会试点建设是一项庞大的系统工程，是政治、经济、资源、技术及法规的综合集成，这便要求它需要树立良好的系统观，而常规的工作思路和方法往往难以适应节水型社会建设的要求。

在部分试点地区，仍有多部门管水的情况，水利、城建、环保还有国土等多部门分头管理。政出多门使水资源的管理和节水型社会建设难以形成有效的合力。各试点地区间普遍存在“各自为战”系统差的现象，大多数地区只注重局部工作而忽略了节水工作的整体性和系统性，从而导致对已有的经验也缺乏系统性的总结。

除了水资源管理体制障碍外，水利部门内部的管理也有事权划分不清，协同性差的问题。在这次试点调研中普遍存在流域机构与地方水行政部门间的事权划分不清，水行政部门内部沟通协调不够，水资源、农水、水保、工管等各部门没有将本部门工作与节水型社会建设的总体安排有机的相结合，更好地推动节水型社会建设。

4.制度建设滞后，政策体系不顺，缺乏有效的落实措施，工作难以推动。

建立节水型社会是一场深刻的社会变革，核心是建立有效的制度体系。节水意识和观念的全面树立、节水投入的大幅度增加、节水技术的大规模普及只有在一个有效的制度框架下才可能发生。目前节水型社会建设的制度设计和相关法律法规明显滞后，对节水型社会建设的推进和明确各部门的职责十分不利，对节水型社会建设的制度设计和相关法律法规重视不够。同时机构

能力有待加强，对节水型社会遇到的各类问题的应变解决能力亟待提高。

很多试点地区在的节水型社会建设的规划和实施方案没有结合当地的实际，提出比较详细的具体措施和落实具体执行人，也难以确定合理的目标，没有一套完整的，科学的节水型社会评价指标体系，工作缺乏具体可操作的手段。例如没有完善的计量设施很难落实总量控制、定额管理的要求，很多制度设计过于粗框，缺乏可实施的具体办法和标准。所以在在节水型社会建设时难免感到无处着手，推动乏力。

节水型社会建设是一项全新的事业，由于我国复杂的国情和各类政策法规存在的诸多不协调的因素，各地在推进工程中常常对国家各部门的政策法规壁垒十分困惑，给节水型社会建设工作的推动带来消极的影响，如农业水价的超额加价很容易被理解为增加农民负担，节约用水的奖励资金无处可出等。

5.缺乏鼓励非常规水源利用和节水产品的相关产业政策和财税政策。

经过淡化的海水、中水、雨水及地下苦咸水等非常规水源作为重要的补充水源虽然在开发利用方面有了一定进展，但目前的利用数量还十分有限，总量不及总用水量的 3%。除了技术层面的因素外，其缺乏相关的产业政策扶植乃是限制非常规水源开发利用的一个主要原因。

目前节水产品开发研究虽然取得了一些进展，但推广应用非常有限，其中一个重要原因就是没有优惠的财税政策支持，成本高居不下，市场竞争力不足。

6.政策法规领域有诸多不协调之处。

目前政策法规领域还有许多政策和法律的空白，节水问题是原则讲得比较

多，具体操作办法和强制性措施较少。在各地节水型社会建设中制定的各项规章制度如何与《行政许可法》相衔接，是各地实践遇到的普遍问题。中央及各级政府前后出台的各项政策也有不少矛盾之处，使各地在推行节水型社会建设中无所适从，如中央企业水资源费免征的政策使许多地方企业处于不公平的地位，也不利于节水型社会建设的顺利推动。

二、博弈论与公共政策

（一）博弈论概述

博弈论又称对策论，是使用严谨的数学模型研究冲突对抗条件下最优决策问题的理论。作为一门正式学科，博弈论是在 20 世纪 40 年代形成并发展起来的。近 2 0 年来，博弈论作为分析和解决冲突和合作的工具，在管理科学等领域得到广泛的应用。

尽管对具有博弈性质的问题的研究可以追溯到 19 世纪甚至更早。例如2000 多年前中国著名军事家孙武的后代孙膑利用博弈论方法帮助田忌赛马取胜等等都属于早期博弈论的萌芽。冯·诺伊曼于 1944 年与合作者摩根斯坦发表了经典的论文《博弈论与经济行为》。这篇论文的发表，标志着现代系统博弈理论的的初步形成。冯·诺依曼和摩根斯特恩的《博弈论与经济行为》一书中提出的标准型、扩展型和合作型博弈模型解的概念和分析方法，奠定了这门学科的理论基础。

纳什在 1950 年和 1951 年的两篇开创性论文《n 人博弈的均衡点》和《非合作博弈》提出了纳什均衡的概念和均衡存在定理。纳什的非合作博弈的理论比冯·诺伊曼的合作博弈理论更能反映现实的情况，因此将冯·诺依曼的“极小极大定理”推到非合作博弈领域，找到了普遍化的方法和均衡

