

分类号: _____

密级: _____

U D C : _____

编号: _____

管理学博士学位论文

中国水资源配置管理研究

博士研究生 : 陈旭升

指导教师 : 范德成 教授

学位级别 : 管理学博士

学科、专业 : 管理科学与工程

所在单位 : 经济管理学院

论文提交日期 : 2009 年 06 月

论文答辩日期 : 2009 年 11 月

学位授予单位 : 哈尔滨工程大学



Classified Index:

U.D.C:

A Dissertation for the Degree of D. Management

**Research on Water Allocation
Management in China**

Candidate: Chen Xu-sheng

Supervisor: Prof. Fan De-cheng

Academic Degree Applied for: Doctor of Management

Specialty: Management Science and Engineering

Date of Submission: June, 2009

Date of Oral Examination: November, 2009

University: Harbin Engineering University

哈尔滨工程大学 学位论文原创性声明

本人郑重声明：本论文的所有工作，是在导师的指导下，由作者本人独立完成的。有关观点、方法、数据和文献的引用已在文中指出，并与参考文献相对应。除文中已注明引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经公开发表的作品成果。对本文的研究做出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本人完全意识到本声明的法律结果由本人承担。

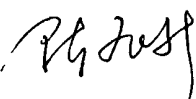
作者（签字）：

日期： 2009 年 12 月 7 日

哈尔滨工程大学 学位论文授权使用声明

本人完全了解学校保护知识产权的有关规定，即研究生在校攻读学位期间论文工作的知识产权属于哈尔滨工程大学。哈尔滨工程大学有权保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件。本人允许哈尔滨工程大学将论文的部分或全部内容编入有关数据库进行检索，可采用影印、缩印或扫描等复制手段保存和汇编本学位论文，可以公布论文的全部内容。同时本人保证毕业后结合学位论文研究课题再撰写的论文一律注明作者第一署名为哈尔滨工程大学。涉密学位论文待解密后适用本声明。

本论文(☒在授予学位后即可 ☐在授予学位 12 个月后 ☐解密后) 由哈尔滨工程大学送交有关部门进行保存、汇编等。

作者（签字）：

日期： 2009 年 12 月 7 日

导师（签字）：

2009 年 12 月 7 日

摘 要

中国是水资源缺乏国家,随着人口增长、经济发展,对水资源需求日益增多,合理配置有限水资源,协调不同区域对水资源需求,促进水质整体改善,是中国实现可持续发展的关键因素。在对中国水资源供需状况进行多元统计分析基础上,从水量分配和水污染治理两个方面对水资源配置管理进行研究,总结中国现有水量分配方案经验,建立了基于流域统一管理的水量配置模型,提出了促进水权交易的评价指标与方法,从投入产出角度研究了水污染治理效率。

系统研究了水权管理中的相关因素、性质、地位,对目前水权管理类型、方法、政策进行了比较;从水资源配置优化技术的应用、利益相关者权益保护制度建立、配置水资源新手段的选取等方面,分析了国内外在水权配置管理的差距;从水资源污染物的总量控制、水污染治理的资金来源、排污权交易、节水技术的应用等方面,探讨了水污染治理的发展方向。明确了水资源配置管理的内涵、目标和构成要素,提出中国水资源配置管理存在问题。

对中国各地区水资源供应、需求及可持续利用状况进行了实证研究。根据水资源状况评价基本原则,在分析水资源供应不同来源,明确水资源需求主要方面基础上,分别建立了体现水资源供应和需求的指标体系。应用因子分析模型对统计数据进行分析,将各地区水资源供应能力分成自然供水能力、实际供水能力、节省水量三个主因子,根据每个主因子值对全国各地区供水能力进行分类,比较不同供水类型在东部、中部、西部、东北地区的比例,对各地区供水能力的差异做出定量分析;将各地区水资源需求分成发展与环境对水资源需求、水资源单位消耗、农业水资源浪费、水资源已消耗程度四个主因子,与供水能力采用相同方式进行分类和比较。综合水资源供应能力和需求能力,得到不同地区水资源可持续利用能力,通过以上三方面的分析为水资源配置管理提供了依据。

分析了流域水量配置方案要素,提出了基于模拟退火径向基神经网络的水量配置模型。根据对中国黄河、永定河、江西省五河、广东东江、大凌河等已有典型水量配置方案的比较,从生态水量预留、不同来水年度调节、不

同产业水量划分、水质控制、地下水取水量等方面总结了不同配水方案优点,在以供定需、水量水质同时控制、统一协调流域生态水量原则下,建立了水量配置指标体系,反映了生活用水、经济发展用水、水质控制和生态用水各方面需求,体现了协调发展与环境的水量配置目标。根据中国水量分配特点,构建了基于模拟退火优化的径向基神经网络水量分配模型,提高了收敛速度,避免落入局部最优解,实现了将区域发展与流域统一水量分配相结合。

根据东阳义乌、张掖、内蒙古、宁夏等水权交易实践,分析水权交易形成要素,将整个水权交易过程划分为交易动力、市场交易、交易效应、法律法规、政府监督等子系统,从水权交易合理性、交易绩效、政府调控与服务能力、市场机制完备性、环境保护等方面对水权交易进行评价。

综合水污染物分类、水质标准、污染物排放标准,建立了水资源污染评价指标体系,比较不同水污染评价方法优缺点,选择熵权方法计算不同污染权重,根据不同时期污染权重变化明确了污染变化趋势。构建了反映水污染治理效率投入产出的指标体系,应用 DEA 模型得到中国不同地区水污染治理效率,引入 Malmquist 指数分析了水污染治理效率变化趋势。

最后,从强化水资源配置统一管理、促进水市场发展、治理水污染等方面,提出完善水资源配置管理策略。

关键词: 水资源配置; 流域统一管理; 水权交易; 水污染治理

Abstract

Water resource is lack in China. Along with population growth and economy development, water resource demands are mounting up gradually. There are key factors to carry out sustainable development in China, such as rational allocation of limited water resources, coordinating water resource requirements of different regions and promoting water quality integrally improvement. Based on multivariate statistical analysis aiming at water resource supply and requirements in China, investigations have been done on water resource allocation management about water quantity distribution and water pollution control. Summing up nowadays experiences of water quantity distribution program in China, water quantity allocation model has been established based on unification basin management, evaluation indicators and methods have been put forward to promote tradable water right, water pollution control efficiency has been investigated from the input-output perspective.

Relative factors, characters and statuses of water right management have been systematic researched. Types of the current water right management, methods and policies have been compared. Differences are analyzed between China and overseas countries at aspect of water right allocation management, such as optimization techniques application in water allocation, establishing policy of stakeholder rights and interests protection, choosing new methods of water resource allocation. Development directions of water pollution control have been discussed, such as gross control to water pollutants, financing resource of water pollution control, emissions trading, and technology applications in water-saving. The meaning, goal and elements of water allocation management have been defined; the problems of water allocation management in China have been promoted.

Empirical research has been done to water resource supply, demand and sustainable use in various regions of China. Following basis principle of water resource status assessment, water resource supply and demand indicators systems

are established based on analyzing different sources of water supply and main aspect of water resource demand. Applying factor analysis model, water resource supply ability have been divided into three main factors which include nature water supply ability, practical water supply ability and water-saving ability. Quantitative analysis to difference of water resource supply ability in various regions has been done, based on water resource supply ability of different regions in China has been classified according to main factor value, proportion comparison of water supply ability type in east, central, west and northeast China has been done. Adopting the same method as water resource supply ability analysis, classification and comparison of water resource demand have been done. The four main factors of water resource demand in areas are defined as water resource demand of development and environment, water resource unit consumption, wasted water resource in agriculture and water resource consumed level. Water resource sustainable utilization ability can be gained based on integrating water resource supply ability and demand ability, management basis is provided for water allocation via three aspect analysis hereinbefore.

Radial basis function neural networks water allocation model which is improved by simulated annealing arithmetic has been established according to element analysis of basin water quantity allocation project. Comparison of typical water allocation projects is done from Yellow River, Yongding River, five rivers basin in Jiangxi province, Dong River, Daling River. Advantages of different allocation projects are summarized from various aspects which include ecological reserve water, adjustment water quantity in different years, different industries water consuming quantity, water quality control and groundwater consuming quantity etc. Water quantity allocation indicators system is established on the principle of fixing water demand by water supply in basin, controlling water quantify and water quality at the same time, regulating basin ecological water quantify in a unified way. Water quantity allocation indicators system reflects the demand of water consumption in living, economy development, water quality controlling, and ecological protection, which harmonizes economy development

and environment protecting. Taking into account water quantify allocation characteristic in China, radial basis function neural network is established which based on simulated annealing arithmetic Optimization. Global optimization feature of simulated annealing is employed to adjust the network weights. The new arithmetic can keep the network from getting into local minimum. Learning speed of the network is more quickly than the other neural network methods, and unification has been achieved in regional economy development and basin water allocation.

The elements of tradable water right are analyzed based on current practices in Dongyang and Yiwu, Zhangye, Inner Mongolia, Ningxia etc areas. Tradable water right system is compartmentalized into some subsystems, such as trading power, market transactions, trading effect, laws and regulations, government supervision. Evaluation of tradable water right has been analyzed from four aspects which include transaction rationality, transaction performance, government control ability and maturity of market mechanism.

Indicators system to evaluate water pollution is established based on integrating water pollutants classify standard, water quality standard and pollutants emission standard. Advantages and shortcomings of different evaluating methods are compared; industry water pollutants weight is calculated by entropy weight method. Trend of industry water pollutants is definite based on weight changing in different periods. Input and output evaluation system reflects water pollution control efficiency is established. Water pollution control efficiency of different areas in China is gained by DEA model, and its trend is analyzed by the means of Malmquist Indicators.

Water resource allocation perfect strategies have been promoted about strengthening centralized management, accelerating water market development, controlling water pollution at last.

Key words: Water allocation; Basin management; Tradable water right; Water pollution control

目 录

第1章 绪 论	1
1.1 研究背景、目的意义	1
1.1.1 研究背景	1
1.1.2 研究目的和意义	3
1.2 国内外研究现状	4
1.2.1 国外研究现状	4
1.2.2 国内研究现状	10
1.2.3 国内外研究现状评述	14
1.3 论文总体思路和研究方法	15
1.3.1 论文总体思路与主要内容	15
1.3.2 论文研究方法	18
1.4 论文创新之处	18
第2章 水资源配置现状分析及研究框架	20
2.1 水资源配置管理内涵与目标	20
2.1.1 水资源配置管理内涵	20
2.1.2 水资源配置管理目标	22
2.2 水资源配置构成要素	25
2.2.1 区域水文地理特征	25
2.2.2 社会与经济发展需求	26
2.2.3 水资源配置组织机构	28
2.2.4 水资源配置法律法规	29
2.2.5 水资源配置工程技术能力	30
2.3 中国水资源配置现状分析	31
2.3.1 中国水资源状况	31
2.3.2 水资源配置管理中存在的问题	36
2.4 水资源配置管理研究框架	40
2.5 本章小结	42

第 3 章 水资源供需状况评价与分析	43
3.1 水资源供需状况评价指标体系建立	43
3.1.1 水资源供需状况评价原则	43
3.1.2 水资源供给状况评价指标体系	44
3.1.3 水资源需求状况评价指标体系	45
3.2 水资源供给状况评价与分析	46
3.2.1 数据来源和因子分析简介	46
3.2.2 水资源供给主因子选取	47
3.2.3 水资源供给状况排序	51
3.2.4 供水状况评价结果分析	54
3.3 水资源需求状况评价与分析	55
3.3.1 水资源需求状况主因子选取	55
3.3.2 水资源需求状况排序	59
3.3.3 需水评价结果分析	63
3.4 水资源可持续利用状况评价与分析	65
3.5 本章小结	66
第 4 章 基于流域统一管理的水量分配研究	67
4.1 流域水量统一分配实践	67
4.1.1 黄河水量分配实践	67
4.1.2 永定河水量分配的实践	69
4.1.3 江西省流域水量分配的实践	70
4.1.4 广东省东江流域水量分配实践	73
4.1.5 大凌河流域水量分配实践	75
4.2 流域水量统一分配的原则	76
4.2.1 以供定需	76
4.2.2 水量和水质同时控制	77
4.2.3 流域统一协调生态水量	78
4.3 流域统一分配水量的指标体系建立	79
4.3.1 流域行政区生活用水指标	79
4.3.2 流域行政区经济发展用水指标	80

4.3.3 流域水质控制指标	81
4.3.4 流域生态用水指标	83
4.4 改进的径向基神经网络流域水量分配模型	84
4.4.1 流域统一水量分配模型基本思路与步骤	84
4.4.2 径向基神经网络设计	85
4.4.3 改进径向基神经网络设计	88
4.4.4 基于流域统一管理的流域水量分配预测	91
4.5 本章小结	92
第5章 基于宏观调控下水权交易评价研究	93
5.1 水权交易评价重要性及原则	93
5.1.1 水权交易评价重要性	93
5.1.2 水权交易评价原则	94
5.2 水权交易系统构建	101
5.2.1 水权交易动力子系统	102
5.2.2 水权市场交易系统	103
5.2.3 水权交易效应子系统	104
5.2.4 水权交易政策法规子系统	105
5.2.5 水权交易政府监督子系统	106
5.3 水权交易评价指标体系构建	107
5.3.1 水权交易评价指标体系主要方面	107
5.3.2 水权交易水量合理性指标	108
5.3.3 水权交易绩效指标	110
5.3.4 水权交易政府调控与服务能力指标	111
5.3.5 水权交易市场机制完备性指标	113
5.3.6 水权交易对生态环境的影响指标	114
5.4 水权交易评价方法选择	115
5.4.1 水权交易评价特点	115
5.4.2 水权交易不同评价方法特点与适用条件	116
5.5 区域水权交易评价算例	118
5.5.1 水权交易评价算例的方法选择	118

5.5.2 水权交易评价矩阵计算	120
5.5.3 水权交易评价指标权重计算	122
5.5.4 水权交易评价结果	123
5.6 本章小结	124
第 6 章 水污染状况及治理效率研究	125
6.1 水污染状况指标体系与评价方法研究	125
6.1.1 水污染源分类	125
6.1.2 水污染状况评价指标体系建立	126
6.1.3 水污染状况评价方法比较	128
6.1.4 改进熵权法模型	130
6.2 工业水污染状况实证分析	132
6.2.1 工业水污染物权重计算	132
6.2.2 工业水污染总体状况排序	137
6.2.3 基于变量聚类的工业水污染物分类	138
6.2.4 工业重金属水污染指标排序及分析	141
6.2.5 工业复合水污染指标排序及分析	142
6.3 水污染治理效率指标体系与评价方法研究	144
6.3.1 水污染治理效率投入指标体系构建	144
6.3.2 水污染治理效率产出指标体系构建	146
6.3.3 水污染治理效率评价方法比较	148
6.3.4 数据包络分析模型	149
6.4 工业水污染治理效率实证分析	150
6.4.1 基于 DEA 的工业水污染治理效率分析	150
6.4.2 基于 DEA 的工业废水治理效率 Malmquist 指数分析	153
6.5 本章小结	154
第 7 章 提高水资源配置效率的策略研究	155
7.1 强化水资源统一配置管理	155
7.1.1 进一步明确水资源权利划分与实施细则	155
7.1.2 完善初始水权分配方案制定方法	156
7.1.3 整合流域中不同水资源管理部门职能	159

7.1.4 推广节水技术提高可用水量	161
7.2 发展宏观调控下的水资源市场配置机制	163
7.2.1 依据水权交易模式采用不同宏观调控方式	163
7.2.2 通过评估保证水权交易的规范性	164
7.2.3 合理确定供水价格兼顾效率与公平	165
7.3 多方面治理水污染	167
7.3.1 提高对水环境的流域监测和治理能力	167
7.3.2 建立完善的排污权市场机制	170
7.3.3 把握重点解决饮用水不安全问题	171
7.3.4 提高应对突发水污染事件能力	172
7.4 本章小结	173
结 论	174
参考文献	178
攻读博士学位期间发表的论文和取得的科研成果	189
致 谢	190
个人简历	191

第1章 绪 论

1.1 研究背景、目的意义

1.1.1 研究背景

1.水资源缺乏成为可持续发展制约因素

人口增加、城市化水平提高、国民经济经济增长、气候变暖等诸多因素使水资源需求量不断增加,同时由于中国各地区降水有很大别、地表水和地下水分布不均衡、各地区水利工程水平不一、水土保持能力差距很大,这些因素都进一步加剧了水资源短缺,使城市生活用水和工业用水矛盾、上下游地区用水矛盾、环境用水与各产业用水矛盾不断加剧,由于水资源日益缺乏,因为饮用不洁水源而患病的人数不断增加,水资源缺乏已成为制约中国经济发展的重要因素之一。

根据《中国统计年鉴 2008》,在 2000-2007 年期间,中国水资源总量在 2.41 万亿立方米和 2.83 万亿立方米之间波动,平均水资源总量为 2.66 万亿立方米,其中地表水资源量为 2.56 万亿立方米,地下水资源量为 0.81 亿立方米。中国水资源总量在世界上仍是较多的国家,但由于人口众多,平均水资源量则相对较少,2000-2007 年期间平均水资源量在 1856.3 立方米/人和 2207.2 立方米/人之间,约为世界平均水平的四分之一,属于水资源缺乏国家。中国由于幅员辽阔,各省自治区的水量分布也很不平衡,其中西藏人均水资源量为 15.3 万立方米/人,青海人均水资源量为 1.2 万立方米/人,而北京、天津、河北、山西、上海、山东、河南、宁夏等地区的人均水资源量低于 500 立方米/人,其中天津最低仅为 103.3 立方米/人,属于水资源非常缺乏地区。

目前中国人口仍保持着不断增长的趋势,1978 年人口总数为 9.63 亿人,到 1998 年人口总数增加到 12.5 亿人,净增加总人口数 2.9 亿人,此后人口仍不断增加,到 2007 年已达到 13.2 亿人。不断增加的人口使水资源缺乏有日益加剧趋势。人口增长对粮食生产提出了更高要求,中国粮食产量由 1978 年的 30476.5 万吨提高到 2007 年的 50160.3 万吨,提高幅度达到 64.6%,由于农业灌溉用水增加和其他产业挤占农业用水,使农业缺水状况一直没有改

善。中国城市化进程在改革开放之前还是比较缓慢的,到1978年中国城市化水平只有17.92%,20世纪80年代以后城市化进程开始提速,到2007年中国城市化水平已经达到44.94%。随着城市人口增加对水资源的需求增加较快,中国城市全年供水总量由1990年的382.3亿立方米,增加到2007年的501.9亿立方米,增长幅度达到31.3%。工业对中国经济发展起到了重要作用,2007年中国工业生产总产值占GDP的比例达到43.0%,高于第三产业总比例三个百分点,同时工业用水总量也在不断增加,由2000年的1139.1亿立方米,增加到2007年的1403.0亿立方米,增长幅度为23.2%。人口增加、城市化水平提高、工业、农业等产业发展都使水资源消耗量增加,因此有限的水资源成为了中国可持续发展制约因素。

2. 水资源污染现象仍然严重

根据中国环境监测总站2009年1月的《全国地表水水质月报》对中国长江、黄河、珠江、松花江等七大水系国家控制断面及太湖、滇池等重点湖泊、水库监测结果表明,中国地表水污染状况并没有明显的好转。七大水系中代表较好水质的Ⅰ类到Ⅲ类水质断面只占到54%,Ⅳ、Ⅴ类和劣Ⅴ类水质断面合计占46%,总体上属于水体中度污染,其中海河干流、辽河水体为重度污染。湖泊的富营养化仍然比较严重,在检测数据最全面的21个湖泊、水库中,滇池污染最严重,为重度富营养,巢湖、大明湖、南四湖、东湖、太湖、洪泽湖和玄武湖等污染程度稍轻,为轻度富营养,总体出现污染特征的湖泊和水库比例为38%。由于城市是人口、产业聚集的地区,因此城市的水污染状况更为严重,根据2009年6月9日公布的《2008年中国环境状况公报》全国主要城市内湖,其中杭州西湖、武汉东湖、南京玄武湖、济南大明湖都为劣Ⅴ类,只有北京昆明湖为Ⅳ类水质,劣Ⅴ类水质比例为80%。2007年水污染重要指标化学需氧量排放量出现了转折,比2006年下降了46.4万吨,2008年全国化学需氧量已经比2005年消减了93.5万吨,但距离“十一五”规划中的化学需氧量消减量总数还相差47.9万吨,在保持经济发展的同时要达到消减目标任务仍然很艰巨。

水污染已影响到生产和生活各个方面,对于水量方面缺乏可通过优化配置得以较好的解决,但目前中国在配置水资源时既要得面对水量性缺水,同时必须及时解决水质性缺水问题,增加了水资源配置管理难度。

3. 水资源配置管理制度需要完善

中国水资源配置管理历史源远流长,不同时期水资源管理都有不同特点,《周礼》、《管子·度地篇》、《田律》、《水令》、《唐律疏议》、《唐六典》等典籍都不同程度涉及了水资源配置管理内容,为用水原则制定、水资源配置管理组织结构、管理人员职责等方面提供了宝贵经验^[1]。

新中国建立后,不断地从制度、法规、组织、人员、设备等方面强化水资源配置管理,在保障供水、防治洪涝灾害等方面取得了举世瞩目的成就。随着经济和社会发展,也应看到中国水资源配置管理制度面临着水量和水质两方面调节的难题,原有的一些法律、法规的不完善逐渐显露,对于水资源配置管理中出现的新问题,也需要不断地通过形成程序化的规定得以解决,新方法也需通过法规进行推广,这些都需要水资源配置管理制度不断完善。

1.1.2 研究目的和意义

中国水资源明显缺乏并且分布不均,同时其属性既是公共物品又是经济物品,因此对于水资源配置就变得十分复杂。在明确各地区水资源供需状况基础上,力图通过对水量统一分配、水权交易机制、水污染治理等方面的研究,提高水资源整体配置能力,促进经济和社会可持续发展。研究意义主要包括以下两个方面。

1. 为水资源配置管理政策提供依据

水资源是维持自然界物质和能量循环的载体之一,与石油、煤炭等资源不同水资源具有流动性和可再生性,这些特性决定了水资源在利用过程政策的特殊性,同时水资源又是产业发展和日常生活所必须的资源,就决定了水资源配置涉及到经济发展、社会和谐、生态环境保护等多方面内容,因此对于其配置政策必须协同考虑各方面因素。形成协调的水资源配置管理体系,制定与实际情况相符的政策是应对目前中国水量性缺水和水质性缺水同时存在的关键。根据各地区所属流域水文特点,结合流域和区域生态承载力基本理论,可以合理制定利于区域发展的水资源配置政策。研究水资源配置管理部门的权责关系,为合理解决不同地区、不同部门、不同行业之间的水资源分配纠纷了提供思路。通过对水权、水市场理论总结和深入研究,了解理论应用条件,确定能成功实施的步骤,可以通过市场机制改变水资源自然空间

分布、时间分布与人口增长、产业发展不相适应的局面。明晰水资源水量分配法律原则,建立适宜的流域水权管理和多余水权的变更制度,结合合理的水价调节机制,促进水资源从利用效率低的用水户向利用效率高的用水户转让。在保障水资源国家所有的前提下,通过总结现有污染治理手段的利弊,推进水资源污染治理由单纯行政手段向经济手段与行政手段协同作用转变。根据各种水污染物的特点,对其进行分类,利于明确水体中主要污染物来源,为制定有针对性的限定污染源措施提供依据。

2.对水资源配置优化方法进行完善

水资源配置优化方法是由抽象和归纳问题、建立数学模型、求解问题等部分组成,对于以往的优化模型多侧重于某一项具体水资源配置过程,如对于水库水量的调配、某个灌区水量的利用等,在优化过程中重点考虑某一局部的利益优化,而对于水资源利用过程中,不同产业间利益协调、生态水量保留、水污染治理、水资源在运输过程中的成本、水资源重复利用、水体污染物去除、流域生态环境改变等方面考虑的较少,而这些因素对水资源的合理配置影响较大,因此到大多数模型在理论上能得出最优的配置效果,但由于其前提假设过于严格,使其在解决实际问题中适用性较差,难以在实际政策制定中起到一个指导作用,因此对于模型的建立应体现定量与定性结合、资源优化和管理优化结合、经济发展和生态保护相结合的原则,增加模型的适应能力和灵活性,使模型能很好解决开源与节流、区域之间、上下游之间的相互关系,从系统角度解决水资源配置问题。

1.2 国内外研究现状

1.2.1 国外研究现状

1.水资源配置策略的研究现状

在政策制定方面。Tuomo M. Saloranta 等 (2003) 指出,随着对地表水质要求提高,欧盟本着保护欧洲水资源、注重水资源管理公众参与等原则,制订欧洲水框架指令,从流域角度整合水资源配置管理,并从 2000 年开始实施^[2]。Edella Schlager (2006) 指出,随着美国西部地区越来越多的使用地下水,将地表水与地下水一起考虑是配置水资源的较好方案,并针对用水户不能主

动限制地下水开采问题提出了解决的策略^[3]。Aditi Mukherji (2008) 应用统计方法研究了印度 1976-1977 年和 1997-1998 年期间利用地下水灌溉的数据, 得出通过市场交易灌溉设备和灌溉服务, 能提高灌溉面积, 利于农业发展^[4]。Naoya Fujimoto 等(2003)在详细阐明了欧盟八种不同的水价管理方式基础上, 以日本农业灌溉费用征收方式为例进行了讨论, 提出了亚洲潮湿地区的灌溉用水定价策略^[5]。

Walter H. Corson (2002) 指出, 从世界范围看, 各国实施了数千种小的环境税, 但只有不到 5% 税收来自对环境产生破坏的行为, 发达国家环境税比例相对较高, 例如在 OECD 国家环境税占到政府平均税收的 7.2% 和 GDP 的 2.7%, 环境税对控制污染取得了一定的效果^[6]。Eugene Z. Stakhiv 等 (2003) 针对美国加利福尼亚州一些地区水资源管理过于分散的问题, 分析了小规模水资源配置的弊病, 提出联邦政府应采取更为严厉的政策, 保障在相应地区提高集中管理程度^[7]。Alberto Garrido 等 (2006) 总结了西班牙近年利用地下水灌溉的情况, 说明了利用地下水灌溉具有水源稳定等优点, 使用地下水灌溉效果优于地表水, 同时指出地下水灌溉评估体系还需完善以避免产生的水权纠纷^[8]。

I. Heinz 等 (2007) 指出, 经济手段参与到水资源配置管理中成为一个发展趋势, 经济管理中的概念和及绩效方法的引入改变了以往以工程和水文为主的水资源配置方式, 使水资源配置决策和水资源管理政策制定都有很大的改变^[9]。Beatrice Hedelin (2007) 根据可持续发展的原则, 针对流域管理的问题, 建立了相应的分析和评估标准, 在标准制定过程中体现了将现有知识、技术与流域中的社会价值观相融合, 使流域计划更能体现保障流域长远发展的目标^[10]。C. S. McCulloch (2007) 指出, 欧盟水资源流域管理规定中涉及了水资源的各个学科, 为避免由于过分强调本学科的重要性使整合规划失败, 对如何使不同学科之间发挥协同作用提出了建议^[11]。

Marielle Montginoul (2007) 根据 2003 年法国四百多个供水公司实际的调查数据, 分析了现有水价结构的多样性, 水价主要作用包括提高用水效率、补偿成本、提高水质等多方面, 但现在水价受过去政策影响, 主要作用还是补偿成本^[12]。Hideaki Tanaka (2008) 指出, 全世界总的水资源消耗中 70% 以上是用于农业, 而在亚洲地区这个比例更高, 达到 80%, 由于气候条件相似,

亚洲国家应建立互相协调的水资源政策^[13]。Zankhana Shah 等(2008) 对大型水坝在调节水量分配方面作用进行了研究, 根据可持续用水指标和复合水贫困指数为评价主要标准, 针对坝高等大坝参数对水量分配影响进行了评估, 同时考虑由于土地淹没带来的生态和人口问题, 对发展中国家建立大型水坝提出了建议^[14]。

Jaime J. Carrera-Hernández 等 (2009) 对目前墨西哥城供水状况进行了总结和分析, 根据当前数据对未来墨西哥城供水成本进行了预测, 指出由于供水成本的提高, 应改变原来以需求确定供应量的管理方法^[15]。A. Fadlelmawla (2009) 针对科威特日益缺乏的水资源, 提出了不同紧迫程度的改革措施, 强制推广节水设施、调节水价、重新分配水量被认为是应马上推行的措施, 其次为对水资源浪费的惩罚、地表和地下水资源的审核, 减少移民等不推荐为可实施的改革措施^[16]。Najmeh Mahjouri 等 (2009) 针对幼发拉底河和底格里斯河流地区为达到增加可用水量目的兴建水库影响下游取水的问题, 建立了各方利益均衡的博弈模型, 认为通过建立流域联盟可以消除过度水库建设, 节省了大量不必要的投资, 同时避免由于蒸发造成的水量损失^[17]。

Colin Schenk 等 (2009) 对水资源的整合管理提出了系统的解释, 通过互相关联的框图表示了水资源配置环节不同部分的管理方法, 可作为设计水资源配置管理模型的基础^[18]。Ilke Borowski 等 (2007) 指出, 在使用以应用模型为基础的水资源管理工具过程中研究人员与实际管理者不能很好配合的问题, 提出包括提高研究人员对水资源配置过程了解从而提高双方沟通能力等一系列对策^[19]。

在水市场管理方面。B. Delworth Gardner (2003) 指出, 在美国西部传统水权交易过程中, 往往由于不拥有水权的水权交易利益相关者的反对而无法交易, 并根据案例提出了确定社会福利的解决思路^[20]。Alberto Garrido (2007) 根据 1999 年西班牙水资源配置改革的试点, 研究了高级用水户有交易限制和无交易限制两种情况的水市场, 给出了两种状况下价格和福利损失的不同^[21]。

在公共参与水资源管理方面。Betsy Kiernan Landre 等 (1993) 根据对五大湖 42 个水污染最严重的地点净化项目公共参与的实证分析, 认为其中污染治理项目的公众倾向、地方经济条件、不同利益群体关系、程序可信性、地方领导经验、司法复杂性是影响公共参与成功与否的关键^[22]。Timothy L (1999)

指出,在北美地区形成了两种截然不同的公共参与模式,一种模式强调团体的参与,依靠参与者达成一致形成决策,例如加拿大国家圆桌会议执行了一系列原则来提高加拿大环境与经济方面可持续发展的能力,其原则强调“所有利益相关者”在“自我设计的程序”中“一致通过”从而做出决策;而另一种模式,公共决策只允许通过特定的、正式组织的参与来进行价值判断^[23]。

J. David Tabara 等 (2008) 指出,文化倾向在水资源政策制定过程中发挥着重要作用,在对西班牙北部埃布罗河流域管理政策研究中,发现水资源配置管理的改变并不主要受水资源缺乏影响,地方选民和非政府组织的观点都会影响政策制定^[24]。Thomas Horlitz (2007) 指出,在水资源配置管理优化过程中,许多可能的管理者没有机会参与决策,为此提出了通过网络建立参与平台,并强调公共参与中应帮助公众学会利用工具和模型^[25]。

Md. Sirajul Islam 等 (2007) 以 0.5 度地图方格为标准综合考虑地区内水资源、上游来水、虚拟水贸易等因素,考察各地区水资源配置情况,分析结果认为水资源区域分布不均衡正被虚拟水贸易所克服^[26]。Dik Roth 等 (2008) 指出,随着虚拟水贸易在解决水危机方面发挥越来越大的作用,对于虚拟水政策制定也趋于完善,其中食品进出口政策、地缘关系、环境保护、农业政策对虚拟水贸易影响较大,根据埃及和印度实例分析了虚拟水战略优缺点^[27]。

2. 国外水资源配置优化方法及应用

Rodrigo Maia 等 (2007) 以欧盟在流域管理应用决策支持系统的试点区域——贝乐斯阿尔韦流域为研究样本,针对流域中供水不足与水质需要提高两方面问题,应用决策支持系统设计了两阶段改进措施,以符合水框架指令要求^[28]。Qin Zhang 等 (2007) 以稻米生产最大化与河流取水量最小为目标,建立了随机多目标模型,形成了取水口设定和水量分配优化方案^[29]。David R. Purkey 等 (2007) 指出,由于气候变化可以在短时间改变不同区域内水量供应,因此在水资源配置决策支持系统设计中,应将气候因素和常规的水利工程因素结合起来,并将其与 3S 技术整合在一起,提高决策支持系统适用性^[30]。Yue-Ping Xu 等 (2008) 根据决策支持系统在实际应用中受不确定因素影响较大的问题,制订了相应的排序方法,能提供更多信息,使决策者参与程度更高,从而使决策支持系统适应复杂情况^[31]。

Bojan Srdjevic 等 (2008) 针对发展中国家在制定流域规划时定量数据少,

监测手段不多等问题,应用层次分析法和模糊数学方法解决决策过程中的不确定因素,并将这种方法应用于巴西的帕拉瓦苏河流域^[32]。N. Van Cauwenbergh等 (2008) 针对安达拉克斯流域水资源分配多目标问题,结合相应流域不同级别用水户要求,设计了公共参与模式,根据流域2005年调查数据,考虑到水价、技术等方面因素,通过决策支持系统,对2010年水资源配置进行了预测^[33]。

Mahdi Zarghami 等 (2008) 针对伊朗东部城市扎慧丹面临着人口增长和淡水供应减少问题,结合水资源监测、供水销售网络、地表水供应状况等因素,以最小成本、保证经济发展、减少水权冲突为标准,建立了决策支持模型,计算结果显示通过合理配置可延缓调水工程建设^[34]。Jos Timmermans (2009) 针对水权交易多方利益相关者之间,需要同时互动交流谈判的特点,应用科尔曼的线性系统来解释不同参与者的行动影响因素,并把模型应用于荷兰农业水资源管理,得出了水务管理部门、工程部门对水权交易的影响程度^[35]。Parviz Fattahi 等 (2009) 指出,对于城市水资源配置是典型的系统性问题,涉及城市用水户、国家利益维护等多个方面,在考虑了供水成本、社会满意程度、水在输送中损失等因素,建立了多目标模型来平衡不同利益群体关系,并将模型应用到城市水资源管理中^[36]。Leonie J. Pearson 等 (2009) 提出了针对城市水资源管理的复杂性,在决策支持系统设计中应综合城市经济与社会的发展,重点解决某一时点的决策问题,使决策系统对政策制定的支持作用更强^[37]。

3.国外水污染治理研究现状

美国1972公布了《清洁水法》。1997年起第305(b)条款中要求美国各州每两年一次应提供关于地表水状况详细报告^[38]。1972年美国36%的河流被认为是“适合钓鱼的和游泳的”,到1988年这个比例已达到73%,同时近四分之三的湖泊水体评估被认为是“适合钓鱼的和游泳的”^[39]。2003年EPA颁布了全国水资源排污权交易政策以支持通过市场化来发展和实施水质管理^[40]。Greg S. Lyon与Eric D. Stein (2009) 指出,由于整合数据较为困难针对美国1972年颁布《清洁水法》后区域水质评价较少,从1971-2001年加利福尼亚沿岸人口增加了56%总排放量只增加了31%,大多数污染物的排放量下降了65%,说明《清洁水法》在加利福尼亚沿岸实施效果还是较明显的^[41]。

为了实现点源和非点源水污染同时控制,美国提出了最大日负荷总量TMDL(Total Maximum Day Loads)的规定,各地根据流域状况制定相应的标准。1988年7月俄勒冈州环境质量委员会制定了70ug/l的总磷限制标准以控制藻类生长,同时对包括森林、农业和城市的点源和非点源进行监控,以满足TMDL的磷限定要求^[42]。美国路易斯安那州艾米特河在对沉淀物实行TMDL控制时,根据浑浊度指标和总悬浮固体指标确定沉淀物TMDL指标为64 mg/l^[43]。在1990年东京召开的水污染研究与控制会议上日本列出的一系列应用软件体现了日本在废水处理方面的成就,日本最先在污水处理厂中应用了自回归模型,将专家系统和图像处理技术整合后应用到污水处理操作中,这些计算机系统在到大阪、横滨等地污水处理厂的应用代表着前沿技术在污水处理和控制方面的实践^[44]。在比利时环境税是对可能产生污染的产品进行收税,主要产品包括饮料容器、废弃产品、工业品包装、农药、纸张、电池等^[45]。在英国水污染收费被用来补偿水污染监测和控制成本,可通过其逐渐增长的比例和结构变化反映了水污染影响程度,同时能改善现有的行政收费制度,形成新的激励机制,这种收税结构上的变化直接影响排放状况,从而强化环境管理力度^[46]。

美国20世纪70年代初开始采用工业废水回用技术,大规模建设污水处理厂,将回用水用于钢铁厂、火力发电厂的冷却水系统。到1979年美国已建成536项废水回用项目,其处理量达到每天679百万加仑,到1981年处理量增加到每天760百万加仑^[47]。以色列是世界上最早使用再生水进行农作物灌溉的国家之一,到1995年,以色列已将93%的污水排放到污水排放系统中,包括城市和工业废水的全部污水进行污染物进行除去处理,其中80%城市废水经过处理后被回用,主要用途是农作物灌溉^[48]。

C. Pharino (2007) 指出,在20世纪80年代美国第一个废水交易计划出现以后污水交易不断增加,福克斯河计划在1981年实施,迪隆湖计划在1982年实施,帕慕利科湾河流域计划于1986年实施,少量新的污水交易程序在九十年代初期到中期出现,在过去的五年到十年,这些项目已经开始增加。随着美国环保局1996年颁布的流域污水交易政策和2003年颁布的水质交易政策,使监管灵活性增加,促使污水交易计划进一步增加和普及,到2005年大约有47个污水交易计划在实施和发展阶段^[49]。

Mohammad Hossein Niksokhan 等 (2009) 指出, 水资源排污权交易是对目前或潜在水污染排放者允许的可交易排污许可, 美国 EPA 定义为: 如能较经济的将允许产生的污染有效减少, 可将剩余污染消减量出卖或交易给其他污染源^[50]。C. J. Rickwood 等 (2009) 指出, 对于评估全球饮水安全指标体系, 应根据世界卫生组织指南、加拿大环保部指标等几方面资料综合考虑制定^[51]。Adrienne J. Sutton(2009)讨论了德国切萨贝克湾主要来源于农业生产的水污染物氮、磷变化情况, 及其与相应管理政策关系^[52]。R. K. Isaac 等 (2009) 针对农业灌溉用水来源广泛, 分成地表水和地下水两个方面, 通过对实际样本评价, 得出区域灌溉用水主要特征^[53]。John H. Dorsey 针对加利福尼亚治理水污染物实施项目效果总结, 总结了通过水污染处理工程治理污染经验^[54]。

1.2.2 国内研究现状

1.国内水权权属及配置策略研究现状

对于水权权属研究方向主要包括水资源所有权属、使用权属、基于市场配置的水资源权属、水资源环境权属等几个方面。在早期中国水权权属研究主要集中在所有权和使用权方面。

徐鸿德(1991)较早的指出, 依靠计划配置水资源存在弊端, 提出了引入水市场的观点, 为水权权属扩展了思路。随着中国社会主义市场经济发展, 以及完全通过行政手段配置水资源存在问题不断的明显, 中国逐步开始尝试应用水市场来弥补计划配置的不足, 这使水权属性的内容由所有权、使用权研究向经营权、转让权、收益权等方面进行了扩展^[55]。何逢标等(2007)提出根据上游来水量能不断修正的水量配置概念——适时水权^[56]。李月等(2007)指出, 在水资源配置中通过市场“契约”来实现优化的条件是权属的确定, 对“租值消散”相关概念、内涵、特征进行了综述, 针对中国水资源分配特点, 提出了不同状况下实现“租值消散”对策^[57]。胡军华(2007)丰富了何逢标提出的“适时水权”概念, 阐述了“适时水权”必须的要点, 从四个有区别级别划分了阿克苏河的“适时水权”, 并选择了一个已有“适时水权”相应条件的实际案例进行比对, 验证了“适时水权”权属调度原则^[58]。

王亚华(2007)对中国水价、水权属、市场配置用于商品的水资源等方面问题进行了总结, 从体系、收费、分类、灵活性等方面介绍了水价管理的变

化,将中国水权管理实践与法律发展结合,讨论了水市场发展趋势^[59]。夏朋等(2008)指出,节水对于流域配置水量提高有很大影响,通过选择影响节水因素权重简化了构建的节水模型,提出调解用水量权重、适当设定水权分配时间区间、提供补贴等不同流域配水措施^[60]。

张小民(2008)论述了水资源权属管理对中国水资源配置重要意义,根据统计数据绘制了中国不同产业用水变化历程,从水资源农牧转换、“三权转换”、“三权分立”的独立管理机构等方面给出了应对水危机措施^[61]。吴齐(2008)从泰勒斯、老子等哲学家对水的哲学观点入手,讨论了水权属分配中道德因素作用,力图从水权道德原则、价值观、义务论等方面建立水伦理体系^[62]。韩绵绵等(2008)将“共生”与“过渡”思想引入水市场运行模式探讨之中,提出了纵向“级”和横向“类”概念,对不同“级”之间相互作用关系进行了分析,对“两级三类”的“共生”与“过渡”提出了策略^[63]。张丽珩(2008)针对“优先水权”和“比例水权”研究的不足,从公平、可持续发展、效率原则出发,建立了四层评价指标体系,根据九标度法确定权重,明确了制定初始水权的步骤^[64]。

马晓强等(2009)在新制度经济学理论和实践基础上,总结了水权交易给张掖地区水权分配带来的“供需矛盾更加突出”、“分水任务困难很大”、“用水矛盾更加尖锐”等问题,指出“张掖模式”的局限性^[65]。刘东勃(2009)指出,在建立能真正实现水资源合理配置的机制方面还有很多不足,对“公平”、“生态优先”等原则应根据实际的水文特征和经济社会发展状况来确定,“价格”和“交易量”变化应是一个动态过程^[66]。乔刚等(2009)指出了中国在水权流转中由于没有明确规定,形成了在流转管理中法律法规不完备,提出了以不同主体为基础的水权流转类型,并提出对现有流转对象进行扩展^[67]。

何逢标(2009)针对“适时水权”过分依赖计划的问题,根据流域特点划分了不同区域的水权市场,用框图形式区分了水资源管理机构和配置主体的相互影响,建立转让、协调、信息等管理平台与水利设施之间的协同关系^[68]。王清军(2009)针对水权权属中可交易的规定进行了分析,将不同的水权流转经验和理论结合讨论,得出总量与贸易协调的流转方式,对流转产生的第三方利益补偿情况提出了处理建议^[69]。

向朝晖等(2009)通过分析洞庭湖水文、地理、人口、经济发展等多方面

条件,针对地区水权管理存在的诸多弊端,设立了水权权属管理新框架,并提出了实现的措施^[70]。王清军(2009)从污染物的物理化学特性、排污管理要素、机构组成比较了水与大气排污权交易差别,定义了排污权属性,从不同方面探讨排污权管理与其他制度的协调方法^[71]。

2.国内水资源配置优化方法及应用现状研究

较早的水资源配置优化模型主要注重提供更多的供水能力,如张勇传等(1981)针对多个水库共同供水的优化问题,将多水库共同考虑构建了马尔科夫决策模式,实现了拓溪、凤滩两个水库的合理调水^[72]。李同升等(2006)针对流域水量配置与社会经济发展相互作用关系,应用仿真软件对渭河的关中段水资源供需进行了研究,分析表明取水增加促进经济增长的同时会使水资源匮乏状况加剧,水利工程是缓解供水压力的快捷措施^[73]。

夏朋等(2007)针对在国务院或流域管理机构协调下的水资源分配往往由于信息不全会在流域分配方案上不能准确应对情况变化,应用静态博弈理论构造得益矩阵,对不同方案进行了讨论^[74]。王慧敏等(2007)应用仿真平台,从用水满足程度、市场规则等方面选取了标准,随机生成了多个样本,根据设定仿真参数,得到了在政府主管部门和市场联合作用下,水资源分配变化和其中原因^[75]。李长杰等(2007)对于水权交易买卖双方如何在不完全信息条件下的决策方法进行了研究,采用贝叶斯博弈,通过设定交易规范和市场出清价格,由算例说明了促进交易达成的策略^[76]。

刘妍等(2008)根据中国现有水权属分配指导思想,建立了关于不同利益群体的二层规划模型,选择了有关利益群体参数,经过算例计算得到了支持水权交易的依据^[77]。玄英姬等(2008)针对同一流域中上游依靠地理优势挤占下游用水问题,构建了包括流域管理机构、下游、上游三方面的效用函数,通过对动态博弈求解,力图实现不同利益群体均衡^[78]。

戴天晟等(2009)应用实物期权理论,确定了水市场中现货价格、期权价格、无风险利率等参数,给出了六点期权交易模型假设,通过模型分析和实证研究探讨了模型可用性^[79]。孟戈等(2009)针对水权交易是否提高水资源配置问题,建立了水权可交易与不可交易状况的数学模型,认为水权交易可多方面提高分配效率,但提高程度取决于交易成本变化^[80]。

王慧等(2009)将水权交易中期权决策过程分为三步逐次结构,在每个阶

段设定了相应的控制参数,运用博弈理论讨论了用水户选择执行期权的数学表达式,并求得预定合同数^[81]。余美等(2009)综合考虑地下水与地表水的协同利用,将灌区水资源利用优化分解为大系统递接结构、子系统优化、大系统系统优化等相互联系的优化过程,并对银北灌区进行了实证分析^[82]。吕一兵等(2009)在针对不同利益相关者收益最大化的目标下,建立了二层规划模型并用精确罚函数方法求解^[83]。