点。

博弈论对人的基本假定是：人是理性的。每个博弈者在决定采取何种行动时，不但要根据自身的利益和目的行事，还必须考虑到他的决策行为对其他人的可能影响，以及其他人的反应行为的可能后果，通过选择最佳行动计划，来寻求收益或效用的最大化。

博弈论是研究决策主体在给定信息结构下如何决策以最大化自己的效用，以及不同决策主体之间决策的均衡。博弈论由 3 个基本要素组成：一是决策主体；二是给定的信息结构，可以理解为参与人可选择的策略和行动空间，又叫策略集；三是效用，是可以定义或量化的参与人的利益，也是所有参与人真正关心的东西，又称偏好或支付函数。参与人，策略集和效用构成了一个基本的博弈。博弈论可以分为合作博弈和非合作博弈。两者的区别在于参与人在博弈过程中是否能够达成一个具有约束力的协议。倘若不能，则称非合作博弈。非合作博弈的参与人在选择自己的行动时，优先考虑的是如何维护自己的利益。 合作博弈强调的是集体主义，团体理性，是效率、公平、公正。合作博弈最典型的例子就是石油输出国组织欧佩克，其 1960 年 9 月，由伊朗、伊拉克、科威特、沙特阿拉伯和委内瑞拉的代表在巴格达开会，决定联合起来共同对付西方石油公司，维护石油收入。随着成员的增加，欧佩克发展成为亚洲、非洲和拉丁美洲一些主要石油生产国的国际性石油组织。欧佩克协调和统一各成员国的石油政策，并以石油生产配额制的手段来维护它们各自和共同的利益,把国际石油价格稳定在公平合理的水平上。非合作博弈则强调个人理性、个人最优决策，其结果是有时有效率，有时则不然。

人类共有的资源是有限的，当每个人都试图从有限的资源中多拿一点儿时，就产生了局部利益与整体利益的冲突。人口问题、资源危机、交通阻塞，都可以在社会悖论中得以解释，在这些问题中，关键是通过研究，制定游戏规则来控制每个人的行为。

（二）公众利益与公共政策

英国人哈定 1968 年在《科学》杂志上发表的文章《公共策略》中提出。“在共享公有物的社会中，每个人，也就是所有人都追求各自的最大利益。这就是悲剧的所在。每个人都被锁定在一个迫使他在有限范围内无节制地增加牲畜的制度中。毁灭是所有人都奔向的目的地。因为在信奉公有物自由的社会当中，每个人均追求自己的最大利益。公有物自由给所有人带来了毁灭。”

资源和环境作为公共自由物，是全体国民的公共财产，如果没有合理的资源和环境的公共政策安排，就将产生公共地悲剧，是资源和环境很快耗竭，难以支撑经济社会的可持续发展。

因此，对于市场失灵的公共物品的公共政策安排就显的非常重要，公共政策可就是为达到一定目标而制定的行动方案或行动准则。其作用是规范和指导有关机构、团体或个人的行动，其表达形式包括法律法规，行政规定或命令，国家领导人口头或书面指示，政府大型规划、具体行动计划及相关策略等。公共政策具有导向功能、管制功能、调控功能、分配功能。

为避免公共事物的退化、保护公共事物、可持续地利用公共事物从而增进人类的福利，公共政策的制定必须是为了社会的“公共”利益而不是任

何特定私人的利益而制定的。但社会并不是一个密不可分的整体，而是由一个个实在的人组成的，而人和人、集团和集团之间的利益经常发生冲突。在纷繁复杂的现代社会，个人利益是多样化的，且彼此之间经常发生难以调和的冲突。“公共利益”必须以个体利益为基础，并最终落实到个体利益之上。或用数学的语言来表达，公共利益应该是个体利益的某个“函数”：

U = f（u1, u2, ...,un）　（1）

其中公共利益（U）通常被称为社会效益或社会效用（Utility）函数，个体利益（ui；i = 1, 2, ...,n）则通常被称为个人效用函数，其中 n 是公共利益的计算过程中所包括的个体总数。 公共利益可定义为社会各成员的个体利益之和，也就是效用函数形式被定义为简单的线形叠加：

U = u1 + u2 + ... + un　（2）

作为公共物品的公共政策，是集体行动的要求和必然。公共政策变迁便是一个由众多局中人参与的互动博弈过程。在政策变迁的博弈中，博弈参与者或局中人包括政府、利益集团、公民个人等；博弈预期则是政策利益，其中包含物质利益和精神利益两种；博弈规则是参与博弈的外部所能提供规则；博弈策略是局中人所选取的竞赛技术和方法；博弈方式主要表现为合作博弈和非合作博弈两种。由于有着不同的显示偏好、预期利益、知识水平、技术信息等，政策参与者之间的博弈铸造了政策变迁的人为动力，政策变迁实际上就是一种动态的政策博弈。由于集体行动的逻辑，人类理性与政策公共性之间的矛盾始终存在，因而博弈所引发的政策悖论现象也不可避免。

古希腊哲人亚里士多德曾经说过：“凡是属于最多数人的公共事务常常是最少受人照顾的事务，人们关怀着自己的所有，而忽视公共的事务；对于公共的一切，他至多只留心到其中对他个人多少有些相关的事务。”一般来说，集团的全体成员对获得这一集团利益有着共同的兴趣，但他们对承担为获得这一集体利益而要付出的成本却没有共同的兴趣。每个人都希望别人付出全部成本，而且不管他自己是否分担了成本，一般总能得到提供的利益。”

集体行动的困境说明，集体行动未必能导致集体利益或公共利益，在由 n 人所组成的公共事务管理中便是如此，比如集体行动困境可以导致公共产品供给短缺、公共资源利用无度、公共秩序混沌失序、公共组织效率缺失、公共政策执行失范等。我们常常可以见到这样一种悖论状态：既存政策是多数人不满意的，但这种不满意的政策又能够较长地维持。因为理性的个人都存在着“搭便车”的动机，每一个人只想获取最大化的 1 / n 的收益（假设存在 n 人的集体），却不愿承担哪怕最小化的 1/n 的成本。理性的算计只顾追求自己利益的最大化，新政策的推行成为了一纸空文，个体理性导致了政策的非理性，于是这部分人便成了政策变迁中的个人主义者；二则对于受益型政策希望别人能够“示范”、对于受损型政策希望自己能够逃脱损亏，于是乎等待观望、伺机寻利、伺时出击，这些人也就顺其自然地成为了政策变迁中的机会主义者；三则虽然这个政策不合理，但分摊到个人身上的损亏是相对较小的，人们宁愿忍受这个不合理的政策，也不愿去创新一项从整体来说收益更大的政策，于是这部分人便成为了政策变迁中的保守主义者。

由于参与者拥有的不完全信息，一次博弈并不能使政策处于各方满意状态，它需要多次重复博弈，并掌握相对充分的信息，才能达到一种纳什均衡。所以，政策变迁就是一个将政策受益从零和博弈转向非零和博弈的重复博弈过程，也是一个由非合作走向合作、由不完全信息走向相对完全信息的重复博弈过程。

政策变迁的效益一般呈现这样一个特征：在变迁初期，由于政策惯性的存在，政策变革的阻力很大，付出的成本也大，，政策效益不很明显；在变迁中期，由于政策资源到位、参与群体配合默契，摩擦成本降低，一旦突破瓶颈后便效益大增；在变迁后期，由于政策老化、疲劳、磨损，政策耗损特别大，政策效益逐渐降低，甚至趋向于零。

（三）公众参与公共政策制定的必要性

随着社会主义市场经济和政治民主乃至行政民主的迅速发展，公共政策已经成为政府调控现代市场经济和进行社会管理不可或缺的重要手段之一，其作用和影响愈来愈大。为了制定出科学、合理、公正的公共政策，需要公众的积极参与，全面反映攻中的不同利益诉求，提高公共政策质量。

作为公共政策核心制定与执行主体的政府，由于其知识可能是不完备的，所获信息可能是不充分的，理性能力是有限的等，而导致其行为的结果与目标背道而驰。

首先，政策的需求信息来自社会民众或团体（利益集团）。任何一项政策的实际需求总是来自社会的实际需要，代表公众实际利益和要求的政策总是从民间社会首先萌发。且任何公共政策总是涉及广大民众的，公共政

策应是以保护他们的起码利益为目的的。另外民众也是公共政策运行的主体，公共政策的执行常常需要施政者与影响对象之间的密切合作。如果后者是被动的、消极的，那么政策的效果会打打折扣或成本大增。所以，政策的最终实施依靠社会的贯彻。而且，一项政策制定出来以后，也只有回到民间社会去被检验，才能发现其是否符合实际的需要，是否需要作进一步的调整，而这一切都是只能以现实的需要和检验才能做出判断。民众参与公共政策的制定过程也十分必要。这不但可以加深他们对政策意义的理解，也会增加他们配合政策运行的自觉性。而且，政策制定者也只有在充分考虑到政策相对人的态度、利益得失，才能够制定出最符合社会需要、最能为社会公众所接受的公共政策。