唐德善等(2009)将塔里木河流域下游不同子区的水资源关系转化成水量转化方程,利用 K-T 条件求解得到不同子区的水量配置结果^[84]。兰峰(2009)对于污水处理再生效率的影响因素进行分析,通过对选择指标的多元回归,确定了区间为 0.45-0.50 为企业负债的最佳区间^[85]。刘洋等(2009)应用几种常用的预测方法对城市水供应量进行估计,将各种方法加权平均后作为最后的预测值^[86]。王慧敏等(2008)将实物期权概念与动态规划方法结合,对水价波动进行了仿真,并给出了期权适应条件^[87]。方燕娜等(2008)针对水文预测的多变性,采用随时间变化参数预测方法对闽江竹岐的水文数据进行了预测,为流域水量规划提供了新工具^[88]。

3.国内水污染治理的研究现状

宁宝英等(2007)根据丽江历年统计数据明确了降水量变化、城市水源区水质变化,结合城市居民对水环境的问卷调查结果,指出丽江水质污染状况应引起足够重视^[89]。黄凯等(2007)为了评价水污染治理后效果,将生态价值损失核算与水资源价值要素综合进行考虑,得出牛栏江流域污染治理有很好的效果^[90]。施南峰等(2008)分析了慈溪市水污染主要原因是施肥、水土流失、渔业养殖、工业污染等主要方面,提出发展生态农业、利用人工湿地、清洁生产等治理措施^[91]。

李丽(2008)针对水污染防治法中存在问题,提出了提高政府治理污染责任、加大污染违法成本、拓展流域居民参与治理与决策能力、利用经济手段治理污染等法规修改方向^[92]。孟宪林等(2008)针对突发点源污染风险控制,建立了描述了点源污染周围浓度变化和随着水流流动污染带变化范围模型,并对模型进行了仿真^[93]。石红梅(2008)针对温榆河流域非点源污染问题,应用 SWAT 并选择初始浓度值等指标对相应流域 2010 年污染进行了预测,给出了消减排污量措施^[93]。

王庆改等(2008)针对突发水污染事件对水体污染问题,结合污染物对流扩散、水体动力模型等对汉江在丰、枯水期污染物的变化趋势进行了模拟^[96]。叶松等(2008)以水污染的二维可视化技术为基础,将多种技术如仿真可视化、数据压缩等集成,完成了水污染扩散二维图像向三维图像的转化^[96]。尹常健等(2008)以丹阳水污染事故为分析样本,结合中国对水污染事故的处罚法律法规,指出中国对水污染事故责任者处罚较轻,应进一步形成民事和刑事相结合的处罚体系^[97]。易志斌等(2008)指出,地方政府为保证经济发展忽视环境保护、不同区域管理机构不能协同、没有严格的法律规定是中国跨界污染的根源,并提出相应对策^[98]。

郑丽波等(2009)设计了流域水污染物治理流程框图,建立了基础数据库,对甬江流域的三个控制规划方案进行模拟和对比,为水质改进提供了技术支持^[99]。王希泉等(2009)指出,企业社会责任已成为企业提升竞争力的重要方面,通过动态博弈分析了企业水污染治理各方均衡策略,并提出实现措施^[100]。王飞儿等(2009)根据钱塘江流域水污染状况统计指标,选取了生态补偿量计算模型,计算了基于 COD 指标的该流域生态补偿量,并与区域经济发展进行对比^[101]。李云生(2009)针对跨界污染日益严重问题,提出将流域统一治理与地方政府负责的“河长制”结合起来,并分析了两者结合的优点^[102]。

冷罗生(2009)对《水污染防治法》立法目的、惩戒手段、地下水监管、饮水取水保护等方面的不足之处进行了分析,在给出产生原因的基础上,逐项给出对策^[103]。司言武等(2009)分析了污染税设立原则、计算方法,结合中国目前不同行业的污染状况和对污染物的收费管理,提出了污染税标准^[104]。徐丙立等(2009)根据大运河水扬州段的水文地理特征数据,结合污染带、水质计算模型,实现了水污染可视化模拟^[105]。张永明等(2009)将蜂窝陶瓷代替活性污泥技术应用于城市水污染物去除,以氨氮、总氮指标确定了技术可行性^[106]。姬鹏程等(2009)从宏观角度提出了流域管理机构权责划分、手段协调等方面存在的问题,并给出了强化政府职能、加强监测、调整产业等策略^[107]。

1.2.3 国内外研究现状评述

在国外对于水资源配置管理研究中发达国家和发展中国家有很大不同,对于发达国家水量分配、水污染治理的法律比较健全,水资源配置量化模型

应用比较广泛,监测手段较为先进,这些因素导致发达国家水资源配置研究无论是宏观还是微观相应研究都相对细致和全面,在水量分配方面充分考虑利益相关者因素,注重公众参与,将成熟的模型与计算机技术结合,决策支持系统应用比较广泛,同时由于水文、经济数据资料较多,通过定量手段分析的结果对制定政策有明显的指导作用,发达国家对水污染控制相对严格,法律法规执行效果比较明显,此外发达国家对水资源配置的新途径不断地探索,提出了虚拟水、水足迹等新的观念,拓宽了水资源管理途径。对于发展中国家配置水资源没有发达国家那样良好的设施和法律环境,但通过不断努力在灌溉用水分配、城市供水配置、流域水资源规划等方面也都取得了一定的进展。

中国在水资源配置方面积累了丰富的经验,但水资源配置系统性方面仍有较大的差距。对于水资源配置的基础理论从 20 世纪 90 年代起开始了多方面探讨,而与其相应的法律法规相对滞后,使理论难以与实际管理结合,因此实证分析研究较少,致使行政干预多于通过法律法规管理。对于水资源配置的模型研究日趋复杂,但由于没有和实际的管理方法结合,关键数据缺乏致使应用性较差,很难做出明确的判断,对于公众参与、相关利益补偿、环境税等方面的研究还处于起步阶段。

1.3 论文总体思路和研究方法

1.3.1 论文总体思路与主要内容

论文的总体思路是了解各国水资源配置管理的现状和趋势,分析发达国家和发展中国家水资源配置管理不同特征和演变历程,总结各国在水资源配置的经验和教训,从水资源供应和需求两方面对全国各区域的水资源配置进行量化分析,在考察中国水资源配置管理制度的基础上分析其存在的主要问题,发现计划与市场不同方式的水量分配规律,形成能用于具体操作的管理方法,全面考察水污染及其治理情况,提出能促进配置效率提高的水资源管理策略。

论文内容分为 7 章:

第 1 章,阐述了论文写作背景、目的和意义,对近几年在水资源配置策

略、配置优化方法、水污染治理的理论发展和实践应用进行了总结,了解水资源配置方面的最新进展,掌握水资源配置的普遍规律,为论文提供理论基础,并对论文的总体思路、主要内容、研究方法和创新之处进行了综述。

第2章,通过对水资源配置管理定义、目标、构成要素总结,明确水量与水质是水资源配置管理的关键,分析了中国水资源配置管理存在的主要问题,提出了论文研究的框架结构。

第3章,为了明确中国水资源现状,通过建立指标体系和定量分析方法,找出各地区水资源分布的差别,并对具有相似水资源特征地区进行分类,对中国水资源状况有一个初步认识,为不同区域水资源配置方法选择提供了量化的基础。

第4章,在流域统一配置水量模式下,探索将区域水文特征、经济发展、社会进步、环境保护、政府监管等与水量配置有关因素综合考虑,建立了多目标配置指标体系,在此基础上从计算方便、适于不同流域、可增加变量、能融合专家经验等几方面考虑,建立了具有可学习型的定量化水资源统一配置模型,合理处理流域总体利益与流域各地区利益的分配。

第5章,针对目前水权交易由于标准不统一,成功模式特殊性明显,难以广泛推广的问题,从交易水量合理性、交易绩效、政府调控与服务能力、市场机制完备性、对生态环境影响等多个角度设计了评价指标体系,力图从多方面评价水权交易是否能真正符合优化资源目的,根据水市场发展不同阶段特征的差异,选择了适宜的评价方法。

第6章,为明确中国不同区域水资源污染物排放强度,建立了水体主要污染物评价标准,比较了不同时期工业污染物的影响程度,对不同区域工业水污染状况进行了排序。结合影响水污染治理效果的相关因素,建立水体污染治理评价投入产出指标体系,选择定量方法对水污染治理效果进行评价。

第7章,从政府统一管理、市场优化配置、污染物去除等方面给出管理策略。其重点方面为:应进一步明确水权属性;形成规范的初始水权分配方案制定方法;根据所在区域特点确定水市场类型;以公平、效率、保护弱势群体为原则制定水价;尝试建立企业真正能从治理水污染中获得利益的排污权交易机制;从法律、日常管理、人员培训、防范意识等不同角度,提高应对水污染事件能力。

论文基本框架如图 1.1。

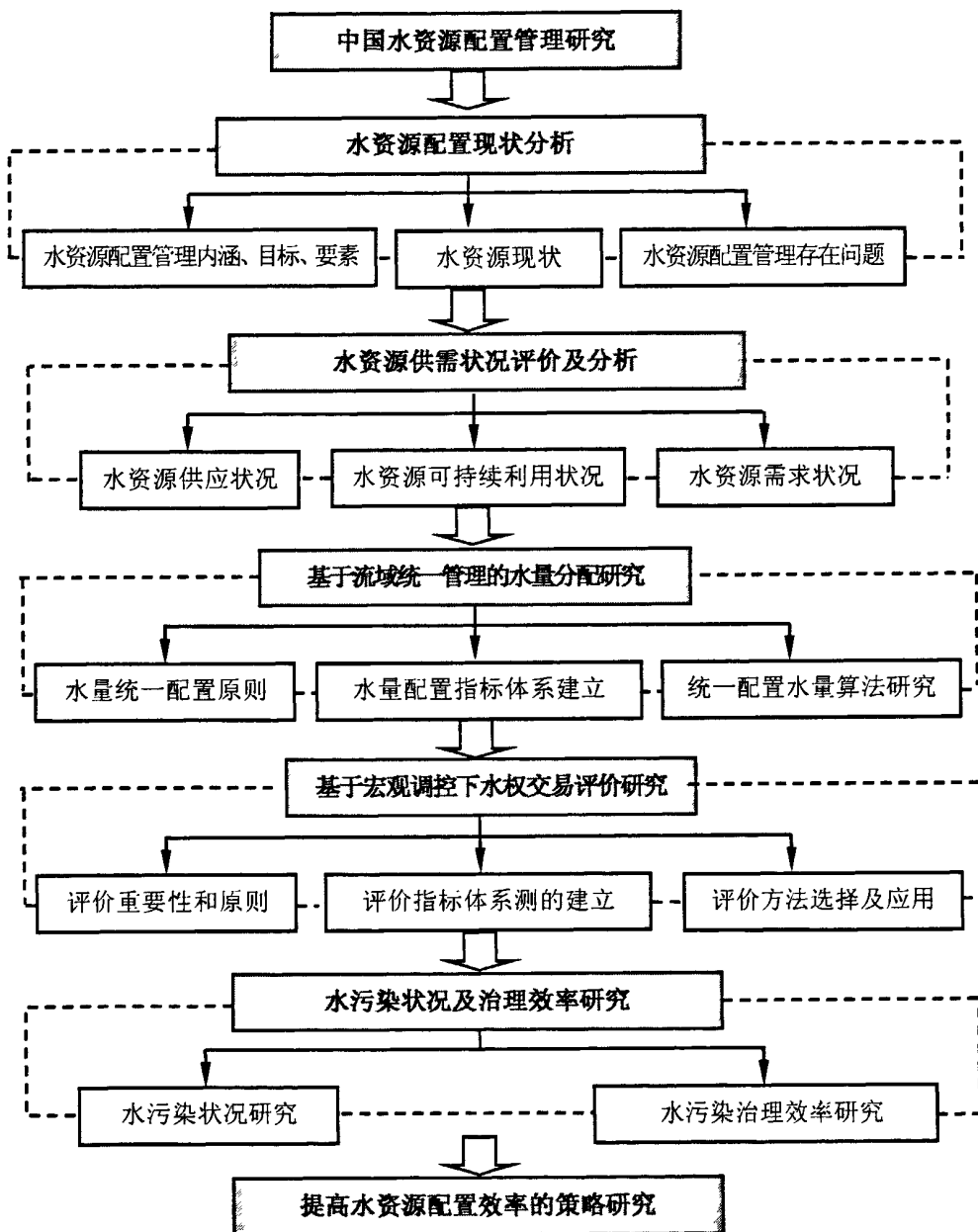


图 1.1 论文基本框架

Figure 1.1 The basic frame of the thesis

1.3.2 论文研究方法

论文中主要的研究方法如下:

(1) 系统分析方法。水资源配置涉及到多个方面,在研究过程中必须综合运用水文学、地质学、计算机技术、系统工程、运筹学、产业经济学等多种理论和方法,通过多学科综合,实现水资源配置管理评价、优化的全方位与系统化。

(2) 定性与定量相结合。这两方面在整个研究过程中相互协同,如在对水资源管理状况的评价方面,可依据专家经验,对某一方面进行定性分析;针对复杂资源配置问题,可运用神经网络、DEA 等进行定量分析,使策略的选择更为准确和严密。

(3) 理论与实践相结合。引入水权交易评价等新方法,同时对水市场建立的条件、范围做出相应规定,对如何运用水价调节水资源配置提出了循序渐进方法,这些理论和方法不仅有所创新,同时具有实用性,增强理论与实践的结合能力,提高研究有效性和对实践指导作用。

(4) 规范分析与实证分析密切结合。对于水资源供应、水资源需求、水污染状况等评价指标选择,都是以基础理论为判断标准,同时利用水资源统计数据进行实证,使理论标准在实际应用中得以体现,实证的结果可根据相应的理论标准进行判断,作为政策修改的依据。

1.4 论文创新之处

论文创新之处可归纳为以下几方面:

(1) 水资源供需状况指标体系的建立。在区域水资源可持续利用能力评价方面,将与供水有关的水资源总量、供水结构、可供水量、工程供水能力不同方面形成一个指标体系,将用水总体情况、用水比例、水资源利用效率等与水资源需求相联系的指标形成另一个体系,从供需两方面度量水资源的可持续利用能力。

(2) 水资源供需状况多元统计分析。在建立水资源供需两方面指标体系基础上,应用因子分析对原有指标进行简化生成新的综合指标,使供需主要影响因素更为明确,通过生成的因子值,给出了中国东部、西部、东北、中部等区域水资源供应能力和需求水平的量化评价,由分类结果指明了不同区

域供需状况类型,改变了用单一指标体系确定区域水资源利用能力的模式。

(3) 流域统一配置水量指标体系的建立。综合人口、城市发展、产业发展、水土保持能力、水环境保护状况等各方面对水资源分配的相关因素,建立了水量统一分配指标体系,克服了只注重保障经济发展用水,忽视生态环境保护用水的不足,实现可持续利用的水量配置模式。

(4) 基于改进神经网络的流域水量配置模型。对于水量分配的精确计算需要掌握所在区域气候变化、人口流动、产业兴衰等多方面不确定因素,涉及到气象、水文、地理、社会发展等多个领域,实际应用中难以考虑周全,改进神经网络可通过以往水量资料的训练,形成适合区域特殊性的水量配置神经网络模式,在其中包含水量丰枯、用水效率、环境保护等多种不确定因素,使水量配置更准确。

(5) 水权交易评价体系的建立与评价方法的选择。由于缺乏水权交易评价,限制了其成为计划配置补充手段的应用,以促进水量配置由低产出的行业向高产出的行业转移为原则,从经济效率、生态效率、交易执行环境、相关利益保护等多角度评价转让过程,保障了交易双方及利益相关者权益。对水权交易不同阶段的评价方法进行了比较和选择。

(6) 水资源治理效率的 DEA 评价。通过建立包括人员、设备、资金的投入指标,与水污染物去除量、排放达标总量、排放达标率等产出指标结合,应用 DEA 得到各区域工业水污染物治理效率的排序,将 DEA 与 Malmquist 指数结合对水污染物从 2003-2006 年期间治理效率的变化进行了分析,为制定水污染物治理政策提供了依据。

第2章 水资源配置现状分析及研究框架

2.1 水资源配置管理内涵与目标

2.1.1 水资源配置管理内涵

水资源配置管理是将自然资源依据人类的需求加以利用的过程,其管理过程的范围依赖于区域原有的水文地理特征,同时也取决于配置所使用的工程技术,管理效率受区域社会经济发展状况、管理组织机构、法律法规等相关要素影响,水资源配置管理效果不仅影响生产、生活用水需求的供给程度,同时也是保护生态环境的重要方面。水资源配置管理涉及的学科较为广泛,水利工程技术、公共管理政策法规、产业经济发展、环境与资源保护等方面与水资源配置都有着密切的关系,不同学科对水资源配置管理的侧重点不同,导致对于水资源配置管理目前没有统一的定义。

本论文对水资源配置管理做出如下定义:在现有工程技术和组织条件下,利用区域中人员、资金、设备等各种条件,运用行政、法规、市场等手段,对区域中不同形式的水资源进行开发和利用,以保证在必要的时间和地点获得所需的水量 and 水质,满足区域中生活、生产、环境保护等方面对水资源的需求。对于水资源配置管理的内涵应符合以下几个特点。

1. 水量与水质结合

水量与水质同时配置是对水资源需求水平不断提高的必然结果,同时也利于对水体污染物的治理。随着水资源用途的不断扩展,以相同水质提供水量不利于水资源的充分利用,针对不同用途提供相应水质减少优质水资源消耗,促进工业废水和生活污水的重复利用。配置方案规定跨界河流在不同行政区交界水体截面的水质,可以防止上游地区向下游排放污染物影响下游水质,避免了由此产生的经济纠纷,强化了对流域中生态环境的保护,保障了下游地区用水权利。

2. 计划与市场结合

中国水资源配置中计划配置通过水法中流域统一管理的规定得以强化,而水权交易和排污权交易的发展使市场配置成为计划配置的补充。计划配置

水资源可以统一配置管理原则,有利于保障国家利益,综合协调不同利益群体的用水需求,保障弱势群体的用水权利。而市场机制有利于水资源价值体现,促进节约用水和水污染治理效率提高,能较快速的调节水资源配置的供需不平衡。两者结合能发挥各自优势,促进水资源配置实现公平和效率两方面的目标。

3.开发与保护结合

在水资源配置管理初期,工程技术能力有限,社会经济规模较小,虽然区域可提供水资源相对丰富,但已利用水资源量相对较少,同时面对着洪涝灾害的威胁,配置管理面临的主要问题是获得尽可能多的水资源,并且避免洪涝灾害的损失,通过修建水坝、建设饮水工程、开凿水渠和机井,提高水资源的利用能力,随着工程技术能力的提高和人口的增加,导致地面径流的减少、湖泊面积的缩小、地下水位的降低等现象的出现,水资源面临着过度消耗的问题,这要求水资源配置不仅要注重开源,同时应通过提高配置效率在达到相同使用目的同时,考虑对水体总量和水质的保护,减少水量消耗和水体污染,以期达到持续利用效果。

4.平衡与侧重结合

由于可用于配置的水资源小于各方面对其需求,因此在水资源配置过程中必然存在上下游之间、产业之间、部门之间、区域之间的用水矛盾,配置管理的作用就是根据配置优先顺序、用水效益等原则,协调不同特点的用水冲突,使不同性质的用水能得到相对公平的供给,限制某些用水户不合理的用水要求。同时根据区域发展需要,对于重要城市、影响经济发展重要产业、水资源缺乏地区的配置应考虑其特殊性,制定相关优惠政策降低由于水资源短缺造成的资源约束。

5.规范与探索结合

中国水资源配置管理正处于完善过程中,水量分配办法的公布,水污染防治法的修订,体现了中国水资源配置中初始水权框架已初步形成,水污染治理手段得以强化,这要求在配置管理中与之相关的政策和措施必须依照相应的规定制定,形成流域统一配置水量方案,对区域污染物实行总量控制。同时,中国在二次水权分配、污染物实时监测、突发事件的赔偿制度、公共参与机制的建立方面仍缺乏成熟的管理方法,不断探索是形成规范的前提。

2.1.2 水资源配置管理目标

1. 实现总体配置最优

水资源在配置过程中被应用于不同方面, 由于中国水资源缺乏的现状, 对于相应需求不可能都获得所需水量, 供给的差异反映着现有技术条件的局限和配置过程的侧重点, 为使有限水资源能最大发挥作用, 在配置过程中应体现总体最优的特征, 协调互相关联的系统, 避免出现局部地区由于水资源严重缺乏影响生产、生活的状况的出现。

不同时间点的供需变化对水资源配置影响较大。对于水资源供应, 不同季节降水量多少会使区域地表径流、湖泊拥有水量有较大变化, 随地表水量的变化通过渗透等作用, 地下水水位也会随之变化, 这些变化带来季节性水量丰枯, 对于供水能力不同年份也有较大差异。而与之相关的水资源需求, 受到产业特征和生活需求影响也表现出一定程度的规律, 如对于农业灌溉不同作物有特有的需水较多时期, 在夏季生活用水量明显高于冬季用水。在水量配置中水量供给与用水需求变化很难有相同规律, 不可能在一个配置周期内保证各个时点水量配置最优, 因此必须通过比较不同时间需求的重要程度, 将水量在不同时间段的用途重点进行划分, 实现有选择的配置。

水资源配置过程中必然会涉及水量开采、输送、储存等环节, 相应环节与所在地区的地理水文特征有着密切的关系, 其优化过程受空间条件约束, 水源地到用水户的距离远近、取用地表水还是地下水、所取水源的水质如何、水源地是否归属同一行政区、水资源不同地区输送方式差异、输送过程中水量损失情况、所在区域是否有水库等蓄水工程是配置过程中资源空间特性的主要方面, 此外, 不同区域的人口分布、产业结构、产业聚集程度、不同产业需水特性也是影响水资源空间布置的相关方面, 空间约束会影响到配置过程中配置成本与时间花费, 同时不同地区以各自的利益最大化为目标, 希望在降低取水成本的同时获得较多的水量, 这些问题的存在一方面提高了配置过程的复杂性, 另一方面各方利益纠纷博弈的结果迫使各方接受能达到均衡的方案, 而不是各自最优方案。

对于水资源配置从时间和空间两方面都必须力图达到总体配置最优, 对于配置过程还应看到不同区域的社会、经济发展并不平衡, 水资源自身供给能力也会随气候、上游来水多少而变化, 在一定条件下形成的合理配置方案,

经过一段时间后会由于某一方面情况的变化而产生新的需求格局,这要求水资源配置是个动态的变化过程,其变化可反映在两个方面,其一为水资源配置的供应约束方面,其二为区域用水目标方面,在实际配置过程中可根据目标和约束条件的变化,重新设计配水方案,力图得到新的总体最优方案。