其次通过公众参与，可减少政策上的流弊与个人的私欲，进而确保一个更可行及公平的决策。基于每个人知识有限，思维的方法不同，群体智慧对于决策来说相信是比较优越和可靠的，因为这是经过众人参与，互补长短的情况下得出来的。其次，通过意见的交流和不同观点的冲击，不但可以使个人的眼界得以开阔，而且个人的私欲亦得到调适，使政策依据群体的意愿而作出。有助于政策决策主体把政策目标的确立和政策措施、手段的选择建立在符合公众利益和愿望的基础之上，以减少政策决策的盲目性，提高政策的合法性。

另外，通过公众参与，促进了政策相对人主体地位的确立。激发政策相对人对公共政策的认同感和接受主动性，减少政策执行中的阻力。还有助于改变政策研究和咨询过程中普遍存在的自上而下的单一视角，而代之

以自上而下和自下而上相结合的双重视角。

三、用水者节水行为博弈分析

不同的政策条件和用水者的节水道德意识对用水者的用水者节水策略具有很大影响。在无节水政策约束情况下，由于布节水行为不用付出任何成本，用水者的纳什均衡即为均采取不节水方式，总体收益为最低；有水政策约束情况下，如果节水政策的力度不够，就不足以使用水者改变不节水改变行为策略，如果节水政策的强力介入，博弈的优势策略将会为均采取节水方式。另外考虑到节水意识 以及用水信息的完备性也对用水者的节水策略有一定影响。

（一）无节水政策约束情况下节水行为博弈分析

假设甲、乙共用一公共管网取水，可供水量为限额供应Q，单位用水效用为U，假设Q*U=20，管网节水成本为J=12，通过节水投入可节约用水50%，则单位用水效用为2U，甲、乙双方会根据自身个人利益选择节水策略和不节水策略。如果将未来收益按贴现折算成现值，各种策略组合的支付如下：

甲、乙双方都选择节水方式，收益均为 14；他们都选择非节水方式，收益均为10；其中一人选择节水方式，一人选择非节水方式，则选择非节水者的收益为20，而选择节水者的收益为8。这个博弈的支付矩阵如表3-1。

表 3-1　节水博弈

甲	乙	
	节水	不节水
节水	14，14	8，20
不节水	20，8	10，10

显然，　这个博弈只有一个纳什均衡即双方的优势策略为均采取不节水方式，尽管总体收益为最低。

（二）有节水政策约束情况下节水行为博弈分析

同样假设甲、乙共用一公共管网取水，可供水量为限额供应Q，单位用水效用为U，假设Q*U=20，管网节水成本为J=12，通过节水投入可节约用水50%，则单位用水效用为2U，节水政策要将会对不节水行为通过经济价格调控和行政处罚等手段，使不节水者损失收益1-15。甲、乙双方会根据自身个人利益选择节水策略和不节水策略。如果将未来收益按贴现折算成现值，各种策略组合的支付如下：

1.节水政策干预较弱

在这种情况下节水政策要将会对不节水行为通过经济价格调控和行政处罚等手段，使不节水者损失收益1。甲、乙双方都选择节水方式，收益均为 14；他们都选择非节水方式，收益均为9；其中一人选择节水方式，一人选择非节水方式，则选择非节水者的收益为19，而选择节水者的收益为8。这个博弈的支付矩阵如表 3-2。

表 3-2　节水博弈

甲	乙	
	节水	不节水
节水	14，14	8，19
不节水	19，8	9，9

显然，　由于节水政策的力度不够，不足以使不节水改变行为策略。在这个博弈的双方的优势策略为均采取不节水方式，尽管总体收益为最低。

2. 节水政策干预较强

在这种情况下节水政策干预力度较强，节水政策将会对不节水行为通过经济价格调控和行政处罚等手段，使不节水者损失 15。但这中情况也可能出现别的负面效应。甲、乙双方都选择节水方式，收益均为 14；他们都选择非节水方式，收益均为-5；其中一人选择节水方式，一人选择非节水方式，则选择非节水者的收益为 6，而选择节水者的收益为 8。这个博弈的支付矩阵如表 3-3。

表 3-3　节水博弈

甲	乙	
	节水	不节水
节水	14，14	8，5

不节水	5，8	-5，-5

显然，　由于节水政策的强力介入，这个博弈的双方的优势策略为均采取节水方式，尽管总体收益为最低。

（三）考虑到节水意识和人们用水道德水平下节水行为博弈分析

在现实生活中，人们的行为方式和决策不仅仅取决于经济利益的预期，也与人们的价值观和道德水准有关。道德意识和社会伦理能从内、外部非经济激励人们选择其道德观所倾向“善”的行为。在内心信念激励下，人们会选择合乎道德的行为，因为这样良心能得到肯定和安慰，引起情感上的满足；在外部社会舆论约束下，人们也会选择合乎道德的行为，因为这样会受到社会舆论的称赞和尊重，引起自我实现成功的满足。所以，选择符合社会道德共识的行为能给履行者自己带来非经济利益。

引用前面的例子，设甲、乙两人分别认为自己选择节水行为策略后能享受非经济利益为 M1 和 M2（效用），而选择不节水行为策略后就不能得到任何非经济利益。M1、M2 与甲、乙两人的道德水准和节水意识高低相关，人们的道德水准和节水意识越高，他们选择节水策略所能享受到的非经济利益越大。

甲、乙两人的实际博弈是根据综合利益值（即非经济利益值＋经济利益值）的综合预期支付矩阵为表 3-4 矩阵。

表 3-4　甲、乙两人综合预期支付矩阵

甲	乙	
	节水	不节水
节水	a_{11}+ M1，a_{21}+M_2	a_{12}+ M2，b_{21}
不节水	b_{11}，a_{22}+M_2	b_{12}，b_{22}

其中，a_{ij}，b_{ij}(i,j=1,2) 为甲、乙两人在不同策略组合状态下的效用值。

假设 M 1、M2 分别比较低，M1=M2=1，甲、乙两人的综合预期支付矩阵为矩阵值为：

甲	乙	
	节水	不节水
节水	15，15	9，20
不节水	20，9	10，10

则双方的优势策略为仍均采取不节水方式，尽管总体收益为最低。

显然，甲乙两人虽然有一定的节水意识，也认同节约用水，只是这种道德的水准不高，经不住巨大的经济利益的诱惑，而选择不节水行为。

假设 M 1、M2 分别比较高，M1=M2=5，甲、乙两人的综合预期支付矩阵为矩阵值为：

甲	乙	
	节水	不节水

节水	19，19	13，20
不节水	20，13	10，10

则这个博弈的纳什均衡为仍均采取节水方式。

（四）不完备信息下节水行为博弈分析

在现实情况下，由于知识、能力、对博弈规则、其他参加者得偏好和信念以及所处策略环境等因素影响，每位参与者不可能知道其他人的相关信息，博弈的策略基本上是根据自己的判断和偏好作出的。因此在这种情况下，由于信息的缺失，可能造成博弈的纳什均衡背离应有的结果。

还以前面博弈模行为例，假设甲乙两人的实际节水道德意识水平较高，其效用值均为 M1=M2=5，但这样的信息双方都不了解，仅能根据自己的判断估算出它们的期望值，乙估计甲的 M1=1。甲估计乙 M2=1。彼此低估对方节水道德意识。那么甲、乙两人的综合预期支付矩阵见表 3-5。

表 3-5　甲、乙两人综合预期支付矩阵

甲	乙	
	节水	不节水
节水	15，15	9，20
不节水	20，9	10，10

则双方的优势策略为仍均采取不节水方式。显然，甲乙两人都低估了对方的节水道德的水准，而选择不节水行为。

上述模型推广到 n 个用水户的情况，也将得到同样的结果。

四、确定合理的节水政策

传统经济学认为：人的经济行为的根本动机是自利，每个人都有权追求自己的利益，没有自私社会就不会进步，现代社会的财富是建立在对每个人自利权利的保护上的。但在现时生活中，基于各种原因，人不可能具备完全理性，不可能掌握所有知识和信息。信息不对称的情况经常出现，人们常常要在缺乏完全了解的情况下，根据主观意识进行决策，博弈论中囚徒困境揭示了个体理性的选择与群体理性选择之间的矛盾，从个体利益出发的行为往往不能实现团体的最大利益；从个体理性出发的行为最终也不一定能真正实现个体的最大利益，甚至会得到相当差的结果，每个行为主体的利己主义决策结果，可能是有效率的，也可能是无效率的，但多次重复这种决策肯定是低效率的。公共地悲剧表明在公有物自由的社会当中，每个人均追求自己的最大利益，公有物自由给所有人带来了毁灭。

水资源作为经济发展中最重要的公共资源之一，要实现高效用水和水资源的合理配置，就必须要在各类用水户间进行有效沟通形成共同愿景、采取违规行为之后的及时惩罚、提高用水户的自身道德素质等措施。

在进行节水政策设计时，可以引入博弈论理论指导人们如何进行决策、以及这种决策的如何达到均衡。每个用水户在决定采取何种行动时，不但要根据自身的利益和目的行事，还必须考虑到他的决策行为对其他人的可能影响，以及其他人的反应行为的可能后果，通过选择最佳行动计划，来寻求节水收益或效用的最大化。

合理的节水政策要有道德和经济奖惩机制设计，同时节水政策本身的实施成本较低，公众能够积极参与并能理解节水政策。道德感自然地使得人们对用水的不道德的行为谴责或者对用水不道德的人不采取合作，从而使得用水不道德的人遭受损失。但用水道德约束有其自身的局限性。它对用水不道德的行为的抑制是有限度的，在道德作用失效情况下，就必须设置经济奖惩机制，清楚、慎重地考虑规则制定的前瞻性、适应性和高效性，从经济上对损害公共利益的用水行为进行抑制。