2.计划配置与市场配置协同

计划配置在水资源配置管理中占有重要地位,是中国水资源配置的主要方式。根据已有的水资源统计资料,结合不同地区用水需求,以行政决策为基础,通过行政、法律法规等约束来贯彻配水方案,是计划配置的主要特点。中国水量配置暂行办法公布以后,计划配置进一步在法规上得到明确,形成了在不同省际行政区之间以流域配置为主、行政区内以各地方政府为主进行初始水权分的方式。计划配置过程保障了国家对水资源的所有权,在实践中贯彻了水资源归国家所有的基本原则。以流域为基础制定水资源总体规划,体现了对不同因素综合作用的结果,通过形成的流域规划能综合考虑水量、水质,流域中产业发展状况,区域人口增长等因素,使有限的水资源在上游和下游之间较为均衡的利用,避免了由于上游与下游争水,导致下游由于枯水期或降水较少而产生断流。由于其分配方案的执行依靠的是行政和法规手段,相应对措施的响应时间快,能保证在短时间得以推行。对于计划配置水资源对保证水资源公共物品属性的发挥有重要作用,对于流域的水资源利用不仅仅是用于区域发展,对于流域中生物种类多样性的保护、洪涝灾害的防治、水污染物去除、流域中水土流失的治理、湖泊面积与水量的保持都需要从流域整体进行计划,流域中计划的统一性是流域能实现配置优化的基础。在具体用水户配置过程中,计划配置避免了由于完全市场化可能出现的恶性竞争,保障了弱势群体的基本饮水权利,在水资源配置中通过计划体现了配置公平性原则。

虽然计划配置水资源存在着诸多优点,但同时也应看到完全计划配置水资源也并不是完美无缺的,信息及统计数据的完备性是计划配置能取得良好效果的前提,而水资源的配置涉及与水量和水质有关的各个方面,从宏观经济发展到微观的家庭消费都会影响到水资源配置的合理性,同时这些方面在社会发展过程中处于相互影响,不断地变化之中,而计划配置所依据的已有的信息和数据,不可避免的会产生疏漏和失误,计划配置过分依赖于管理者

做出决策的正确性,可能会产生与实际情况脱节,忽视经济效果的问题,对此市场配置成为计划配置的有效补充。通过市场配置降低水资源管理成本,灵活应对水资源供需变化,扩大水资源配置的范围,由水价变动反映水资源的需求差异,对供水成本能很好补偿,能促进水资源节约利用的是水市场的主要优势。以计划配置为主市场调节为辅,避免了由于水权市场竞争中形成垄断,影响水资源配置的公平性,对维护市场机制的稳定性有着重要作用。通过建立快速反应的市场机制与多目标计划配置相结合,发挥计划与市场各自优势实现两者的协同,可形成在保证水资源国家调控的前提下能实现局部快速反应的配置机制。

3.促进水质达标实现可持续发展

水质性缺水可以通过水污染治理得到很好的解决,但目前发生水质性缺水地区由于治理效果较差,水资源污染没有根本性好转,已成为水资源配置过程中普遍面临的问题,大多采用工程调水或水权交易方式,无论是在水资源配置成本,还是配置管理的复杂性都高于直接从区域内配置,如何在确定的时间和地点能提供必要的水质和水量是水资源管理者实施各种配置策略中考虑的重要方面。

农业用水量始终居于各类用水中的首位,由于农业水资源配置过程中供水设施相对简单,主要采取就近取水方式,水量需求较大,所以中国对灌溉用水的控制不是十分严格,虽然有相应的农业灌溉标准,对灌溉用水的分类、具体检测指标都有明确规定,但在实行过程中对实施部门、检验周期、不合格灌溉用水的处理方规定并不十分明确,由于城市对于水污染控制的加强,污染企业有向农村扩散的趋势,农业灌溉用水污染的取证、申诉和处罚机制并不完善,导致只有在水污染状况已十分明显的情况下,水污染治理工作才会得到相关部门的重视,使用已污染农业灌溉用水会引起有毒物质在土壤中积累,降低土壤肥力,由于植物根系的吸收作用有毒物质进入作物后,随着农产品生产危害消费者健康,而这些主要源于对农业用水水质配置监管不力,强化农业用水日常管理是保证农业用水的关键。

中小工业企业排放达标率低对水质配置影响较大,中国虽然实行了“三同时”的水污染治理措施,但对于投资少、规模小的中小企业管理不是十分规范,对于项目的审批环节较为重视,而对于产生实际治理效果的验收、运

行环节重视程度不足,导致与企业生产相关的水污染治理项目进度慢、验收率低,其效果往往低于最初的设计水平。此外,由于每个中小企业工业废水排放相对较少,治理的成本相对较高,而对于中小企业其盈利十分有限,其运行过程存在不经济的现象,对产生的污染物很难有效治理。由于中国目前对水污染的控制主要采用确定周期进行监测的方法,企业为了降低治理成本,私排、偷排的现象时有发生,由于检测困难,大多数只有在出现水污染突发事件造成严重污染时,才会对企业实施处罚,使工业废水私排、偷排现象没有得到根本性的改变。这导致工业发达地区水资源污染程度恶化,由于水质性缺水带来的配置问题相对明显。

生活污水其中有毒物质相对于工业废水较少,可成为城市回用水的主要来源,可在不开发新水源的前提下,给水资源配置提供可用水量,发达国家也有较多的成功经验。但由于中国城市污水排放管网建设相对落后,污水处理厂数目有限,污水集中处理能力较低,城市的生活污水不经处理就直接排放的比例还较大,不仅减少了可用水量同时对环境水质有负面影响,增强生活污水的处理能力是提高城市供水的重要方面,可减轻城市水资源配置压力。

2.2 水资源配置构成要素

2.2.1 区域水文地理特征

水资源配置取决于区域可利用水量,水随着河流流动、降水、蒸发等过程不断改变着其分布情况,因此区域水资源配置与其水文地理特征密切相关。区域处于不同纬度是具有不同气候特点的因素之一,不同纬度地区受日照的影响时间不同,区域水量蒸发能力有较大差异,同时由于大气环流作用,对所在区域的水气凝结作用影响较大,形成了不同的降水能力,区域降水的多少是可用水量的基础,降水的不同时段决定了区域水资源变化的主要规律,随着大量降水区域中主要流域和湖泊处于较高水位,可用水量处于供大于需的现象,水资源配置过程难度降低,而防洪、防灾管理工作的重要性提高,在冬季枯水期,降水明显减少,河流的自净能力下降,水量缺乏与水质恶化可能同时出现,提高了配置难度。

地表径流和湖泊是区域水资源的主要组成部分,对于水量丰富地区普遍

具有水系发达、河网纵横的特征，此外对于地表河流的径流量也是影响水量多少的重要指标，由于地表水一般在区域水资源中比例较大，对于地表水配置管理是水量分配的主要部分，地表水量的变化除受上游来水、区域降水的影响外，与区域中河流的分布、水体的蒸发强度、地表水与地下水互相补充能力有着密切关系。地表水具有取用方便、分布广泛的优点，但同时地表水受区域污染影响也较为明显，降水、水体流动的侵蚀作用、区域社会发展都会增加水体中的污染物含量，对于地表水由于其水量较大、水体有大量水生生物，具有较强的自净能力，这些特点使同一流域中不同河段的水质有较大差异，在进行水资源配置时必须通过检测确定水体的可用级别。对于湖泊中虽然其流动性不如河流，但由于湖泊多与河流或地下水源地相连，其水体也在不断循环过程中，湖泊水量具有相对稳定性，其变化大多滞后于水系中河流水量，在消减洪峰、应对干旱气候方面发挥着重要作用，但是同时也应看到湖泊水量的恢复和水体自净能力也相对缓慢，中国大部分湖泊存在面积不断缩小的趋势，其主要原因为上游来水减少和取水过量，有的地区由于沿湖地区不断排入大量废水，超过了湖泊自净能力的阈值，导致水体质量大幅下降，致使沿湖居民饮水收到严重影响，这些问题的存在不仅影响到水体的生态环境，同时水资源配置也受到限制。

地下水在总水量中比例较少，同时开采困难，但由于具有供给水量、水质相对稳定的优点对区域供水能力有着重要影响。区域地下水量的多少与区域地理特征有着密切关系，地质构造决定了地表水下渗的强弱和地下水的汇流、存蓄条件，是形成不同区域地下水量差异的主要原因，地下水受到地表水、降水的影响，处在不断循环更新的过程中，其水位、水质、水温在一定时期会有规律变化，但由于相对缓慢一旦出现漏斗区等问题恢复困难，因此对于地下水配置应以限量开采为主。

2.2.2 社会与经济发展需求

水资源配置目的是在合理利用现有水资源基础上，满足区域社会与经济发展需求。人口、城市化水平、产业规模、产业结构、环境保护程度等是影响区域需求的主要方面，区域用水总量是这些主要因素综合作用的结果，区域水资源配置优化过程也是平衡各主要因素之间的利益关系的过程。

中国在水法中规定了应首先满足居民生活用水需求的原则,因此区域中人口总量是水资源配置重要方面,不同地区人均水资源占有量有较大差异,同时由于气候条件、水资源使用习惯不同,在相同人口总量下,水资源配置量会有较大差异。人口分布和水资源分布有一定的关联,但关联程度在不同区域各有特点,即使在水量丰富区域也可能出现小范围的缺水地区,这要求水量配置要根据人口聚居情况进行灵活处理,对城市化水平较高地区,平均每人生活用水量普遍高于农村地区,同时由于人口密集总体需水量较大,在水资源配置过程中可采用水权交易与计划配置相结合的方法满足居民用水需求,而对于人口密度低,居住地较为分散的居民,定期进行水质监测,缩短供水距离或减少取水时间是水资源配置的主要方面。

产业发展对于水资源配置的影响是多方面的,产业规模和产业结构都会对区域水资源配置产生影响。农业作为用水大户,其产业规模在区域产业发展中所占的地位越重要区域出现缺水的可能性越大,在农业中不同产业对水资源配置影响也不相同,种植业和渔业对于水资源约束最为敏感,而林业和畜牧业相对较弱,但畜牧业对水资源面源污染影响较大。工业用水目前还处于不断增长的趋势,其主要原因为工业为各区域发展的主要经济支柱,相同水量产出明显高于农业,但由于其退水中污染物含量较高,是水质性缺水产生的主要原因,在水资源配置中应对火电、造纸等高污染行业实行严格控制,并且工业节水适用技术较多,企业节水成本所占比例相对较低,强化工业企业的节水管理可以取得较好配置效果。

除了与人口、产业发展密切相关的水资源配置外,区域生态环境的需水量也是保证可持续发展的重要方面。生态环境需水量与区域经济发展和其水文地理特征都有一定关系,在配置过程中应占比例的确定方法目前仍在探索中,但无容置疑的是环境需水量在维护自然与社会系统平衡中发挥着重要作用,但日常水量配置过程中,生态环境水量往往被忽视,其主要原因在于生态环境水量的配置需要从流域角度进行调配,使其管理过程难以协调,不同区域用水的利益冲突导致生态环境水量的作用难以在短时间发挥作用,“搭便车”和“公地悲剧”的现象较为普遍,但随着污染治理力度的加大,生态环境用水需求在配置计划中已成为一个必要组成部分,协调好生态水量与生活、生产用水矛盾是保证水资源能长期利用的基础。

2.2.3 水资源配置组织机构

中国与水资源配置的行政组织机构主要有流域管理机构、县级以上人民政府，其主要工作为实现所在区域水资源配置的统一管理与监督。对于水资源配置由于与生产、生活各个方面都密切相关，其配置管理过程和其他行政部门的权限有一定交叉，主要有水利部、国土资源部、环境保护部、住房和城乡建设部、卫生部、农业部、司法公安相关部门等，对在配置过程中出现的水利工程建设、土地使用规划、环境监测与保护、项目开发、卫生防疫、农业产业发展、违法处罚等不同方面进行管理。满足居民与企业供水需要的供水企业、节水技术研制部门、废水回收利用部门，以及在水市场运行过程中涉及的中介组织，代表公众利益参与配置决策的环保组织等，都在水资源配置过程中发挥着重要作用。实现行政组织命令统一与高效、维护公平合理的竞争环境提高配置经济组织效率、发挥民间组织的监督与宣传作用，是水资源配置组织的设立和管理的关键因素。

在水资源配置行政组织职能的统一与整合方面，中国已经进行了一定程度的探索，深圳、上海、北京、天津等大城市相继成立的以统一城乡水资源配置，协调工程建设、供水、污染治理不同职能为目的的水务管理局，随着对流域水量分配总体原则的确定，流域统一管理在实施上也得到了进一步的强化。但从实际实施过程中通过统一管理使组织运行效率提高的效果并不十分明显，在水资源组织变革过程仍然存在一定的阻力，在不同管理环节职能部门统一管理过程的进度不一致，致使有的管理方面存在多头管理或互相推诿的现象，在权责明确的情况下，也有可能受到地方政府保护区域经济发展政策的影响，使统一配置流域水量和水质保护方面管理措施不能得到很好的贯彻，协调流域与区域、不同产业间、生活和生产之间、各部委与地方政府之间权利与职责是提高行政组织效率的关键。

长期以来中国供水企业主要以“公共事业”为目的，而对其经营运行的经济效率重视不足，出现了供水成本高、技术设备陈旧、欠费严重、成本核算标准化程度低、对地方政府依赖性强等问题，由于水资源本身的双重属性，决定了供水企业在保障区域用水的需求同时，应以市场经济管理方法促进其效益提高，增加供水企业组织形式的多样性，改革企业决策与管理结构，使组织适应供水需求的变化是提高供水效益关键。

民间环保组织参与到水资源配置决策是发达国家成功经验,中国民间环保组织存在着数量少、组织规模小等问题,导致公众在获得水资源配置信息、发表对水资源配置观点、对配置方案修正等环节缺乏与行政部门协商和沟通机制,提高公众的水资源保护和配置参与意识,规范民间环保组织建立与管理程序是强化公众组织参与能力的关键。

2.2.4 水资源配置法律法规

水资源配置的法律法规是实现依法治水的基础,在水资源流域规划制定、区域利益的划分、水权交易程序、配置纠纷的处理、水污染处罚等必须依据已有的法律法规,法律法规能否包含实际配置管理中所涉及的工作范围,明确配置管理的行政组织与管理程序,给出进行配置管理的优先细则,对违反法律法规的处罚是否合理,法律法规是否有交叉和重复,对实际管理中新出现问题如何建立解决的程序与规则、相应法规制定与实施机构的认定等方面,对法律法规在实施过程中效率有着重要影响。

水资源配置过程是一个关系到社会发展与经济繁荣的系统性管理,其管理的基石是资源所有权及其他权属在实际社会经济活动中的实践,统一明确的法律概念能促进水资源配置行政管理和市场的规范化,由于其他权属概念模糊,不同水政管理部门和用水户可以根据自己理解对概念进行解读,产生同一问题不同地区处理方式方法迥异的现象,不可避免的出现区域或用水户利用其他权属概念界定不清的法律缺陷,谋取私利同时损害国家利益,水资源由于其双重属性,明确多种权属法律规范是高效配置水资源的关键。

对于同一水体的配置管理可能出现政出多门的现象,很大程度是由于水资源具有流动性、循环性,并且其配置与土地使用、城市规划密切相关,对于相应法规都赋予管理者相应的管理权力,这在实际工作中容易出现管理者出于部门或区域局部优化的观点坚持己见,使问题久拖不决。因此,法律法规对于不同部门所管理的水资源配置范围和职责进行明确规定的基础上,还应对具体配置过程的管理决策程序和优先次序进行明确规定,不能仅以“协商解决”来进行解释,只有确定了清楚的决策方法与决策方案的选择程序,才能在较短时间内对具体问题提出管理方案,并通过行政、法律手段得以全面推行。

在对违反水资源配置政策、法规及措施的处罚方面,存在对不同适用法律进行选择的问题,由于违法事件的危害程度、违法性质、适用法律条款很大程度上取决于司法部门的认定,对在配置过程中出现的新问题如水污染突发事件的危害、水权纠纷中权益的划分,目前都存在一定的争议,如何公平处罚违法事件中责任人,并使其处罚过程对类似事件起到警示作用是法律法规制定和执行的关键。同时,原则性规定只是对于处罚的导向,如果将其作为处罚依据,很容易出现执法不严或矫枉过正的现象,细化处罚规则,明确每一项处罚的适用条件,将处罚规则与区域经济发展相结合,综合考虑其他法律法规的协同性,是法律法规中处罚条款具有权威性的前提。

2.2.5 水资源配置工程技术能力

在河流上建造堤坝存蓄水量、通过饮水工程改变区域水量分布、应用节水灌溉保障干旱地区的农作物生长等方法,体现着工程技术在水资源配置方面的重要作用,随着科学技术的进步,水利工程、节水技术、海水淡化在水资源配置中应用日益广泛。

在流域中修建堤坝提高水位是水利工程最为普遍的应用,河流水位的提高可以增加存蓄水量,用于冬季枯水期的水资源供应、农作物生长期的灌溉用水,水位落差可用于发电,库区相当于形成一个人工湖泊,其水资源可以进行渔业生产,为库区居民带来可观收入,中国在主要流域中都建有大型水坝,对防洪抗旱起到了积极作用,随着水利工程的广泛应用其弊端也逐渐显现,由于人为的拦截了流域水量,下游供水明显减少,致使流域下游地区在水量缺乏年份可能出现断流现象,上下游用水矛盾不但没有解决,反而日益尖锐。水坝的建立淹没了大量土地,由此产生的移民问题长期没有得到较好的解决,水坝工程浩大,对水坝周边环境产生很大影响,阻断了鱼类洄游路径、增加了大坝附近山体滑坡的可能性,在地震等自然灾害出现时,大坝的稳定性也成为流域安全的隐患。饮水工程对调配不同地区水资源发挥着重要作用,但长距离的水资源调配面临着技术和成本两方面的困境,由于运输路线长输水经过地区复杂的地质条件技术水平要求高,输出成本增加。此外,对于水量输送地区的利益分配管理难度也较大。从以上两方面可以看出,利用水利工程进行水资源配置优缺点都很明显,在具体配置管理中应慎重采用。

节水技术的采用在减少水量消耗的同时也降低了水环境污染物的排放,由于用水范围的广泛性,节水技术所包含的内容繁多,对于节水技术可以根据应用于不同产业进行分类,也可根据其工艺特点进行分类,根据技术应用特点可分为单一节水技术、复合节水技术,对于单一节水技术是指在某个环节只应用一种技术,如农业节水应用防渗材料修建水渠,降低灌溉用水损失,家庭用水中应用节水水龙头等,单一节水技术应用简单,成本相对较低,管理难度不高,适于对节水要求不高的配置环节。复合节水技术是指将多种节水技术联合使用,在用水的不同环节共同实现节水,如在农业节水中将农作物品种选择、管道输水、改善土壤结构、增强蓄水能力等技术相结合,复合节水技术其提高水资源配置能力效果高于单一节水技术,但对技术管理水平要求较高,实施成本相对较高,适用于具有一定经济基础,并且具有较高管理水平的用水户或地区。此外,海水淡化作为新兴的水资源配置技术正日益得到广泛应用,降低运行成本,减少环境污染是这种技术得以在水资源配置过程中得以广泛应用的关键。

2.3 中国水资源配置现状分析

2.3.1 中国水资源状况

1. 水资源供给能力下降

对于水资源供给能力发展趋势可根据全国水资源不同方面变化进行分析,具体包括水资源总量、地表水和地下水资源量变化、地表水和地下水重复量变化、人均水资源量变化等方面。《中国统计年鉴 2008》全国的水资源总量 2000 年为 27700.8 亿立方米,在 2000 年至 2007 年期间处于不断波动过程中,平均水资源总量为 26632.3 亿立方米,其中 2002 年期间增加了 5.19%,2005 年期间增加了 16.26%,这也使 2005 年的水资源量达到 2000 年至 2007 年期间的最高值 28053.1 亿立方米,但在其他年份之间全国水资源的总量出现减少趋势,2001 年、2003 年、2004 年、2006 年、2007 年都比上一年有所减少,其中 2006 至 2007 年期间减少最少为 0.30%,2003 至 2004 年期间减少最多达到 12.1%,总体来看减少的年份远多于增加的年份,2007 年与 2000 年水资源总量相比减少了 8.83%,体现了总体下降趋势,具体数据见表 2.1。

表 2.1 2000-2007 年水资源总量变化趋势

Table2.1 Trend of total water supply in 2000-2007

单位: %

年度 指标	00-01	01-02	02-03	03-04	04-05	05-06	06-07	00-07
水资源总量变化	-3.01	5.19	-2.83	-12.1	16.26	-9.71	-0.30	-8.83
地表水资源量变化	-2.37	5.05	-3.64	-11.9	16.67	-9.73	-0.47	-8.73
地下水资源量变化	-1.32	3.66	-4.58	-10.4	8.81	-5.54	-0.34	-10.4
地表地下水重复量变化	1.26	3.00	-7.67	-9.26	9.13	-4.98	-0.99	-10.3
人均水资源量变化	-3.71	4.48	-3.44	-12.9	15.92	-10.2	-0.82	-12.6

对于与水资源总量相关的地表水资源量、地下水资源量、地表水与地下水资源重复量与全国水资源总量绝大多数年份具有相似变化趋势,只有 2000 年至 2001 年期间是个例外,在此期间地表水资源、地下水资源与水资源总量都出现了下降,但地表水与地下水资源重复量却增长了 1.26%,而在其他各年份中四个指标的变化趋势完全相同,并且特征为绝大多数情况下地表水资源变化比例高于地下水变化比例,体现了地下水资源相对稳定特点。在引起水资源下降的原因中,2000 年至 2007 年地表水总量下降了 2319.4 亿立方米,占全国水资源总量下降的 94.8%,但从下降比例方面看,地表水只下降了 8.73%,下降比例低于水资源总量下降的 8.83%,而地下水下降比例达到 10.41%,说明地下水过量开采的问题仍没有得到根本性解决。

对于人均水资源量除与水资源总量、地表水总量、地下水总量有相同的变化趋势外,最明显的特征就是在减少时幅度大于水资源总量、地表水总量、地下水总量的变化,而在增加时幅度小于水资源总量、地表水总量、地下水总量变化,正是由于这种两种趋势共同作用的结果使人均水资源量下降的幅度最高,2000 年到 2007 年期间下降达到 12.65%,说明水资源缺乏日益明显。

2.用水量不断增长

根据《中国统计摘要 2008》全国 2003 年用水量为 5320.4 亿立方米,2003 年至 2007 年平均用水量为 5617.0 亿立方米,2007 年用水量比 2003 年增加了