（一）合理的节水政策应实现的目标

作为公共政策之一的节水政策的制定不应当简单地以节水为目标，而是合理的经济、非经济的奖惩机制建立，以达到优化水资源配置，实现经济社会可持续发展的根本目标，实现用水效益总体最优。通过节水政策的的介入，促使用水者调整用水行为。通过自律组织，在独立用水的同时，作为用水者组织的成员，在水的分配调整、管理及自身利益的维护上通过协商协议使全体成员形成协同一致的水利用形态，提高水资源利用的边际社会经济效益，实现全社会用水在生产和消费上的高效合理利用，提高水资源的社会、经济和生态效益，满足生产发展、生活富裕、生态良好对水资源的需求。节水政策实施前后的水资源——社会经济综合边际效益比较示意图见图 4-1。

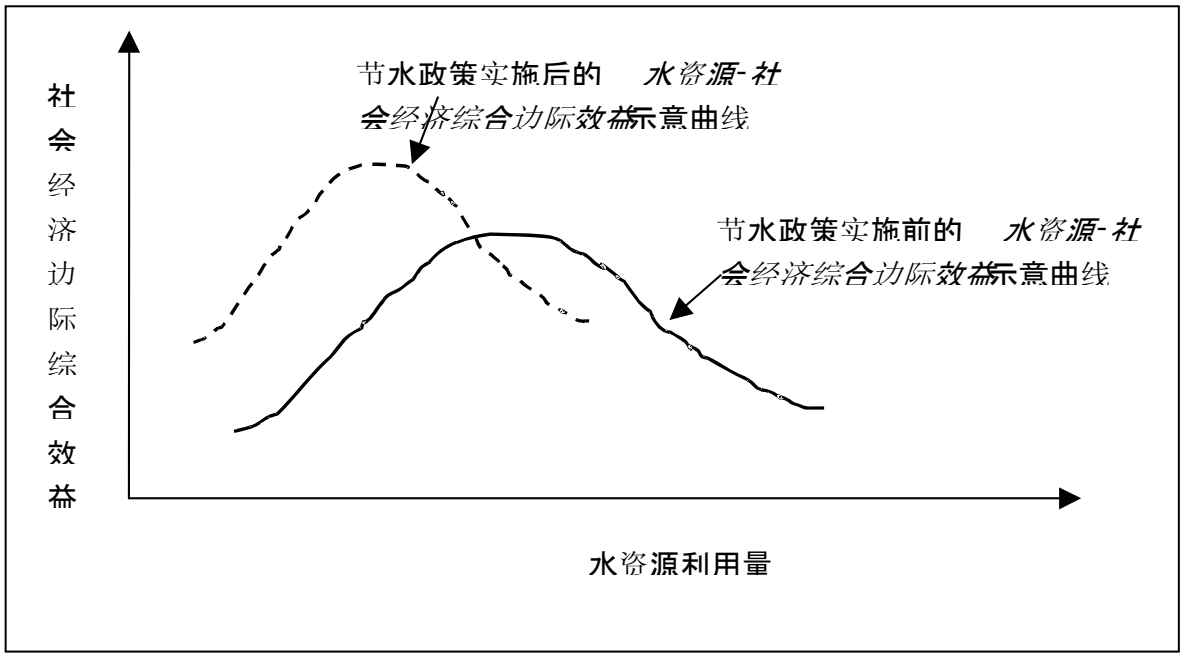


图 4-1　节水政策实施前后的水资源-社会经济综合边际效益比较示意图

（二）制定合理的节水政策包括的主要方面

从前面的公共政策制定和用水博弈分析可以看到，政策奖惩的力度、公众的节水道德意识水平、政策实施成本、合理的产权界定对用水者的节水行为都起到重要作用。

1. 建立适度的激励机制

由于节水成本收益的不对称性，用水有很强的负外部性，节水有很强的正外部性，需要外部补偿利益受损者，才能形成良性运行机制。要根据不同用水者的不同情况，选择相关激励方式，并明确激励的对象范围和激励力度。

节水激励中非常重要的是水价制度。水价是调节水资源供求关系的最有效的经济杠杆，也是水资源配置的最重要手段之一。通过建立合理水价

体系实现两个目标：①实现水资源的优化配置和高效使用；②体现消除或减弱水资源利用中的外部不经济性。合理的水价体系应当具备较好的经济激励机制与供求调节机制，促进水资源开发工程投资决策的合理性，供水部门高效开发利用各类水资源的积极性；促进经济部门节水，提高用水效率，实现水资源在经济部门之间的高效配置和高效使用。合理的水价体系，也必须合理体现外部成本内部化，把水污染损失转嫁于水价之中。

另外通过财政、税收、信贷、价格等手段和市场准入制度，形成有利于节水的格局，引导和支持耗水量小、水资源利用率高的行业和部门发展，对高耗水及水资源利用率低的产业和部门加以限制，促进开发节水技术及产品的产业化，促使用水主体采用节水型的技术和产品。

2.建立水权管理制度，明晰水权

在市场经济体制下，利益是人们行为的导向。**由于公共物品的产权不明晰，人自私的理性的决策行为是公共物品发生公共地悲剧的重要原因。因此必须清晰的界定水权**，建立水权交易制度，明确水权转让的条件、程序、定价机制、第三方影响的评价制度和利益补偿机制，培育用水权交易市场，实行用水权有偿转让，促进水资源的高效利用和优化配置。建立健全水权登记、公示、调整、中止等管理制度。

这样就可以充分发挥产权的约束和激励功能，通过合理的制度建设来规范水资源供需关系变化时经济利益关系的变化。必须明确水资源的使用权，使人们产生自觉地节约水、保护水的动力。要培育和发展水市场，允许水权交易。水权拥有者可以通过提高用水效率，将节约的水转让给其他用水户或将水权转让给更高效益的用途，从中获得收益。从微观上说，促进用水户提高水的利用效率，可实现高效用水的节水激励机制；从宏观上说，优化用水结构，可形成促使水资源从低效益的用途向高效益的用途转移的水资源的流动机制。

3.提高公众的节水意识，进行节水宣传和节水知识普及

道德作为一种非正式机制被经济学家称为影响经济社会的“第三只手”。良好的节水意识能潜移默化的影响人们的用水行为。道德通过人们在非经济方面的满足来减弱纯经济收益对博弈的影响，改变策略的选择。即道德利用它的非经济利益值叠加在纯经济博弈矩阵之上，改变纯经济博弈均衡来影响经济活动。道德能够避免“公地悲剧”中的“囚徒困境”。很多发达国家的节水政策实行的比较好，除了比较完善的节水政策和节水技术外，较高的水道德水准和节水意识也是重要因素。

目前，我国公众的节水意识不强，浪费水资源的现象普遍存在，还没有形成全社会节水的良好风气。根据中国社会调查所 2003 年《公众的节水意识调查》（见图 4-2）在全国主要城市进行的调查显示公众的节水意识普遍比较差。

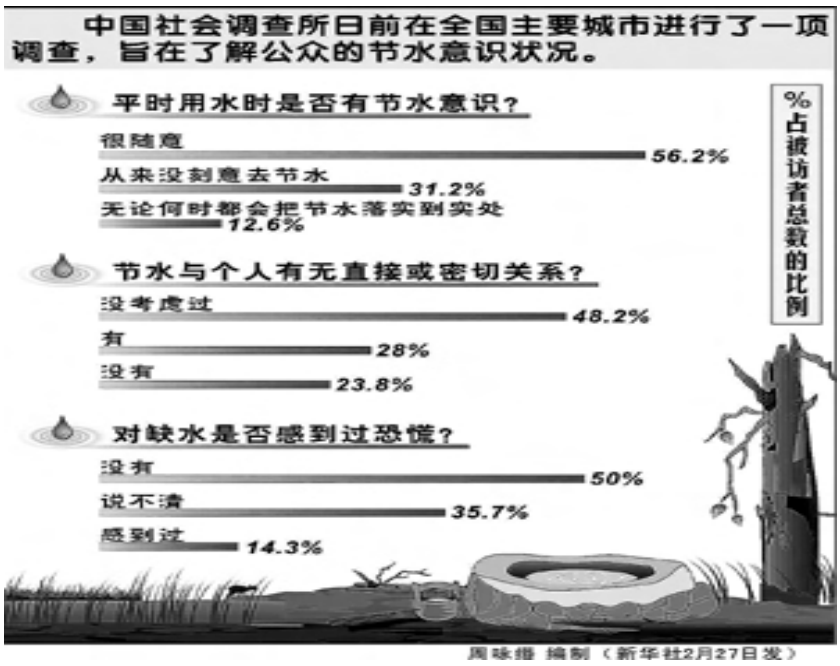


图 4-2　全国主要城市公众节水意识调查

事实上，许多不节水的人并非完全没有水要节约利用的伦理意识，他们在进行不节水行为时，也会内心不安，也怕社会舆论的谴责，只是这种道德的水准不够高，如果社会节水规范和风气未得到充分的发育，就会经