468.2 亿立方米,用水比例增长了 8.80%,其中 2003 年至 2004 年增长速度最快达到 4.27%,2006 年至 2007 年减少了 0.11%,基本与 2006 年用水量持平,从总量上看全国用水量是不断增长的。在不同类型用水变化中,工业用水量、生活用水量、生态用水量在 2003 年至 2007 年期间始终保持增长趋势,农业用水量虽然 2003 年至 2007 年总量增长 5.33%,但在 2005 年和 2007 年都出现了下降,并且 2003 年至 2007 年其增长比例远低于其他三种类型用水量的增长速度。在不断增加的三类用水量中,生态用水量的增长最快,2005 年和 2007 年增长速度超过了 10%,连续的高速增长使 2007 年的生态用水量高于 2003 年达到 29.69%,体现着中国对水环境生态保护重视程度的提高;工业用水量增长比例仅次于生态用水量增长,2003 年至 2007 年增长比例为 12.89%,值得注意的是在 2004 年、2005 年、2006 年连续三年超过 4%的增长后,2007 年增长比例下降到 1.04%,增长速度明显变缓;生活用水量增长比例 2003 年至 2007 年期间比较稳定,维持在 2%至 4%之间,但随着工业用水量增长速度变缓,2006 年生活用水增长速度首次超过工业用水增长速度,具体数据见表 2.2。

在用水量比例方面,农业用水仍是中国最主要的水资源需求,2003 年农业用水量比例为 64.5%,在 2005 年之后农业用水量虽然也不断增加,但在总用水量比例方面却出现了缓慢下降,到 2007 年农业用水比例与 2003 年相比下降了 3.19%;工业用水比例始终保持着增长势头,连续四年的增长使工业用水比例 2007 年达到了 23.5%,与 2003 年相比增加了 6.02%;生活用水比例 2003 年至 2007 年成波浪型变化,其特征为增长幅度大于减少幅度,因此到 2007 年其比例也增加了 3.76%;在不同类型用水比例增长中,生态用水增长幅度最大,在 2003 年至 2007 年期间累计增长达到 19.20%,但同时也应看到生态用水比例在用水量中比例相当小,最高没有超过 1.8%,虽然生态用水量和用水比例都大幅度增加,但在维护生态平衡,促进水环境改善方面发挥的作用还十分有限,具体数据见表 2.3。

用水量的增加使不同利益的用水户之间矛盾不断增加,水资源配置管理由增加取水口、延长供水管线、提高日供水量、增加深水井数量的传统管理模式,向协调不同供水需求、提高水资源利用效率模式转变,增加了水资源配置管理的难度。

表 2.2 2003-2007 年用水量变化总趋势

Table2.2 Trend of total water demand in 2003-2007

单位: %

年度 指标	03-04	04-05	05-06	06-07	03-07
用水总量变化	4.27	1.54	2.88	-0.11	8.80
农业用水量变化	4.45	-0.16	2.36	-1.33	5.33
工业用水量变化	4.39	4.58	4.56	1.04	15.34
生活用水量变化	3.22	3.67	2.77	2.65	12.89
生态用水量变化	3.14	13.05	0.32	10.86	29.69

表 2.3 2003-2007 年用水比例变化总趋势

Table2.3 Trend of water demand ratio in 2003-2007

单位: %

年度 指标	03-04	04-05	05-06	06-07	03-07
农业用水比例变化	0.18	-1.67	-0.50	-1.22	-3.19
工业用水比例变化	0.12	3.00	1.64	1.15	6.02
生活用水比例变化	-1.01	2.10	-0.10	2.76	3.76
生态用水比例变化	-1.08	11.34	-2.48	10.98	19.20

3. 部分地区出现了水质性缺水

中国在面对水资源日益缺乏问题的同时,在水量丰富地区的水质性缺水成为水资源配置中新问题,水体中污染物增多在一定程度上降低了水资源的可利用价值,对于生活用水、环境用水等对水体质量要求较高可用水量降低明显,直接影响到流域或湖泊附近地区的居民的生活,同时对所在地区的生态环境产生了很大的破坏,水质性缺水以水量丰富的经济发达地区表现尤为明显,珠江三角洲等地区为水质性缺水较为典型的代表。

水质性缺水产生的原因是多方面的,主要包括工业废水排放量大、生活污水处理率低、农业面源污染加重、水污染治理效率低等。在流域内工业企

业排放的废水还有大量的有毒物质,其种类随着企业类型不同有较大区别,但都对流域水体产生较大影响,由于工业废水中成分复杂、在水体中降解缓慢、企业常年持续排放,在流域中往往会形成污染带,对流域中下游地区产生持续的影响,而由于这些企业都对当地经济发展起着重要的支撑作用,存在着监测和处罚不利的状况,致使经济发达地区水污染状况不断恶化,此外随着中国企业外来加工产品的增多,国外企业将高污染产品向发展中国家转移是一种普遍趋势,这也成为中国企业工业污染物排放量持续高居不下的重要原因之一。中国城市化水平不断提高的同时,城市生活污水处理能力却没有同步发展,生活污水排污管道建设缓慢,污水处理厂的数量少,日处理能力低导致城市生活污水处理能力低,生活污水回用较少,此外广大农村地区生活污水基本没有经过处理,生活污水目前已经超过工业废水成为中国水污染主要来源,虽然生活污水的毒性不如工业废水大,但其中部分成分对地表水富营养化有较大影响,其污染作用不容忽视。农业中面源污染产生的氮氨等污染物,在水体污染中比例逐渐增加,同时中国虽然强调总量控制但却没有针对面源污染的法律法规,随着对农产品需求的增加,面源污染的影响正逐渐扩大。中国在2000年就已经对“三河三湖”的水污染治理,经过近十年的治理,“三河三湖”整体水质治理效果受新产生的水污染影响没有根本性好转,同时还出现“蓝藻”等水污染突发事件。多种情况综合作用结果使水质性缺水影响日益增加。

水质性缺水带来的主要问题是增加了取水、净化成本,降低了生态环境的自净能力,由于水质性缺水地区无法从周边流域取水,大多通过兴建水利工程从较远地区取水,其水价中为了补偿输水工程建设成本、输水管理成本、水权交易费用等,致使水价有较大幅度的提高,居民和企业消耗同样水量时其花费代价明显高于从本地区取水,同时由于区域需水较大,在不得不在当地取水时,由于水体中出现了以前没有的污染物,不得不提高水质指标数量,增加检测环节,应用新的污染物去除技术,使污染物的去除成本提高。有的地区污水排放量的增加使污水在流域径流量所占比例较大,尤其是在枯水期时污水量有的竟超过流域自身流量,远超过了水体可承受能力,这使流域中水生生物锐减,生态环境急剧恶化,其影响已不仅仅局限于对于流域水体,而对整个流域的生态环境产生了较大的负面影响。

2.3.2 水资源配置管理中存在的问题

随着中国水资源配置管理组织机构的健全、法律法规的完善和工程技术水平的提高,对于水资源的利用和保护水平都有不同程度的提高。由于水资源配置的情况的多样性和复杂性,水资源统一管理、水权交易市场机制的建立、水污染治理方面仍然存在诸多问题。

1. 水资源统一配置方面

流域统一管理和水务一体化体现着中国在水资源统一配置管理的发展方向,但是实际实施过程中由于涉及到不同利益群体、具体程序没有明确规定,使统一管理在流域水资源利用计划、跨界污染解决、流域生态环境保护、城乡统一管理方面没有很好的得以实施。

对于水资源流域统一配置方案确定没有形成较为规范的模式。水资源流域的统一管理涉及到流域中不同区域的利益划分,协调各区域的利益关系是流域配置计划的关键,水利部通过的水量配置办法中从五个方面提出了有关水量分配的内容,主要包括地表水和地下水分配水量、预留水量、水量调整原则、跨界配水的水量和水质控制,从规定给出了在一个流域配置水资源方案中最终应得到的结果,而对结果产生过程的控制没有相关规定。为了将流域中有限的水量能公平的分配给不同区域,应给出影响水量分配的具体指标,这些指标应从水资源消耗的主要方面进行选取,生活用水、经济发展用水、流域分配水量的水质、生态环境用水等方面都会影响的某一区域最终分配的水量,办法中强调了以科学论证为基础,通过民主协商形成行政决策的机制,对分配所用指标没有具体规定,只有在与水资源配置关键指标确定的基础上,才能使水量分配方案有共同的评价基础,在不同流域水量分配中体现标准统一的原则。在指标确定的基础上,如何将指进行量化,并通过统一的方案评价方法确定不同区域水量,是避免各区域不认同分配水量而在执行中贯彻不力的重要方面。流域中与水量分配指标的调查、记录和整理主要由流域中各区域完成,其数据的真实性没有得到有效的监督,各地方政府为了区域利益如果夸大用水量,流域机构如何对上报数据进行甄别,如发现有数据不符合实际情况的在水量分配过程中如何处置还没有明确的措施,这些问题的存在增加了流域配置水量中的操作风险。在数据真实、原则明确的前提下,由于使用不同的计算方法,其水量分配结果也会有一定差异,在流域分配水量方

案确定的同时应公布其计算方法,以期可以通过不断实践对方法进行完善,但绝大多数分配方案没有对方法进行说明,对改进利益分配模式产生了不利影响。流域机构和地方政府是水量分配方案制定的主要机构,方案具体制定人员的选择是影响方案可行性的方面,对于方案制定人员不仅应熟悉流域中影响水量的不同因素,还应把握不同地区经济发展状况,同时明确国家宏观经济调控方向,如果决策人员选择不当,将对流域水量分配方案导向性不能正确引导,为流域可持续发展遗留了隐患。在水资源统一配置过程中,由于流域水资源的一体性,某一区域的污染必然对流域中其他区域产生危害,而对于跨界水污染问题办法中提出“监测水体的水质”的管理方法,如果上游来水水质不合格如何处置没有详细规定,这导致跨界污染治理仍然是难以解决的问题,上游污染物引起损失的赔偿、责任人处罚是保证来水达到水质要求的基础,相关管理规则的缺失导致流域跨界污染风险增加。流域中水土流失的治理、湖泊与湿地的保护、流域中濒危生物的调查与保护都需要流域中各区域协同,但由于大多数河流没有形成统一流域规划,各地区根据自身需要进行治理和保护,降低了流域生态保护效果。水务一体化经过不断实践其管理效率已有较大的进步,由于城市供水管网建设、供水处理能力、污水回收利用状况等都有较大差异,城乡统一管理仍然面临难以衔接问题,使农村饮水安全仍然十分严峻。

2. 水权交易市场机制方面

水权交易作为优化水资源配置的方法只在中国极少的地区得以实施,其管理机制的不完善是主要原因。作为水权交易由于涉及除所有权外其他权益的转让,其决策过程涉及交易意向的形成、交易程序确定、交易绩效评价等多方面因素,对于水资源配置的影响也是多方面的。水利部 2005 年制定了水权交易转让的相关规定,其中提出了六条转让原则和五条转让受限条件,对于转让过程其他方面提出了“积极探索”的政策导向,水权交易才明确成为计划配置的补充。在实践中,中国水权交易存在问题主要方面包括:没有形成完整的交易决策评价体系;交易程序更多的体现是与区域特点相结合的特殊性,普遍适用的规范较少;水权交易过程注重短期利益,而对于长期利益交易过程中体现较少,没有形成系统的保障“公开与公正”原则的措施,水权交易决策中公共参与能力较低;对由于节约用水产生的水权交易没有相应

的鼓励政策；没有形成系统的水权交易的监督机制等。

中国对于水权交易的决策主要由政府主管部门做出，这种管理方法在水权交易数量少、规模不大时可以保障交易的合理性，随着水权交易应用范围的扩大，政府作为水权市场规则的制定者和监督者作用会被削弱，对水权交易独立评估机构的建立是适应水市场发展的重要方面，独立评估机构的缺乏使水权交易停留在政府行政管理阶段，难以形成以市场机制为基础的交易过程。此外，水权交易评估机构资质的认定、评估人员培训与资质获得、评估报告的准确性等问题，都会影响到水权交易决策，由于没有对水权交易合法性、效益及相关利益者分析，导致产生水权交易纠纷的风险增加。

在已经进行的水权交易中，交易合同重点涉及买卖双方的交易水量、调水时间、交易价格等方面，其交易价格高低和水量多少，主要取决于交易双方的意向，交易结果不具有普遍意义，这给水权交易的推广增加了难度，形成合理的交易水量计算方法，对避免交易中卖方由于转让水量过多影响自身生活、生产，或挤占生态用水有重要作用，同时统一的水价的组成部分，对避免交易水价过高或过低，都有良好的约束作用，对于水权交易中普遍面临的问题缺乏统一标准，阻碍了水权交易的进一步发展。

在长期水权交易中，水价应根据供水成本的变动而做相应调整，供水方的上游地区为保障供水水质可能会影响其经济发展，这些因素都会影响到水权交易双方的长期利益，在水权交易合同中忽视对其规定的现象较为普遍，成为水权交易纠纷的原因之一，而相应水权交易双方及利益相关者的协商机制还没有规范的模式，上级主管部门往往成为纠纷的协调者，这使整个协调过程不确定性增加，其基本原则可能因为主管者的导向不同而有一定差异，公众在纠纷决策中意见的反映没有明确的渠道，这些问题的存在使水权交易保障“公正性”难度增加。

此外，在交易水量中虽然禁止了对水资源优化配置不利的水源类型，但对于因为节约用水而产生的交易水量没有相应的激励机制，而节约用水成本往往高于由于区域水资源丰富而产生的交易水量，使水权交易促进水资源优化配置的作用受到限制。对已交易水权监督转让办法中采用听证会的形式，实际上只是对转让决策的监督，而对于合同在实施过程中出现的诸多问题，没有指定具体的管理机构进行管理，缺乏纠纷处理的程序与措施，增加了由

于水权交易一方违约而使另一方产生损失的风险,使水权交易作为水资源计划配置有效补充的作用降低。

3.水污染治理管理方面

随着中国经济的发展,水污染问题也变得日益明显,由于水污染而引起的供水紧张也成为水资源配置中出现的新问题,“十一五”期间中国加大了水污染治理力度,主要污染物指标 COD 开始出现下降,体现着水污染治理初见成效,对于水污染防治法的修订进一步强化了水污染治理的法律法规。但从水资源总体状况角度,主要流域、重要湖泊水库、城市内湖和地下水的水体质量还没有根本性好转。环境容量计算不规范,总量控制与浓度控制管理方法没有很好衔接,总量控制指标少、控制范围有限,监测手段落后、监测人员少,污染物排放处罚不利等方面是水污染治理管理存在的主要问题。

总量控制是20世纪70年代以来发达国家在水污染治理方面的成功经验,修订后的水污染防治法“排放总量控制”的管理方法,但在实施过程中面临着诸多问题。对于区域水体环境容量的计算是体现水体污染物阈值的重要指标,虽然对于环境容量有相应计算方法规定,但环境容量强调是对某一控制单元的评价过程,其数据应为对控制单元的实际测定结果或进行分摊计算的数值,由于数据的缺乏有的地区只能采取所在区域的监测结果,致使环境容量计算不准确。环境容量包含点源和非点源污染的排放结果,对于点源污染计算较为准确,而由于非点源污染数据获得困难,没有形成标准的估算方法,容易在环境容量计算上产生差异。在实施总量控制的同时,企业和城市污水排放标准仍主要以浓度标准为主,在项目建设和污染治理收费方面总量控制和浓度控制没有很好衔接,致使总量控制的激励和处罚机制没有得到很好的发挥。水资源污染物由于来源于工业、农业、生活等不同方面,其污染物种类极其繁多,其中含有多种剧毒、致癌物质,在总量控制中目前只选取了化学需氧量一个指标作为总量控制目标,很难真正体现水体的污染状况,同时总量控制目前重点为点源污染,由于农业生产、生活污水产生的大量面源污染仍没有得到有效控制。全方位、不同时段的同时监测是实现有效总量控制的前提,但由于资金、技术、人员方面的原因,大部分地区没有实现对重点污染物的实时监测,这使企业私排、偷排的现象屡禁不止,增加了由于短时间大量排放污染物造成突发水污染事件的风险。水污染防治法虽然提高了

对污染企业处罚力度，但其处罚过程与相关法律如刑法的相互衔接不十分明确，同时对于水资源污染直接损失的计算，间接损失的认定与补偿没有明确规定，对由于水资源污染造成的上下游之间、企业与公众之间、不同用水户之间的民事纠纷的处理程序都需要进一步的完善。

2.4 水资源配置管理研究框架

水资源配置管理的主要内容是对区域内水量与水质的配置，配置方法主要包括计划配置和市场配置，其计划配置主要通过流域统一水量分配和省统一分配水量实现，对于市场配置主要是通过不同形式的水权交易市场进行配置，在配置中相应水体质量的提高可通过水污染治理得以实现。

论文从水资源配置管理的主要内容入手进行分析，首先明确的水资源配置管理的定义，并对其内涵中所包含的水量与水质结合、计划与市场结合、开发与保护结合、平衡与侧重结合等特点进行了概括。提出了水资源配置管理的三个主要目标为实现总体配置最优、计划与市场协同、促进水质达标。概括了区域水文地理特征、社会与经济发展、配置组织机构、配置法律法规、工程技术等水资源配置要素。根据中国水资源利用现状，结合水资源配置管理主要内容，总结了中国在统一配置、水权交易、水污染治理管理方面存在的主要问题。

对全国各地水资源状况从供给与需求两方面进行综合评价与分析，建立了针对供给与需求的评价指标体系，根据全国各地区的统计数据应用因子分析模型得出了排序结果，为实际配置水资源提供了定量基础。结合水资源配置管理存在问题，从基于流域统一管理的水量分配、基于宏观调控下的水权交易评价、水污染状况及治理效率研究三个方面对水资源管理配置过程进行了研究。在流域统一管理方面，总结了已有主要流域配置方案的优缺点，建立了统一配置的指标体系，提出了进行水量配置的定量模型。在水权交易机制方面主要研究了水权交易决策评价方法，明确了水权交易体系的构成，建立了水权交易评价体系，选择了不同情况下水权交易评价的方法。在水污染治理方面，建立水资源污染状况和治理效率的评价指标体系，并进行了实证分析。最后，从统一配置管理、水权交易、水污染治理方面提出提高水资源配置效率的策略。中国水资源配置管理的研究框架见图 2.1。

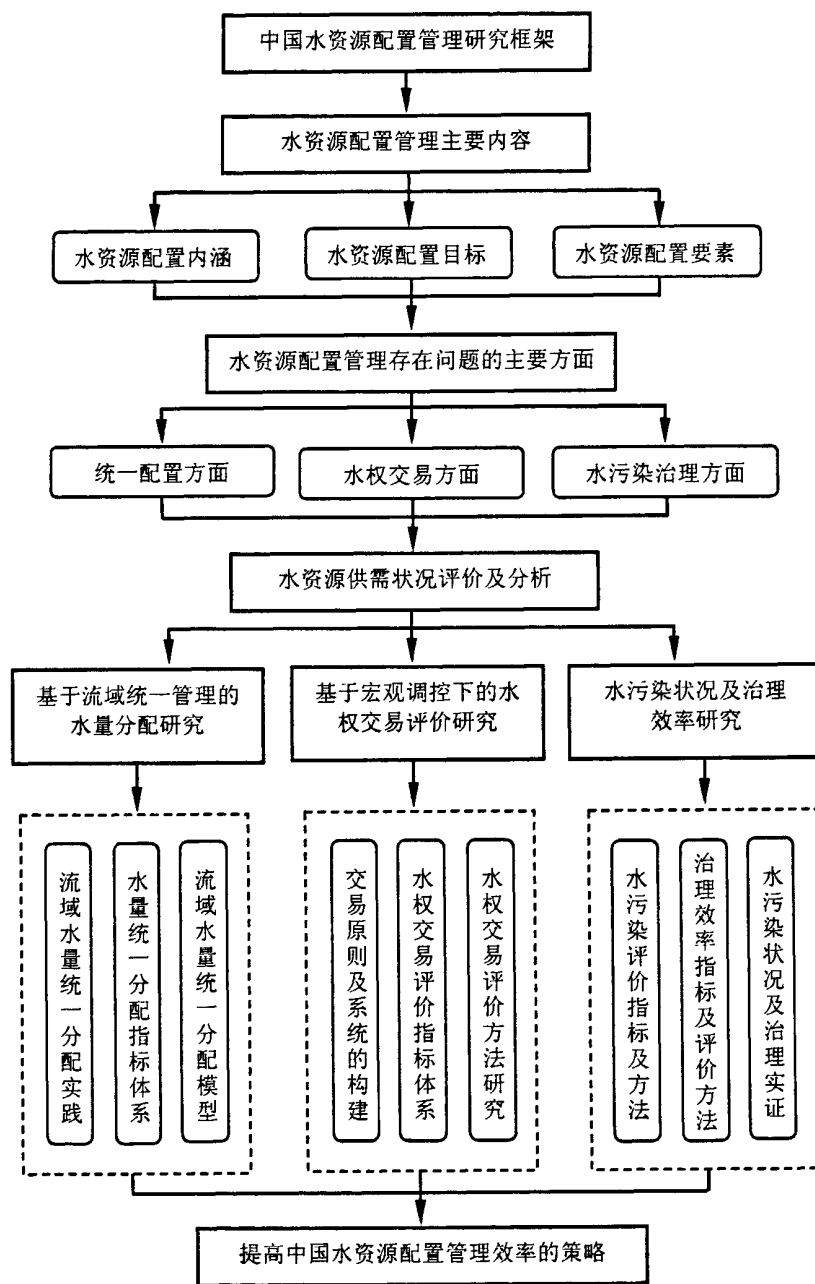


图 2.1 中国水资源配置管理研究框架

Figure 2.1 Framework of water allocation management in China

2.5 本章小结

给出了水资源配置管理的定义，明确了水资源配置管理的主要目标，总结了水资源配置的构成要素，根据中国水资源利用现状，提出了水资源配置管理在统一配置管理、市场交易机制、水污染治理方面存在的主要问题，在此基础上建立了水资源配置管理研究框架，为进一步研究奠定了基础。

第3章 水资源供需状况评价与分析

3.1 水资源供需状况评价指标体系建立

3.1.1 水资源供需状况评价原则

水资源对经济社会发展的约束作用应从水资源供给和需求两方面进行分析,在建立水资源供需状况评价指标体系时应遵循下面的原则。

1.全面性

水资源供需过程是包含社会经济发展、水资源自然循环、人口迁移、气候变化相互联系、相互影响的整体,每一部分都发挥着独特作用,同时又受到其他方面制约,评价指标体系应该尽可能的体现水文、气候、环境保护与经济、社会发展相互作用状况,代表某一方面的评价指标都会对整体评价结果产生不同程度影响,各方面的指标都不能被评价者忽视,对于评价全面性还体现在对不同方面指标应呈现出明显的结构层次,不仅通过对总体指标的综合分析得到总的状况结果,而且通过细分指标的评价计算,能够提供各个层次更为详细的信息。

2.动态性

水资源供需关系是连续变化的,因此水资源供需关系的评价指标体系既要能体现在当前状态下,水资源对经济社会发展的约束,同时也应体现出水资源利用效率提高,节水能力增强时经济发展对水资源保护的推动作用。此外,水资源的供需有时受到异常天气影响,会在短时间能改变水资源供需的空间分布,但由于相应变化不易在较短的时间内取得其真实值,再加上水资源分布区域受水土保持、水利工程蓄水能力等影响,由于水资源的配置处在连续变化与调节过程中,在设计指标时应以动态的、系统的角度组织指标,便于进行预测与管理。

3.可调性

评估水资源供需的指标体系应在一段时间内保持相对稳定,体现了在一定技术条件下对水资源利用的能力,但由于中国区域广泛,降水、产业结构等条件千差万别,当进行某个局部区域水资源供需评价时,所采用的指标应

针对地区特点进行调整,调整主要包括指标权重调整和指标选取调整,区域水文地质条件差别大适用于权重调整,区域产业特征差别明显的适合于指标调整,从而增强评价可信度。

3.1.2 水资源供给状况评价指标体系

对于水资源的供给状况受区域水资源量多少、水资源结构、供应能力大小、工程供水能力强弱等因素影响,水资源供给指标的设立应从这四方面考虑。对于同时期区域水资源的多少可用水资源总量、降水总量、人均水资源总量来表示;水资源供给结构可用地表水资源量、地下水资源量来表示;区域供水能力的强弱可通过总供水量、地表水供水量、地下水供水比例来表示;水利工程实际供水量、供水管道长度、工业重复用水量、城市重复用水量、供水综合生产能力体现了区域工程供水能力。对于水资源供水能力的增减趋势可用以上指标的变化率表示。具体水资源供给状况指标体系构成见表 3.1。

表 3.1 水资源供给状况评价指标体系

Table3.1 Index system of water supply

第一层	第二层	第三层
水资源供给状况评价指标体系 G1	水资源总量 ZL	水资源总量 SHZZ
		降水总量 JSHZ
		人均水资源总量 RJZ
	水资源结构 JG	地表水资源量 DBZ
		地下水资源量 DXZ
	可供水水量 GSH	总供水量 ZGSH
		地表供水量 DBG
		地下供水比例 DXGB
	工程供水能力 GCH	水利工程实际供水量 GCHG
		供水管线长度 GSHG
		供水综合生产能力 ZHSH
		城市重复用水量 CHCH
		工业重复利用率 GYCH

3.1.3 水资源需求状况评价指标体系

水资源需求状况可用区域用水的总体状况、用水结构、水资源利用状况、水环境四方面的指标表示。其中用水量、人均用水量、水资源已消耗程度代表着区域用水总体状况；区域用水结构可用农业用水量、工业用水量、生活用水量、农业用水比例、生活用水比例比例来体现；表示区域水资源利用状况的指标主要有万元国内生产总值用水量、万元工业增加值用水量、农田实灌亩均用水量、输水损失量、新取水量、农业节水状况；区域水环境状况可用工业废水、生活污水排放量指标表示。具体指标见表3.2。

表 3.2 水资源需求状况评价指标体系

Table 3.2 Index system of water demand

第一层	第二层	第三层
水资源需求状况指标体系	用水总体状况 ZT	用水量 YSH
		人均用水量 JYSH
		水资源已消耗程度 LYCD
	用水结构 YSJ	农业用水量 NYYS
		工业用水量 GYYS
		生活用水量 SHYS
		农业用水比例 NYBL
		生活用水比例 SHBL
	水资源利用状况 LY	万元国内生产总值用水量 SHCY
		万元工业增加值用水量 ZJZY
		农田实灌亩均用水量 SGYS
		输水损失量 LSSL
		新取水量 XQSH
		农业节水状况 JSHG
	水环境状况 SHJ	工业废水排放量 GYFS
		生活污水排放量 SHFS

3.2 水资源供给状况评价与分析

3.2.1 数据来源和因子分析简介

数据来源为《中国统计年鉴 2008》、《中国环境统计年鉴 2008》、《中国水利年鉴 2008》。对于原始数据 X 通过公式 (3-1) 进行标准化处理, 经标准化变换后, x'_{ij} 的均值为 0, 方差为 1, 这样相关矩阵 R 和协方差 S 完全一样, 其中 $R = X \cdot X'$ 。

$$x'_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}}{\sqrt{s_i}} \quad \bar{x}_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n x_{ij}, s_i = \frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^n (x_{ij} - \bar{x}_i)^2 \quad (i=1,2,\dots,p; j=1,2,\dots,n) \quad (3-1)$$

解相关矩阵特征方程 $|R - \lambda I| = 0$, 记特征值为 $\lambda_1 > \lambda_2 > \dots > \lambda_p \geq 0$ 。

$$\frac{\lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_m}{\sum_{i=1}^p \lambda_i} \geq \alpha\% \quad (\text{通常 } \alpha\% \text{ 定为 } 80\%^{[108]}) \quad (3-2)$$

因子分析数学表达式 (没有包含特殊因子) 见公式 (3-3)。

$$\begin{cases} x_1 = \mu_{11}F_1 + \mu_{12}F_2 + \dots + \mu_{1m}F_m \\ x_2 = \mu_{21}F_1 + \mu_{22}F_2 + \dots + \mu_{2m}F_m \\ \dots \\ x_p = \mu_{p1}F_1 + \mu_{p2}F_2 + \dots + \mu_{pm}F_m \end{cases} \quad (3-3)$$

一般用单位向量表达特征向量 u_i , 可由公式 (3-4) 规格化。

$$a_{ij} = \mu_{ij} \sqrt{\lambda_j} \quad (3-4)$$

所以, 因子载荷矩阵为公式 (3-5)。

$$A = (a_{ij}) = \begin{bmatrix} \mu_{11}\sqrt{\lambda_1} & \mu_{12}\sqrt{\lambda_2} & \dots & \mu_{1p}\sqrt{\lambda_p} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \mu_{p1}\sqrt{\lambda_1} & \mu_{p2}\sqrt{\lambda_2} & \dots & \mu_{pp}\sqrt{\lambda_p} \end{bmatrix} \quad (3-5)$$

因子分析表达式变为公式 (3-6) ^[109]。

$$\begin{cases} x_1 = a_{11}F_1 + a_{12}F_2 + \dots + a_{1m}F_m + a_1\varepsilon_1 \\ x_2 = a_{21}F_1 + a_{22}F_2 + \dots + a_{2m}F_m + a_2\varepsilon_2 \\ \vdots \\ x_p = a_{p1}F_1 + a_{p2}F_2 + \dots + a_{pm}F_m + a_p\varepsilon_p \end{cases} \quad (3-6)$$

3.2.2 水资源供给主因子选取

根据原始数据处理后供水状况标准化数据如表 3.3。

表 3.3 供水能力数据标准化

Table 3.3 Standardization value of water supply

变量 地区	水资源总量			水资源结构		可供水量			工程供水能力				
	SHZZ	JSHZ	RJZ	DBZ	DXZ	ZGSH	DBG	DXG	GCHG	GSHG	GYCH	ZHSH	CHCH
北京	-0.888	-1.203	-0.246	-0.856	-1.021	-1.102	-1.069	-0.239	-1.176	0.312	0.974	1.116	1.050
天津	-0.902	-1.218	-0.247	-0.856	-1.084	-1.184	-0.990	-0.642	-1.158	-0.168	-0.801	-0.518	1.085
河北	-0.780	-0.674	-0.245	-0.821	-0.623	0.107	-0.827	2.980	0.481	-0.043	0.050	1.491	0.901
山西	-0.798	-0.672	-0.240	-0.792	-0.717	-0.930	-0.946	0.039	-0.983	-0.373	0.016	1.730	0.985
内蒙古	-0.582	0.343	-0.205	-0.662	-0.175	-0.055	-0.449	1.249	0.560	-0.554	-0.719	-0.617	-0.226
辽宁	-0.621	-0.623	-0.228	-0.608	-0.685	-0.323	-0.576	0.758	-0.282	0.565	0.558	2.697	0.867
吉林	-0.526	-0.565	-0.204	-0.531	-0.717	-0.626	-0.659	0.100	-0.567	-0.363	-0.276	0.097	0.039
黑龙江	-0.362	0.051	-0.203	-0.451	-0.058	0.747	0.104	2.088	0.547	-0.111	-0.133	0.295	-0.027
上海	-0.875	-1.209	-0.244	-0.833	-1.061	-0.486	-0.237	-0.790	-0.338	0.700	0.782	-0.065	0.415
江苏	-0.358	-0.509	-0.227	-0.427	-0.551	2.671	2.886	-0.570	1.890	2.544	1.854	1.158	-0.237
浙江	0.087	-0.157	-0.186	0.105	-0.187	0.168	0.383	-0.667	0.327	1.246	0.850	-0.152	0.114
安徽	-0.115	-0.152	-0.208	-0.128	-0.288	0.320	0.432	-0.338	0.126	-0.285	0.267	-0.638	0.291
福建	0.290	0.039	-0.140	0.320	0.298	0.062	0.276	-0.679	-0.013	-0.263	-0.372	-0.523	0.602
江西	0.335	0.205	-0.157	0.345	0.291	0.340	0.523	-0.551	0.299	-0.382	-0.399	-0.699	0.076
山东	-0.480	-0.441	-0.236	-0.554	-0.215	0.229	-0.268	1.564	0.923	1.295	0.959	2.726	0.876
河南	-0.392	-0.379	-0.233	-0.479	-0.192	0.156	-0.503	2.108	0.150	0.001	0.752	0.355	0.650
湖北	0.225	0.227	-0.185	0.223	0.167	0.512	0.707	-0.605	0.138	0.464	0.699	-0.161	0.276
湖南	0.687	0.554	-0.168	0.704	0.471	0.984	1.105	-0.345	0.209	-0.144	0.525	-0.740	-2.784
广东	0.860	0.624	-0.189	0.873	0.722	1.980	2.100	-0.308	2.274	3.464	3.382	-0.318	-0.370
广西	0.641	0.867	-0.144	0.668	0.430	0.884	1.031	-0.487	0.498	-0.486	-0.239	-0.323	0.555
海南	-0.596	-0.869	-0.127	-0.554	-0.788	-1.016	-0.798	-0.711	-1.064	-0.849	-1.009	-0.722	0.158
重庆	-0.170	-0.553	-0.164	-0.131	-0.757	-0.795	-0.559	-0.758	-1.143	-0.305	-0.637	-0.745	0.350
四川	1.667	1.746	-0.146	1.675	1.524	0.190	0.323	-0.431	0.140	0.010	0.262	-0.584	-0.134
贵州	0.269	0.122	-0.147	0.301	0.064	-0.646	-0.445	-0.656	-0.683	-0.477	-0.826	-0.581	-0.681
云南	1.617	2.090	-0.066	1.628	2.469	-0.272	-0.071	-0.674	-0.140	-0.756	-0.749	-0.737	-1.798
西藏	3.935	3.364	5.370	3.910	3.241	-1.088	-0.860	-0.746	-1.182	-0.972	-1.283	-0.745	-0.514
陕西	-0.491	-0.288	-0.214	-0.478	-0.490	-0.765	-0.766	-0.025	-0.646	-0.704	-0.721	-0.645	0.278
甘肃	-0.658	-0.357	-0.219	-0.622	-0.490	-0.470	-0.441	-0.132	-0.308	-0.851	-0.745	-0.177	0.751
青海	-0.172	0.284	0.192	-0.153	0.216	-1.129	-0.939	-0.621	-1.069	-1.068	-1.159	-0.744	-1.699
宁夏	-0.903	-1.155	-0.245	-0.855	-1.001	-0.841	-0.630	-0.681	-0.695	-0.853	-1.113	-0.490	0.751
新疆	0.055	0.508	-0.099	0.038	1.207	2.378	2.163	0.772	2.886	-0.597	-0.750	-0.739	-2.600

表 3.4 水资源供给状况指标相关系数
Table3.4 Relation matrix of water supply index

	SHZZ	JSHZ	DBZ	DXZ	RJZ	ZGSH	DBG	DXGB	GCHG	GSHG	ZHSH	CHCH	GYCH
SHZZ	1.000	0.949	0.999	0.934	0.751	0.113	0.210	-0.474	0.054	-0.063	-0.076	-0.381	-0.435
JSHZ	0.949	1.000	0.943	0.973	0.654	0.174	0.226	-0.360	0.152	-0.151	-0.148	-0.383	-0.531
DBZ	0.999	0.943	1.000	0.928	0.747	0.096	0.202	-0.492	0.034	-0.073	-0.086	-0.396	-0.434
DXZ	0.934	0.973	0.928	1.000	0.633	0.216	0.264	-0.373	0.217	-0.126	-0.130	-0.363	-0.581
RJZ	0.751	0.654	0.747	0.633	1.000	-0.205	-0.156	-0.153	-0.223	-0.206	-0.266	-0.173	-0.146
ZGSH	0.113	0.174	0.096	0.216	-0.205	1.000	0.951	-0.278	0.947	0.585	0.574	0.050	-0.374
DBG	0.210	0.226	0.202	0.264	-0.156	0.951	1.000	-0.518	0.854	0.578	0.543	-0.115	-0.430
DXGB	-0.474	-0.360	-0.492	-0.373	-0.153	-0.278	-0.518	1.000	-0.149	-0.119	-0.015	0.603	0.372
GCHG	0.054	0.152	0.034	0.217	-0.223	0.947	0.854	-0.149	1.000	0.570	0.537	0.103	-0.334
GSHG	-0.063	-0.151	-0.073	-0.126	-0.206	0.585	0.578	-0.119	0.570	1.000	0.937	0.403	0.128
ZHSH	-0.076	-0.148	-0.086	-0.130	-0.266	0.574	0.543	-0.015	0.537	0.937	1.000	0.424	0.127
CHCH	-0.381	-0.383	-0.396	-0.363	-0.173	0.050	-0.115	0.603	0.103	0.403	0.424	1.000	0.472
GYCH	-0.435	-0.531	-0.434	-0.581	-0.146	-0.374	-0.430	0.372	-0.334	0.128	0.127	0.472	1.000

表 3.5 水资源供给状况总方差解释
Table3.5 Total variance explained of water supply

因子	原始特征根			因子	原始特征根		
	数值	占总体比例	累积比例		数值	占总体比例	累积比例
1	5.351	41.164	41.164	8	9.038E-02	0.695	99.393
2	4.032	31.013	72.178	9	3.504E-02	0.270	99.663
3	1.574	12.109	84.287	10	1.927E-02	0.148	99.811
4	0.934	7.185	91.472	11	1.745E-02	.134	99.945
5	0.398	3.062	94.534	12	6.968E-03	5.360E-02	99.999
6	0.296	2.274	96.809	13	1.515E-04	1.165E-03	100.000
7	0.246	1.889	98.698				

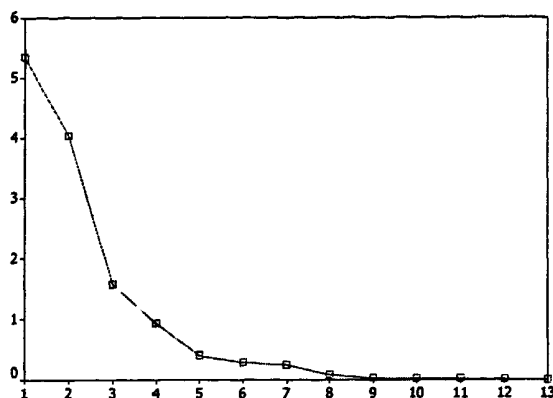


图 3.1 水资源供给状况指标碎石图
Figure3.1 Scree plot of water supply index

对水资源供给状况 13 个指标标准化处理后, 计算相关系数得到表 3.4, 进行因子分析, 得到总方差解释如表 3.5, 特征根变化趋势如图 3.1, 从表 3.5 和图 3.1 中可以看出, 第一个因子特征根为 5.351, 占方差比例最大为 41.164%, 依次特征根数值递减, 从第四个因子开始特征根小于 1, 并且下降速度趋缓, 到第八个因子其特征根已经小于 0.1, 从累计方差看, 前三个因子累积方差已超过 84.287%, 按公式 (3-2) 在供水状况指标因子分析中可选取三个主因子。为进一步了解主因子和各指标之间关系, 采用 Varimax 法进行正交旋转使负载向 1 或 0 靠近。

根据表 3.6 中旋转后因子负载值系数可知, 第一个主因子与水资源总量 (SHZZ)、降水总量 (JSHZ)、地表水资源总量 (DBZ)、地下水资源总量 (DXZ) 有着密切的关系, 因为这几个指标虽然分属于水资源总量和水资源结构两个不同的方面, 但都和区域的自然条件密切相关, 其系数为 0.961、0.913、0.955、0.897, 可以称为自然供水能力指标 (ZRG); 第二个主因子与总供水能力 (ZGSH)、地表水供给能力 (DBG)、工程水利实际供水量 (GCHG) 紧密关系, 系数为 0.917、0.882、0.9884, 这几个指标分属可供水量和工程供水能力两个方面, 但都体现了现有实际可用水量, 可称为实际供水能力指标 (SJG); 第三个主因子受城市重复用水量 (CHCH)、工业重复利用率 (GYCH) 影响较大, 其系数分别为 0.832 和 0.712, 这两个指标都是通过节约用水提高可供水量, 节省

水量(JSHS)为比较恰当的定义,指标的系数关系可通过图 3.2 直观表示。

表 3.6 水资源供给旋转后因子负载值表
Table3.6 Rotated component matrix of water supply

变量	主因子		
	1	2	3
SHZZ	0.961	4.784E-02	-0.238
JSHZ	0.913	5.261E-02	-0.310
DBZ	0.955	3.306E-02	-0.249
DXZ	0.897	9.778E-02	-0.333
RJZ	0.846	-0.254	8.438E-02
ZGSH	2.045E-02	0.917	-0.273
DBG	7.248E-02	0.882	-0.410
DXGB	-0.271	-0.225	0.653
GCHG	-3.607E-03	0.884	-0.208
GSHG	-4.189E-02	0.849	0.347
ZHSH	-5.412E-02	0.833	0.382
CHCH	-0.181	0.251	0.832
GYCH	-0.309	-0.191	0.712

三个主因子及其主要相关指标见表 3.7,这三个方面体现了一个区域不同的供水能力,自然供水能力主因子体现了区域供水能力的潜力,实际供水能力体现了区域实际生产、生活及水利工程供水状况,是由当地居民对水资源开发能力所决定的,而节约水量指标体现了区域节水技术应用情况。

表 3.7 主因子及主要相关指标
Table3.7 Factor and relative index

主因子	自然供水能力(ZRG)	实际供水能力(SJG)	节省水量(JSHS)
主要 相关 指标	水资源总量(SHZZ)	总供水能力(ZGSH)	城市重复用水量(CHCH)
	降水总量(JSHZ)	地表水供给能力(DBG)	工业重复利用率(GYCH)
	地表水资源总量(DBZ)	工程水利实际供水量(GCHG)	
	地下水资源总量(DXZ)		

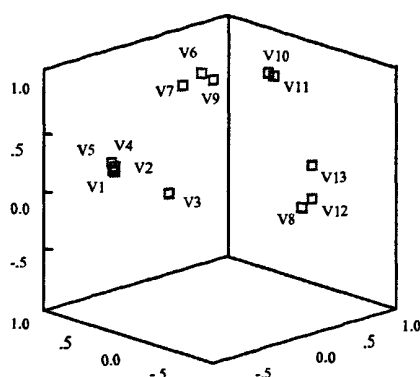


图 3.2 水资源供给状况指标负载图

Figure3.2 Loading plot of water supply index

3.2.3 水资源供给状况排序

根据因子分析结果,对三个主因子计算因子值,可由不同因子值的排序对自然供水能力、实际供水能力和节省水量状况有更明确认识。从表 3.8 中可以看出自然供水能力西藏、云南、四川能力位于前三名,重庆、北京、上海、天津自然供水能力都处于后十位,宁夏自然供水能力最弱;根据表 3.9,对于实际供水能力前三名为广东、江苏、新疆,最后三名为海南、青海、西藏,两个表的对比可以看出,西藏虽然自然供水潜力大,但由于地广人稀,水利工程实施落后,水资源实际可以供应量却最差;对于节约水量由表 3.10 可知山东、辽宁、北京占据前三位,最后三位为云南、湖南、新疆。

表 3.8 自然供水能力(ZRG)排序

Table3.8 Order of natural water supply

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	西藏	4.49	9	山东	0.05	17	黑龙江	-0.24	25	吉林	-0.49
2	云南	1.43	10	江西	0.02	18	安徽	-0.32	26	北京	-0.50
3	四川	1.33	11	贵州	0.00	19	山西	-0.36	27	甘肃	-0.57
4	广东	0.76	12	浙江	-0.02	20	江苏	-0.40	28	海南	-0.76
5	广西	0.36	13	青海	-0.09	21	内蒙古	-0.41	29	上海	-0.84
6	湖南	0.21	14	辽宁	-0.13	22	河北	-0.42	30	天津	-0.89
7	湖北	0.12	15	河南	-0.20	23	重庆	-0.46	31	宁夏	-1.02
8	福建	0.05	16	新疆	-0.21	24	陕西	-0.48			

表 3.9 实际供水能力(SJG)排序

Table3.9 Order of practicality water supply

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	广东	2.94	9	四川	0.26	17	福建	-0.09	25	重庆	-0.81
2	江苏	2.70	10	黑龙江	0.24	18	云南	-0.34	26	陕西	-0.89
3	新疆	1.30	11	辽宁	0.19	19	内蒙古	-0.37	27	宁夏	-0.98
4	山东	0.90	12	安徽	0.13	20	北京	-0.43	28	天津	-1.05
5	浙江	0.68	13	河南	0.10	21	吉林	-0.58	29	海南	-1.11
6	湖南	0.62	14	上海	0.09	22	山西	-0.62	30	青海	-1.22
7	湖北	0.58	15	江西	0.05	23	贵州	-0.67	31	西藏	-1.30
8	广西	0.37	16	河北	-0.01	24	甘肃	-0.67			

表 3.10 节约水量(JSHS)排序

Table3.10 Order of saving water supply

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	山东	2.04	9	吉林	0.26	17	湖北	-0.17	25	海南	-0.61
2	辽宁	1.97	10	天津	0.24	18	四川	-0.30	26	贵州	-0.74
3	北京	1.78	11	黑龙江	0.12	19	内蒙古	-0.33	27	江西	-0.79
4	山西	1.56	12	江苏	0.10	20	重庆	-0.47	28	青海	-0.87
5	河北	1.41	13	上海	0.07	21	福建	-0.48	29	云南	-1.19
6	河南	0.90	14	浙江	0.03	22	安徽	-0.50	30	湖南	-1.52
7	西藏	0.70	15	陕西	-0.08	23	宁夏	-0.50	31	新疆	-2.30
8	广东	0.37	16	甘肃	-0.10	24	广西	-0.59			