不住较大的经济利益或社会普遍道德风气诱惑。

与正式制度的形成相比，节水道德意识形成需要更长的时间，然而其一旦形成就具有很强的稳定性，不轻易改变。节水道德意识有助于降低节水管理成本，降低节水政策的实施费用。

应因地制宜选择不同的宣传方式，针对公众节水意识上的认识误区及障碍，展开富有成效的宣传和教育活动。通过举办专题文艺晚会、进行知识竞赛、举办节水成果展览和举行各种以节约用水为主题的各种群艺活动，并注重运用板报、公益广告、宣传标语、有线广播、电视以及公共互联网等媒体形式进行常年不懈的渗透式宣传，逐步提高公众的节水意识，让节水意识上升到道德层面。同时要立足长远开展宣传教育活动。应当把我国现实的水环境及水资源状况纳入中、小学教育，使公众从小就接受到水忧患意识的熏陶。经常性地在广大中小学生中间开展主题性质的征文、讲座、歌咏比赛、夏令营和郊游活动，使公民从小就养成良好的节水观念。

4. 增强节水政策的可操作性，控制节水政策实施成本

公共政策是对公众利益的协调，政府等公共部门是通过公共政策对社会进行公共管理的，这种管理的根本宗旨是求得社会的公平、公正。公共政策实施的效应如何，只有以公众的满意程度来衡量。

同样节水政策的实施都是一个复杂的过程，需要兼顾各方利益，措施和力度应当公平，同时实施和监督都需要一定的成本。因此节水政策必须向公众处打一个明确的政策指向，便于操作，易于执行。过于完美和复杂的政策在实施过程中很难真正实现政策设计的意图。因此，要根据各区域水资源状况、用水构成、用水习惯、公众的节水意识水平、经济社会发展预期、节水技术水平等因素，制定便于实施的节水政策，减少实施成本，提高政策实施效果。

一项好的节水政策必须政治上可行。节水政策需要兼顾各方利益，应

充分与各个层面的用水户沟通协商，充分听取其利益诉求，使出台的节水政策具有针对性和可操作性，政治上能够得到广大用水户的认同和响应，减少公众对政策的抵触，尤其是对由于政策的影响部分用水户基本水需求得不到满足的情况，要实施节水救助，为他们提供保证基本生活和生产的水资源，以维持社会稳定。

节水政策也必须经济上可行性。节水政策必须要有严格的投入产出分析，综合考虑政策实施后用水量、用水结构、用水成本和水环境等因素变化。分析评估其综合的经济效益和社会效益，节水政策实施前后经济和社会效益应有明显的变化。

好的节水政策环必须技术上可行性。节水政策是否能够实施，必须考虑技术方面的因素。包括节水技术标准、节水技术设备的适用性及节水技术设备的成本与投入等因素。

5.充分的公众参与

公众参与就是把民主政治的思想贯穿到节水政策制定和实施的全过程，建立公开透明、公众参与的民主管理机制。不仅要求公民有充分参与的制度安排，同时还要注重对用水组织，特别是非政府组织充分参与到节水政策的制定和人实施中，使用水者用水策略从非合作博弈达到合作博弈，实现在水资源的最佳利用。

公众参与的核心是建立一套完整的参与制度如：水情咨询制度；水价听证制度；用水、节水和水交易信息公布制度；群众有奖举报制度（举报违章浪费用水、窃水，反映用水跑、冒、滴、漏现象）；以及其他充分体现公众知情权、参与决策权、监督权、舆论权的制度。同时还要建立公众参与有效性保障制度，保障公众参与的渠道畅通，提高参与效能。包括完善水资源利用的决策程序，重视信息交流、讲座、媒体广播、问卷调查等，以及加强公众节水知识和技术培训，提高参与的能力和质量等。

公众参与的一项重要内容就是培育用水者组织。用水者组织要实行民主决策、民主管理、民主监督，充分调动广大用水户参与水资源管理的积极性。促进节水的社会化。提高节水政策制定过程的开放度和信息透明度，建立水相关利益团体在政策制定和实施过程中的制度化表达机制和参与机制。

用水者组织，特别是农村用水者协会在我国已有一定程度的发展，在用水管理上发挥了较好的作用，积累了一定的经验，但也存在一些问题。农民用水者协会是农民自己的群众性组织，具有独立的法人地位，它既要对国家负责，即根据与国家水行政主管部门或水利工程主管部门签订的合同，管理好国家移交的灌溉工程，保证其在任何时候都能正常发挥作用；也要对用水户负责，即接受用水户的监督，协调并解决好各用水户之间的矛盾，确保农民在灌溉中获得最大效益。用水者组织的参与机制必须要公开、公平、公正，而且各种制度过程还应是透明化。要制定相关政策法规，明确用水者组织的法律地位，使用水者组织在社会与经济活动中，对国家应承担的义务、自身的建设、运行、管理、经济利益及发展方向得到规范化与制度化。