根据每个主因子得分将 31 个省（自治区、直辖市）分成三类，前十名名为供水能力高的区域，此后十名为供水能力中等，再后为供水能力低的区域，中国按行政区可划分为中部、东部、西部和东北四个地区，每个地区不同等级省（自治区、直辖市）所占的比例不同，占比例较大的等级代表着这些地区某一主因子的特征。

在自然供水能力主因子得分中，对于东部地区来说，广东、福建、山东为供水能力高的区域，浙江、江苏为供水能力中等区域，河北、北京、海南、上海、天津为供水能力较低区域，高、中、低比例为 30%：20%：50%，可以看出东部地区重要城市水资源都很缺乏，对这些城市的可持续发展构成了威胁；对于中部地区供水能力高的区域有湖南、湖北、江西，供水能力中等

的为河南、安徽、山西，供水能力高中等级各占了 50%；西部地区高供水能力的地区有西藏、云南、四川、广西占到总数的 33%，中等供水能力地区有贵州、青海、新疆比例为 25%，低供水能力的地区有内蒙古、重庆、陕西、甘肃、宁夏比例为 43%；东北地区辽宁、黑龙江属于供水能力中等区域，吉林为供水能力较低地区。可以明显看出，在自然供水主因子中，供水能力中部明显高于其他地区，东部和西部低水平自然供水区域占的比例较大，东北自然供水能力基本属于中等。

在实际供水主因子得分中，对于东部地区广东、江苏、山东、浙江为供水能力高的区域，上海、河北、福建、北京为供给能力中等区域，海南、天津为供水能力较低区域，高、中、低比例为 40%：40%：20%，北京、上海由于城市公共设施建设较好，虽然自然供水能力较低，但实际供水能力达到中等水平；对于中部地区供水能力高的区域有湖南、湖北，供水能力中等的为河南、安徽、江西，供水能力较低区域为山西，高、中、低比例为 33%：50%：17%；西部地区高供水能力的地区有新疆、四川、广西、占到总数的 25%，中等供水能力的地区有云南、内蒙古，占比比例为 17%，低供水能力的地区有贵州、重庆、陕西、甘肃、宁夏、青海、西藏，占比比例为 58%；东北地区高、中、低供水能力区域各一个。在实际供水主因子中，东部由于经济发达实际供水能力明显高于其他地区，与之相应的西部低水平实际供水区域占的比例较大，东北实际供水能力仍属中等。

在节约水量主因子得分中，对于东部地区山东、北京、河北、广东、天津为节约水量高的区域，江苏、上海、浙江为节约水量中等区域，福建、海南为节约能力较低区域，高、中、低比例为 50%：30%：20%，其中北京、天津节水效果明显；对于中部地区节约水量高的区域有山西、河南，节约水量中等的为湖北，节约水量较低区域为安徽、江西、湖南，高、中、低比例为 33%：17%：50%；西部地区高节约水量的地区有西藏，占到总数的 8%，中等节约水量的地区有陕西、甘肃、内蒙古、四川、重庆，占比比例为 42%，低节约水量的地区有贵州、宁夏、青海、广西、云南、新疆，占比比例为 50%；东北地区高节约水量区域为辽宁和吉林，黑龙江为中节约水量。在节约水量主因子中，可以看出工业化程度、城市基础设施的完备、水资源的短缺程度是影响节水技术应用的主要因素，东部和东北节水效果明显，而西部地区水

资源节约程度明显较低。以上分析可通过表 3.11 表示。

表 3.11 供水状况各地区主因子分类比例

Table3.11 Ratio of factor classify to different aera in water supply

主因子 区域	ZRG (%)			SJG (%)			JSHS (%)		
	高	中	低	高	中	低	高	中	低
东部	30	20	50	40	40	20	50	30	20
中部	50	50	0	33	50	17	33	17	50
西部	33	25	43	25	17	58	8	42	50
东北	0	66	33	33	33	33	66	33	0

3.2.4 供水状况评价结果分析

可以看出在供水的三个不同方面，区域能力有较大差异，为了综合考虑区域供水能力，可将三个因子值加权排序得到表 3.12。综合排序结果西藏、广东、江苏水资源供给能力为前三名，天津、海南、宁夏水资源供应能力为最后三名。总的供水能力差异原因各不相同，广东三个主因子得分都为高，因此最终评价为高；西藏自然供水潜力为高，实际供水能力为低，节约水量为高，综合得分为高；又如北京在自然供水潜力为低，实际供水能力为中，节约水量为高，综合得分为中。通过综合排序能更客观的体现不同区域中供水能力的差距。

表 3.12 中国各地区水资源供给能力得分及排序

Table3.12 Scores and order of water supply to province in China

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	西藏	1.8129	12	河南	0.0681	23	内蒙古	-0.3849
2	广东	1.5061	13	新疆	0.0481	24	吉林	-0.4167
3	江苏	0.8144	14	河北	-0.0037	25	甘肃	-0.5415
4	四川	0.7016	15	黑龙江	-0.0100	26	陕西	-0.5718
5	山东	0.6464	16	福建	-0.0757	27	重庆	-0.5905
6	云南	0.4036	17	江西	-0.0848	28	青海	-0.6148
7	辽宁	0.2851	18	北京	-0.1475	29	天津	-0.7885
8	湖北	0.2449	19	山西	-0.1774	30	海南	-0.8676
9	浙江	0.2414	20	安徽	-0.1784	31	宁夏	-0.9336
10	广西	0.2259	21	贵州	-0.3550			
11	湖南	0.1127	22	上海	-0.3690			

表 3.13 中国主要区域水资源供给能力得分及排序

Table 3.13 Scores and order of water supply to main area in China

地区 \ 等级	高	中	低
东部	40	30	20
中部	17	83	0
西部	33	8	58
东北	33	33	33

从不同地区来看综合排序的结果，东部地区供水能力高的区域有山东、广东、江苏、浙江，占到所在地区总数的 40%，供水能力中等的地区有河北、福建、北京，所占比例为 30%，供水能力低的区域为上海、海南、天津，占比例为 20%；中部地区供水能力高的只有湖北，其他五个区域湖南、河南、江西、山西、安徽供水能力都为中等；西部地区供水能力呈现两极分化的趋势，西藏、四川、云南、广西为供水能力高的区域，占总数比例为 33.3%，贵州、内蒙古、甘肃、陕西、重庆、宁夏、青海供水能力为低，占比例为 58.3%，而供水能力中等的只有新疆比例为 8.3%；东北供水能力为高中低各一个，没有明显特征，不同地区的分类具体见表 3.13。

3.3 水资源需求状况评价与分析

3.3.1 水资源需求状况主因子选取

水资源需求数据标准化见表 3.14 与 3.15。

表 3.14 水资源需求数据表 (1)

Table 3.14 Index value of water demand (1)

地区	GYFS	SHFS	地区	GYFS	SHFS	地区	GYFS	SHFS	地区	GYFS	SHFS
北京	-0.97	-0.02	上海	-0.44	0.92	湖北	0.16	0.64	云南	-0.61	-0.60
天津	-0.80	-0.75	江苏	2.59	1.59	湖南	0.28	0.60	西藏	-1.08	-1.13
河北	0.60	-0.01	浙江	1.67	0.43	广东	2.29	4.00	陕西	-0.43	-0.57
山西	-0.53	-0.43	安徽	-0.08	0.02	广西	1.43	0.42	甘肃	-0.87	-0.83
内蒙古	-0.75	-0.75	福建	0.78	-0.11	海南	-1.01	-0.82	青海	-0.99	-1.02
辽宁	0.21	0.30	江西	-0.11	-0.35	重庆	-0.14	-0.40	宁夏	-0.80	-0.97
吉林	-0.55	-0.49	山东	1.19	0.79	四川	0.48	0.44	新疆	-0.80	-0.61
黑龙江	-0.56	-0.34	河南	0.75	0.72	贵州	-0.92	-0.66			

表 3.15 水资源需求数据表 (2)
Table3.15 Index value of water demand (2)

	YSH	JYSH	LYCD	NYYS	GYYS	SHIYS	NYBL	SHYS	NYBL	SHBL	ZJZY	SGYS	CHCH	GYCH
北京	-1.10	-0.73	0.51	-1.08	-0.83	-0.46	-1.55	3.92	-0.96	-1.17	-1.10	-0.22	0.63	1.66
天津	-1.18	-0.74	0.97	-1.06	-0.86	-1.01	-0.14	0.94	-0.92	-1.29	-0.78	-0.59	0.76	-0.88
河北	0.11	-0.56	0.68	0.37	-0.43	0.06	0.74	-0.27	-0.58	-1.07	-1.09	-0.17	-2.42	-0.03
山西	-0.93	-0.82	-0.16	-0.85	-0.65	-0.75	-0.17	0.34	-0.73	-0.99	-1.15	-0.65	-0.06	0.00
内蒙	-0.05	0.46	-0.13	0.26	-0.56	-0.49	0.93	-0.81	-0.12	-0.79	-0.51	-0.54	-1.48	-0.21
辽宁	-0.32	-0.47	-0.17	-0.25	-0.44	0.08	0.15	0.45	-0.65	-0.98	0.06	1.71	0.49	0.91
吉林	-0.63	-0.39	-0.37	-0.50	-0.54	-0.62	0.30	-0.30	-0.45	-0.56	-0.40	0.22	0.67	0.52
黑龙	0.75	0.48	-0.14	1.02	0.26	-0.24	0.68	-1.02	0.31	0.25	0.17	0.02	-1.51	0.87
上海	-0.49	0.24	2.02	-1.03	0.76	-0.07	-2.67	0.59	-0.74	0.07	-0.25	0.68	0.85	0.22
江苏	2.67	0.43	0.26	1.58	3.78	1.42	-0.75	-0.71	-0.36	0.25	-0.11	1.55	-1.07	3.39
浙江	0.17	-0.28	-0.41	-0.16	0.40	0.61	-0.78	0.32	-0.72	-0.75	-0.30	0.72	-0.26	0.33
安徽	0.32	-0.37	-0.34	0.05	0.81	0.18	-0.53	-0.35	-0.02	1.55	-0.87	-0.08	0.02	-0.68
福建	0.06	0.01	-0.45	-0.16	0.58	-0.10	-0.56	-0.41	-0.36	0.33	0.96	-0.42	0.37	-0.53
江西	0.34	-0.01	-0.43	0.37	0.28	0.00	0.16	-0.56	0.35	1.08	0.23	0.00	0.73	-0.72
山东	0.23	-0.69	-0.16	0.45	-0.45	0.53	0.63	0.15	-0.80	-1.27	-1.07	0.03	-1.76	1.38
河南	0.16	-0.71	-0.25	0.04	0.13	0.55	-0.23	0.26	-0.62	-0.78	-1.29	0.10	-0.90	0.12
湖北	0.51	-0.20	-0.39	0.17	1.08	0.36	-0.57	-0.33	-0.13	1.30	-0.34	0.65	0.59	0.04
湖南	0.98	-0.07	-0.41	0.81	0.78	1.21	-0.09	0.00	0.10	0.96	0.06	0.18	0.67	-0.69
广东	1.98	-0.11	-0.36	1.13	2.01	3.76	-0.72	0.81	-0.58	-0.51	1.01	4.11	0.82	1.94
广西	0.88	0.24	-0.42	0.96	0.05	1.43	0.31	0.27	0.65	0.80	2.36	-0.35	0.13	-0.19
海南	-1.02	0.02	-0.46	-0.83	-0.85	-0.94	0.84	-0.09	0.21	0.21	2.67	-0.73	0.91	-0.75
重庆	-0.79	-0.60	-0.50	-1.01	-0.09	-0.31	-2.08	1.20	-0.45	1.11	-1.02	-0.67	0.89	-0.82
四川	0.19	-0.63	-0.51	0.03	0.29	0.64	-0.33	0.32	-0.39	0.04	-0.54	-0.17	-0.41	-0.40
贵州	-0.65	-0.63	-0.51	-0.70	-0.28	-0.33	-0.66	0.49	0.12	1.65	0.32	-0.54	0.56	-0.38
云南	-0.27	-0.47	-0.53	-0.11	-0.48	-0.17	0.51	-0.07	-0.02	-0.17	0.14	-0.46	0.42	-0.74
西藏	-1.09	1.68	-0.58	-0.86	-0.93	-1.16	1.64	-1.11	2.53	2.56	-0.05	-0.86	1.02	-0.95
陕西	-0.77	-0.73	-0.42	-0.63	-0.71	-0.52	0.37	0.41	-0.58	-0.99	-0.74	-0.53	-0.10	-0.65
甘肃	-0.47	-0.17	-0.18	-0.21	-0.66	-0.75	0.94	-0.83	0.41	-0.15	0.38	-0.75	-0.02	-0.45
青海	-1.13	0.05	-0.55	-0.99	-0.80	-1.09	0.25	-0.44	0.25	0.60	0.36	-0.83	0.96	-0.92
宁夏	-0.84	1.39	4.52	-0.53	-0.88	-1.18	1.66	-1.56	1.58	-0.53	1.76	-0.86	0.77	-0.68
新疆	2.38	4.35	-0.14	3.74	-0.76	-0.65	1.70	-1.61	3.67	-0.80	1.12	-0.56	-2.26	-0.74

表 3.16 水资源需求状况指标相关系数
Table3.16 Relation matrix of water demand index

	YSH	JYSH	LYCD	NYYS	GYYS	SHIY	NYBL	SHYS	NYBL	SHBL	ZJZY	SGYS	CHCH	GYCH	GYFS	SHFS
YSH	1.00	0.41	-0.16	0.91	0.72	0.71	0.03	-0.30	0.22	0.02	0.19	0.56	-0.49	0.48	0.67	0.63
JYSH	0.41	1.00	0.21	0.62	-0.06	-0.17	0.49	-0.58	0.91	0.13	0.46	-0.12	-0.26	-0.15	-0.17	-0.17
LYCD	-0.16	0.21	1.00	-0.15	-0.09	-0.22	0.05	-0.10	0.10	-0.28	0.14	-0.08	0.06	0.03	-0.15	-0.08
NYYS	0.91	0.62	-0.15	1.00	0.39	0.45	0.32	-0.43	0.47	-0.07	0.25	0.30	-0.63	0.27	0.41	0.35
GYYS	0.72	-0.06	-0.09	0.39	1.00	0.74	-0.46	-0.04	-0.24	0.23	-0.01	0.69	-0.06	0.62	0.76	0.75
SHIYS	0.71	-0.17	-0.22	0.45	0.74	1.00	-0.33	0.18	-0.28	0.00	0.07	0.82	-0.09	0.56	0.86	0.94
NYBL	0.03	0.49	0.05	0.32	-0.46	-0.33	1.00	-0.67	0.63	-0.09	0.36	-0.35	-0.33	-0.30	-0.28	-0.44
SHYS	-0.30	-0.58	-0.10	-0.43	-0.04	0.18	-0.67	1.00	-0.62	-0.25	-0.36	0.18	0.31	0.28	0.06	0.26
NYBL	0.22	0.91	0.10	0.47	-0.24	-0.28	0.63	-0.62	1.00	0.36	0.50	-0.32	-0.11	-0.38	-0.33	-0.36
SHBL	0.02	0.13	-0.28	-0.07	0.23	0.00	-0.09	-0.25	0.36	1.00	0.23	-0.14	0.42	-0.31	-0.11	-0.12
ZJZY	0.19	0.46	0.14	0.25	-0.01	0.07	0.36	-0.36	0.50	0.23	1.00	0.01	0.25	-0.17	0.00	-0.03
SGYS	0.56	-0.12	-0.08	0.30	0.69	0.82	-0.35	0.18	-0.32	-0.14	0.01	1.00	0.04	0.69	0.69	0.91
CHCH	-0.49	-0.26	0.06	-0.63	-0.06	-0.09	-0.33	0.31	-0.11	0.42	0.25	0.04	1.00	-0.26	-0.25	-0.06
GYCH	0.48	-0.15	0.03	0.27	0.62	0.56	-0.30	0.28	-0.38	-0.31	-0.17	0.69	-0.26	1.00	0.62	0.68
GYFS	0.67	-0.17	-0.15	0.41	0.76	0.86	-0.28	0.06	-0.33	-0.11	0.00	0.69	-0.25	0.62	1.00	0.81
SHFS	0.63	-0.17	-0.08	0.35	0.75	0.94	-0.44	0.26	-0.36	-0.12	-0.03	0.91	-0.06	0.68	0.81	1.00

表 3.17 水资源需求状况总方差解释
Table3.17 Total variance explained of water demand index

因子	原始特征根			因子	原始特征根		
	数值	占总体比例	累积比例		数值	占总体比例	累积比例
1	5.894	36.840	36.840	9	0.242	1.513	97.672
2	4.085	25.530	62.370	10	0.156	0.975	98.647
3	1.863	11.642	74.012	11	0.119	0.746	99.393
4	1.279	7.993	82.005	12	4.492E-02	0.281	99.673
5	0.796	4.978	86.983	13	2.931E-02	0.183	99.857
6	0.668	4.173	91.155	14	1.221E-02	7.633E-02	99.933
7	0.429	2.679	93.834	15	1.066E-02	6.666E-02	100.000
8	0.372	2.325	96.159	16	6.484E-05	4.052E-04	100.000

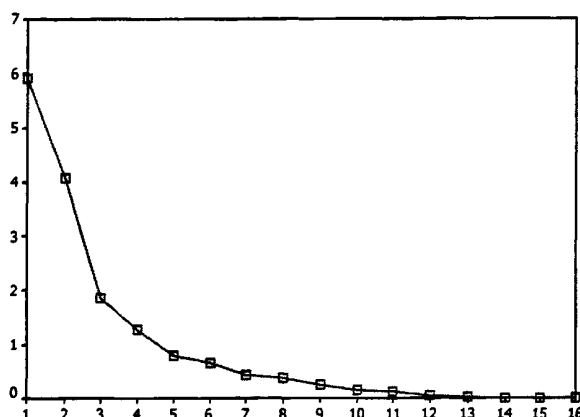


图 3.3 水资源需求状况指标碎石图

Figure3.3 Scree plot of water demand index

水资源需求状况指标相关系数见表 3.16, 从表 3.17 和图 3.3 中很明显可以看出从第五个因子开始特征根小于 1, 随之特征根的下降速度明显变缓, 前四个主因子时累积方差和达到了 82.005%, 符合因子分析提取信息的要求。

根据旋转后因子的负载值表 3.18 的系数, 第一个主因子与总用水量(YSH)、工业用水量(GYYS)、生活用水量(SHYS)、漏损水量(LSSL)、新取水量(XQSH)、工业废水排放量(GYFS)、生活污水排放量(SHFS)有着密切的关系, 因为这几个指标分属于用水总体情况、用水结构、水资源利用状况和水环境状况四个不同的方面, 体现了生产、生活、水资源损失、环境保护等多方面因素, 其系数为 0.791、0.876、0.930、0.884、0.729、0.872、0.945, 可以称为发展与环境对水资源需求因子(FHXQ); 第二个主因子与人均用水量(JYSH)、万元国内生产总值用水量(SHCY)有密切关系, 系数为 0.897、0.905, 这两个指标分属用水总体状况和水资源利用状况两个方面, 都体现了平均每人和单位产出消耗的水资源量, 可称为水资源的单位消耗状况(DWXH); 第三个主因子受农业水资源浪费程度影响较大, 其系数为 0.832, 体现了由于没有进行节水灌溉而产生的水资源损失, 农业水资源浪费状况(NSLF)为比较恰当的定义。第四个主因子受水资源已消耗程度影响最大, 其系数为 0.877, 可称为水资源消耗主因子(SHZX)。

表 3.18 水资源需求旋转后因子负载值表
Table3.18 Rotated component matrix of water demand

变量	因子			
	1	2	3	4
YSH	0.791	0.487	-0.240	-0.190
JYSH	-3.084E-02	0.897	-2.026E-02	0.140
LYCD	-8.874E-02	0.109	4.039E-02	0.877
NYYS	0.510	0.693	-0.393	-0.169
GYYS	0.876	-6.135E-03	0.128	-0.163
SHYS	0.930	-7.231E-02	2.455E-02	-0.130
NYBL	-0.374	0.689	-0.278	4.772E-02
SHBL	9.846E-02	-0.795	4.906E-02	0.105
SHCY	-0.242	0.905	0.137	-1.979E-02
ZJZY	-2.985E-02	0.240	0.714	-0.533
SGYS	8.941E-02	0.609	0.476	0.253
LSSL	0.884	-0.140	3.928E-02	0.123
XQSH	0.729	-0.217	-0.302	0.201
JSHG	-0.130	-0.307	0.881	0.137
GYFS	0.872	-7.491E-02	-0.150	-9.976E-02
SHFS	0.945	-0.177	-2.508E-03	5.356E-02

3.3.2 水资源需求状况排序

根据因子分析的结果,对四个主成分计算因子值,可由不同因子值的排序对各地区社会发展与环境保护对水资源需求状况、水资源的单位消耗量、农业水资源浪费状况、水资源已消耗状况更明确的认识。

从表 3.19 中可知,发展与环境对水资源需求主因子值排序广东、江苏、广西位于前三名,天津、青海、西藏都处于最后三位;对于水资源单位消耗前三名为新疆、宁夏、西藏,最后三名为天津、重庆、北京,两个表的对比可以看出,西藏由于人口少,经济相对落后,对发展与环境对水资源需求较低,但同时由于技术落后,资源利用率低,对水资源的单位消耗量较大,而

天津、重庆、北京节水技术应用广泛，城市基础设施完备，单位水资源的消耗量普遍较低，新疆、宁夏、西藏单位水资源消耗最大，具体排序见表 3.20；对于农业水资源浪费主因子排序为表 3.21，西藏、海南、上海占据前三位，最后三位为新疆、山东和河北；在水资源已消耗状况主因子中宁夏居于榜首，水资源消耗的原因是水文地理特征和产业结构不合理，随后的上海、北京、天津、广东都为发达地区，经济社会发展是水资源过度消耗主要原因，最后三名为重庆、西藏和安徽，具体排序见表 3.22。

表 3.19 发展与环境对水资源需求(FHXQ)排序

Table3.19 Order of natural water demand in development and circumstance

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	广东	3.40	9	辽宁	0.36	17	河北	-0.16	25	陕西	-0.79
2	江苏	2.69	10	河南	0.28	18	北京	-0.33	26	甘肃	-0.83
3	广西	0.78	11	四川	0.20	19	吉林	-0.43	27	宁夏	-0.84
4	浙江	0.67	12	福建	0.14	20	重庆	-0.45	28	海南	-0.85
5	湖南	0.64	13	安徽	0.08	21	贵州	-0.55	29	天津	-1.00
6	湖北	0.60	14	黑龙江	0.06	22	云南	-0.55	30	青海	-1.09
7	上海	0.49	15	江西	-0.03	23	内蒙古	-0.67	31	西藏	-1.26
8	山东	0.37	16	新疆	-0.16	24	山西	-0.77			

表 3.20 水资源单位消耗状况(DWXH)排序

Table3.20 Order of unit water consume

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	新疆	3.56	9	甘肃	0.36	17	广东	-0.11	25	河南	-0.65
2	宁夏	1.58	10	内蒙古	0.35	18	河北	-0.17	26	陕西	-0.70
3	西藏	1.32	11	湖南	0.30	19	贵州	-0.34	27	上海	-0.85
4	广西	0.91	12	福建	0.09	20	四川	-0.41	28	山西	-0.97
5	黑龙江	0.82	13	青海	0.00	21	吉林	-0.42	29	天津	-1.05
6	江苏	0.51	14	湖北	-0.03	22	山东	-0.48	30	重庆	-1.16
7	海南	0.43	15	云南	-0.05	23	辽宁	-0.56	31	北京	-2.04
8	江西	0.42	16	安徽	-0.08	24	浙江	-0.57			

表 3.21 农业水资源浪费状况(NSLF)排序

Table3.21 Order of water loss in agriculture

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	西藏	1.46	9	湖北	0.84	17	吉林	-0.16	25	山西	-0.78
2	海南	1.23	10	青海	0.83	18	辽宁	-0.17	26	黑龙江	-0.91
3	上海	1.16	11	江西	0.79	19	天津	-0.23	27	河南	-1.11
4	贵州	1.11	12	湖南	0.75	20	四川	-0.28	28	内蒙古	-1.42
5	重庆	0.94	13	福建	0.67	21	北京	-0.35	29	新疆	-1.64
6	广西	0.90	14	安徽	0.51	22	浙江	-0.39	30	山东	-2.05
7	宁夏	0.87	15	云南	0.06	23	江苏	-0.54	31	河北	-2.11
8	广东	0.87	16	甘肃	-0.14	24	陕西	-0.71			

表 3.22 水资源已消耗状况(SHZX)排序

Table3.22 Order of used water

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	宁夏	3.85	9	河北	0.12	17	内蒙古	-0.18	25	江西	-0.80
2	上海	1.70	10	山西	0.03	18	广西	-0.29	26	湖北	-0.82
3	北京	1.28	11	山东	0.00	19	黑龙江	-0.36	27	贵州	-0.86
4	天津	1.06	12	新疆	-0.03	20	青海	-0.38	28	湖南	-0.89
5	广东	0.81	13	江苏	-0.04	21	河南	-0.38	29	重庆	-0.98
6	辽宁	0.78	14	浙江	-0.08	22	云南	-0.40	30	西藏	-1.01
7	海南	0.43	15	甘肃	-0.09	23	福建	-0.40	31	安徽	-1.31
8	吉林	0.17	16	陕西	-0.17	24	四川	-0.76			

对于水资源的需求可与供水能力相似进行分类。在社会发展与环境保护对水资源消耗主因子得分中,东部地区山东、广东、江苏、浙江、上海为高需求区域,河北、福建、北京为中需求区域,海南、天津为低需求区域,高、中、低比例为 50%: 30%: 20%; 对于中部地区高需求的区域有湖北、湖南、河南,中需求区域有江西、安徽,低需求区域为山西,高、中、低比例为 50%: 33%: 17%; 西部地区高需求的地区只有广西,占到总数的 8%,中需求地区

为四川、新疆、重庆，占到总数的 25%，低需求的地区较多有贵州、内蒙古、甘肃、陕西、宁夏、西藏、云南、青海，占总数的 67%；东北地区高需求区域为辽宁，黑龙江、吉林为中需求地区。在社会发展与环境保护对水资源需求主因子排序中，明显和区域发展状况有着密切的联系，东部、中部需求较高，西部需求明显较低，东北处于中等水平。

在水资源单位消耗状况主因子得分中，东部地区江苏、海南为单位高消耗区域，河北、福建、广东为单位中消耗区域，山东、浙江、上海、北京、天津为单位低消耗区域，高、中、低比例为 20%：30%：50%；对于中部地区单位高消耗的区域只有江西，单位中消耗区域有安徽、湖南、湖北，单位低消耗区域为河南、山西，高、中、低比例为 17%：50%：33%；西部地区单位高消耗的地区较多，有广西、新疆、宁夏、西藏、甘肃、内蒙古，占到总数的 50%，单位中消耗地区为四川、青海、云南、贵州，占到总数的 33%，单位低消耗的地区有重庆、陕西，占总数的 17%；东北地区单位高消耗区域为黑龙江，辽宁、吉林为单位低消耗地区。在水资源单位消耗状况主因子排序中，东部、中部、东北单位消耗趋于中、低等级，西部趋于高等级。

在农业水资源浪费主因子得分中，东部地区海南、上海、广东高浪费区域，福建、天津为中浪费区域，河北、江苏、山东、浙江、北京为低浪费区域，高、中、低比例为 30%：20%：50%；对于中部地区高浪费的区域只有湖北，中浪费区域有江西、安徽、湖南，低浪费区域为河南、山西，高、中、低比例为 17%：50%：33%；西部地区高浪费的地区较多，有广西、宁夏、西藏、贵州、重庆、青海，占到总数的 50%，中浪费地区为四川、云南、甘肃，占到总数的 25%，低浪费的地区有内蒙古、新疆、陕西，占总数的 25%；东北地区没有高浪费区域，辽宁、吉林为中浪费地区，黑龙江为低浪费地区。在水资源农业浪费状况主因子排序中，东部趋于低等级，西部区域高等级，中部、东北单位消耗趋于中等级。

在水资源已消耗状况主因子得分中，东部地区海南、上海、北京、天津、广东、河北为高消耗区域，山东、江苏、浙江为中消耗区域，福建为低消耗区域，高、中、低比例为 60%：30%：10%；对于中部地区高消耗的区域只有山西，没有中消耗区域，低消耗区域为湖北、江西、安徽、湖南、河南，高、中、低比例为 17%：0%：83%；西部地区高消耗的地区只有宁夏，占到

总数的 8%，中消耗地区为甘肃、新疆、陕西、内蒙古、广西、青海，占到总数的 50%，低消耗的地区有四川、云南、西藏、贵州、重庆，占总数的 42%；东北地区高消耗区域为辽宁、吉林，黑龙江为中消耗地区。在水资源已消耗状况主因子排序中，东部、东北趋于高等级，西部区域趋于中等级，中部消耗趋于低等级。不同区域主因子分类比例见表 3.23。

表 3.23 需水状况各地区主因子分类比例

Table 3.23 Ratio of factor classify to different area in water demand

主因子 区域	FHXQ(%)			DWXH(%)			SHZX(%)			NSLF(%)		
	高	中	低	高	中	低	高	中	低	高	中	低
东部	50	30	20	20	30	50	60	30	10	30	20	50
中部	50	33	17	17	50	33	17	0	83	17	50	33
西部	8	25	67	50	33	17	8	50	42	50	25	25
东北	33	67	0	33	0	67	67	33	0	0	67	33

3.3.3 需水评价结果分析

可以看出在水资源需求的四个不同方面，区域能力有较大差异，为了综合考虑区域对水资源的需求，可将四个主因子值综合评分得到表 3.24。综合排序结果广东、江苏、新疆水资源需求为前三名，天津、北京、山西消耗为最后三名。通过综合排序能更客观的体现不同区域中对水资源需求的差距。

从不同地区来看综合排序的结果，东部地区需求高的区域有上海、广东、江苏、福建，占到所在地区总数的 40%，需求中等的地区有山东、浙江、海南，所占比例为 30%，需求低的区域为河北、北京、天津，占比例为 30%；中部地区需求高的有湖南、湖北、江西，安徽、河南为中等，山西为低需求，高、中、低比例为 50%：33%：17%；西部地区新疆、广西、宁夏为需求高的区域，占总数比例为 25%，西藏、四川、贵州为中需求，占比例为 25%，甘肃、云南、重庆、陕西、内蒙古、青海等大部分地区为低需求，占比例为 50%；东北的黑龙江、辽宁为中需求，吉林为低需求。具体见表 3.25。

从全国范围来看，东部、中部地区水资源需求较高，西部地区需求较低，东北处于中等水平。东部地区由于发展与环境需求主因子和水资源已消耗主因子，两个方面都处于较高等级，导致了总体需求量大；中部地区只有发展

与环境需求主因子处于较高等级，是产生高需求的主要原因；对于西部地区虽然对水资源利用效率并不高，农业用水浪费和单位水资源消耗都比较高，但由于其经济和社会发展对水资源需求少，水资源整体消耗少，使西部地区需水状况处于较低水平。

表 3.24 中国各地区水资源需求状况得分及排序

Table3.24 Scores and order of water demand to province in China

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	广东	1.6964	12	浙江	0.0576	23	吉林	-0.3297
2	江苏	1.2864	13	辽宁	0.0397	24	青海	-0.4103
3	新疆	0.8037	14	海南	-0.0327	25	河北	-0.4110
4	广西	0.7328	15	安徽	-0.0446	26	内蒙古	-0.4151
5	宁夏	0.6155	16	西藏	-0.0476	27	重庆	-0.5276
6	湖南	0.3990	17	四川	-0.1507	28	陕西	-0.6897
7	湖北	0.2992	18	河南	-0.2742	29	天津	-0.7043
8	上海	0.2863	19	山东	-0.2754	30	北京	-0.7061
9	江西	0.1520	20	贵州	-0.2764	31	山西	-0.7552
10	福建	0.1477	21	甘肃	-0.2886			
11	黑龙江	0.1172	22	云南	-0.2943			

表 3.25 中国主要区域水资源需求状况得分及排序

Table3.25 Scores and order of water demand to main area in China

地区 \ 等级	高(%)	中(%)	低(%)
东部	40	30	30
中部	50	33	17
西部	25	25	50
东北	0	67	33

3.4 水资源可持续利用状况评价与分析

根据各地区供水能力综合评价指标与需求综合评价指标的比较结果,可以得出供应能力满足地区实际需求的程度,可以明确所在区域水资源利用的可持续状况,将计算数值排序得到表 3.26,从全国水资源可持续利用能力前三名为西藏、山东、四川,可持续利用能力最差地区为新疆、海南和宁夏。

从不同地区来看水资源可持续利用综合排序结果,东部地区可持续利用能力高的区域有山东、北京、河北,可持续利用中等的地区有浙江、天津,可持续利用低的区域为上海、海南、广东、江苏、福建;中部地区可持续利用能力高的有山西、河南,安徽、湖北为中等,湖南、江西为低可持续利用区域;西部地区西藏、四川、云南、陕西为可持续利用高的区域,贵州、内蒙古、重庆、青海为中可持续利用地区,甘肃、新疆、广西、宁夏区域为低可持续利用;东北辽宁为高可持续利用,黑龙江、吉林为中可持续利用。从全国范围来看,东部水资源可持续利用较低,西部、中部、东北地区可持续利用能力相对平均,其主要原因是东部发达地区同时面临水量与水质的双方面压力。

表 3.26 中国各地区水资源可持续利用能力排序

Table3.26 Scores and order of sustainable water in China

排名	区域	得分	排名	区域	得分	排名	区域	得分
1	西藏	1.4293	12	内蒙古	1.0178	23	甘肃	0.9448
2	山东	1.2316	13	重庆	0.9968	24	广东	0.9435
3	四川	1.2048	14	天津	0.9954	25	湖南	0.9328
4	山西	1.1822	15	贵州	0.9873	26	江苏	0.8974
5	云南	1.1783	16	吉林	0.9863	27	广西	0.8890
6	北京	1.1729	17	湖北	0.9824	28	上海	0.8551
7	河北	1.1132	18	安徽	0.9702	29	新疆	0.8422
8	河南	1.0900	19	黑龙江	0.9694	30	海南	0.8093
9	辽宁	1.0544	20	青海	0.9582	31	宁夏	0.6829
10	陕西	1.0506	21	福建	0.9479			
11	浙江	1.0400	22	江西	0.9449			

3.5 本章小结

通过建立水资源的供需评价指标体系，从水资源供应和需求两个不同的方面应用多元统计分析方法进行分析。对于水资源供应从自然供水能力、实际供水能力、节约水量三方面对各地区的供水状况进行了评价。对于水资源需求从社会发展与环境保护需求、单位水资源消耗、农业水资源浪费、水资源已消耗比例等方面，得出了不同地区的排序和分类状况，为水资源的合理配置提供了依据。

第4章 基于流域统一管理的水量分配研究

4.1 流域水量统一分配实践

总结已有的流域水量方案的优缺点是进一步优化配置过程的基础。中国流域水量统一分配实践较早的是在20世纪80年代初国务院办公厅转发当时水利电力部对引滦工程中计划配水的相关规定,水量分配主要目的是保障河北和天津市用水,对潘家口水库可供水的51.2%供给天津,48.7%供给河北^[110],开始从流域角度分配水量是水资源配置的重要转变,但由于方案对于流域内水资源供给能力较低的内蒙古自治区(全国排名23位)没有分配相应水量,反映了流域分配原则和方案的制定还处于探索阶段。

4.1.1 黄河水量分配实践

比较完整并针对整个流域制定水量分配规划河流是中国的黄河,1987年的《黄河可供水量分配方案》标志着黄河水资源管理开始统一规划,在水量分配规划中,规定了黄河在正常年份的天然水量,将其一部分作为流域中各区域生产、生活用水,同时预留出了维护黄河生态稳定、降低下游河床高度的生态环境用水量,体现了保障生产、生活的用水原则,同时开始了对流域中生态环境统一治理的探索,黄河流域内九个省(自治区)及相邻的河北、天津分配的水量占黄河正常年份天然水量的63.8%,以降低下游河床高度、保护生态环境的水量占36.2%,具体各省(自治区、直辖市)分配得到的水量见图4-1,水量分配比例排序见图4-2。

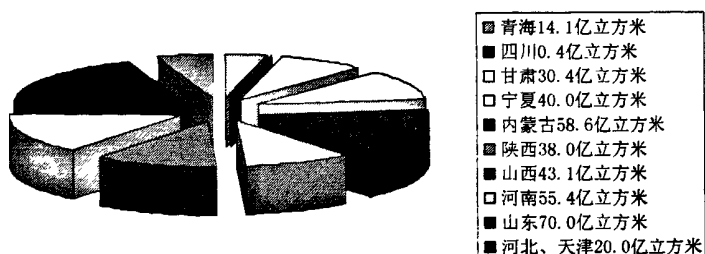


图 4.1 黄河可供水量分配图

Figure 4.1 Plan of the Yellow River water allocation

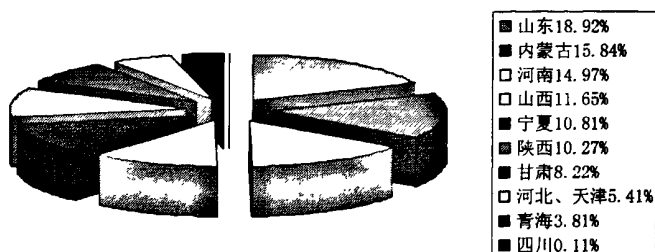


图 4.2 黄河可供水量分配比例排序

Figure 4.2 Order of the Yellow River water allocation ratio

1998 年黄河开始贯彻《黄河可供水量年度分配及干流水量调度方案》，在方案中对原有的可供水量分配办法进行了改进，提出了根据黄河不同来水状况进行调节的方法，由于河流水资源受降水、气候、水土保持能力等不同，在不同条件下所提供的水量应有所调节，并按照流域统一管理思想以正常年份为基数，通过加权的方法得到不同地区的实际水量，使水量分配过程更符合所在流域的水文与气候变化状态；由于流域水量会随着季节的变化而有所增减，调度方案对水量调节计划进行了逐月的细分，从而保证了无论在水量较多的汛期还是冬季水量较少的时候黄河各区域河段都有一定的水量，不会因为上游过度取水使下游出现断流现象；调度方案中还对黄河流域对水量调配起到重要作用的水库运行原则进行了初步的规定，并提供了将水库调水于流域水量分配结合的具体流量要求，发挥了流域水利工程在计划配水中的作用。为保证黄河水量调度方案的实行，同时还公布了《黄河水量调度管理办法》，规定了如何应对不同气候和降水条件下的水量分配方法；明确了在水资源缺乏情况下，黄河水量供应的优先顺序，给出了不同河段对水量分配控制的指标，使分配过程能够实现定量化的管理；对于流域统一管理来说，行动的统一性是通过组织机构的协调一致来实现的，对此管理办法对流域水量的分配机构，各行政区水量控制机构都做了明确的规定；为了能更好的服务于流域内各个省(自治区)的生产和生活用水的变化，还设定了用水的年申报制度，并且规定了在发生紧急情况下的应对程序；这些规定为方案的顺利贯彻提供了保障，但同时也应看到管理办法仍然是以行政手段为主，在对水量分配状况进行监督时，对于违反流域统一规划的行为只是提出“追究领导和

当事人的责任”，这只相当于对此类问题的原则，在实际实施过程中如何处理很难有明确的界定范围，因此监督的力度还不是十分有力。从总体上看，《黄河水量调度管理办法》构建了中国黄河统一水量管理的框架，对相互关联的管理过程进行了原则性区分，明确了不同组织机构的权利与责任，注重水量分配方案的适用性，对意外情况有了初步的预案，对于其存在的一些不足，通过2006年8月1日实行的《黄河水量调度条例》进一步得到了完善。

4.1.2 永定河水量分配的实践

2007年12月31日国务院同意《永定河干流水量分配方案》，永定河不属于中国主要的江河流域，但由于其地理位置的特殊性，其水量分配对北京、天津重要城市的供水状况产生了重要影响，北京其供水能力全国排名第十八位，天津供水能力全国排名为第二十九位，水资源比较缺乏，同时永定河所在流域的河北省其地区供水能力在全国排名第十四位，所在流域的山西省供水能力排名第十九位，水资源的供应属于中等偏下水平，一方面永定河流域本身水资源就属于相对缺乏的地区，同时由于还要保障北京、天津在枯水期间的正常用水，致使永定河水量分配成为很长时间都没有很好解决的问题，2007年实施的永定河水量分配方案，规定了正常年份、一般枯水年份、特殊枯水年份从河北省和山西省的出境水量^[111]，不同年份和水量分配的对应关系见图4.3，规定出境水量与黄河规定各省(自治区)的可供水量有较大的区别，出境水量是从水资源来源确定水量，可供水量考虑了来水和过境的水量，相对来讲，出境水量管理方便，其方案从总量上基本解决了北京和天津水量取用较多的问题。在针对由于气候、降雨带来的水量变化，提出了直线内插法的计算方法，认为供水的变化属于线性关系，虽然没有相应的统计资料支持，但这种方法避免了在情况变化时候，重新计算水量繁重的调查、统计工作，使水量分配过程简单易行，但从作为内插法标准的山西省和河北省正常年份、一般枯水年份、特殊枯水的水量分配比例并不相同，正常年份两者比例为28.57:71.43，一般枯水年份比例为30.23:69.77，特殊枯水年份比例为33.33:66.67，随着水量的减少供水总量少的山西省供水比例却在不断的上升，没有形成统一的规律。与黄河配水方案不同，没有对随季节变化的水量进行详细的规定，并且没有区分生态用水和生产、生活用水的具体用量，其分配原则

相对简单,对与水量监测点主要依靠的是流域中河北省和山西省相应的水库和水文站,其测量数据没有相应的核查机构,对水量供应是否能按照规定实施,其监督力度不足。总体来说,永定河水量分配方案形成了一个基本的原则和大致的分配水量,细化程度明显不足,这些都需要在实践中加以完善。

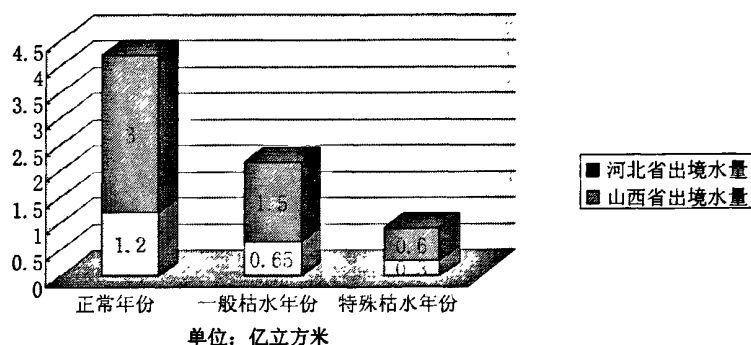


图 4.3 永定河水量分配

Figure 4.3 Plan of Yongding River water allocations

4.1.3 江西省流域水量分配的实践

江西省境内水系比较发达,河流纵横交错,其主要境内河流有抚河、赣江、信江、饶河、修水,在自然供水能力主因子中江西的排名为第十名,是供水潜力较高的省份。2008年7月江西完成了以境内五河为主的水量配置规划,对于江西的水量配置规划是较早将省一级行政区的不同市(区)与境内流域、境外流域水量进行统一进行配置的实例,与滦河、黄河、永定河的水量配置方案有较大的不同,这些河流的水量配置方案是以水文地理特征为主的流域作为配置的基础,而流域与行政区很难完全统一,在同一个省级行政区中可能出现不同流域的配水计划,这使省级行政区水政部门在进行管理时常常因为协调困难而使配水规划实施不力,从图 4.4 可以看出江西不同地区配置水量中五河内外的水量差异,其中赣抚平原灌区、袁惠渠灌区、潦河灌区、鹰潭市、景德镇市、吉安市、新余市、抚州市 100%取用五河水量,占五河水量的 42.67%,其他地区都同时从五河流域和五河外流域供水,供水比例各不相同,最高为上饶市 93.20%,最低为九江市 27.33%。即使都是在江西省

境内取水的地区,由于河网密集也可能出现同一地区在不同流域取水现象,图 4.5 表明不同地区取水的来源和比例,南昌市从赣江、修河取水,分配比例为 94.19%: 5.81%,宜春市也是从从赣江、修河取水,不过比例变为 83.39%: 16.61%,抚州同时从赣江、抚河、信江取水,水量配置比例为 3.70%: 87.58%: 8.71%,上饶从信江、饶河取水,水量配置比例为 69.62%: 31.35%,其他地区在境内河流取水都是从五河其中之一取水。从图 4.6 可以看出,即便对于五河外的水量配置其来源也大多数是多方面的,除了赣州 100%从珠江区取水,萍乡 100%从洞庭湖区取水外,上饶市从鄱阳湖环湖平原区和东南诸河取水,其配置比例为 93.83%: 6.16%,宜春市从鄱阳湖环湖平原区和洞庭湖区取水,其比例为 94.70%: 5.30%,九江市从鄱阳湖环湖平原区和长江干流区取水,其比例为 41.06%: 58.94%,南昌市从鄱阳湖环湖平原区和洞庭湖区取水,其比例为 91.46%: 8.54%^[112]。从配置方案可以看出江西为河网纵横地区的水量配置提供了很好的范例,在五河外水量配置中上饶市、宜春市、九江市、南昌市都从鄱阳湖环湖平原区取水,宜春市、萍乡市、南昌市同时从洞庭湖取水,体现了在流域配置水资源中,湖泊在调节水量时与水库一样起到重要作用,是配水规划不可忽视的部分。

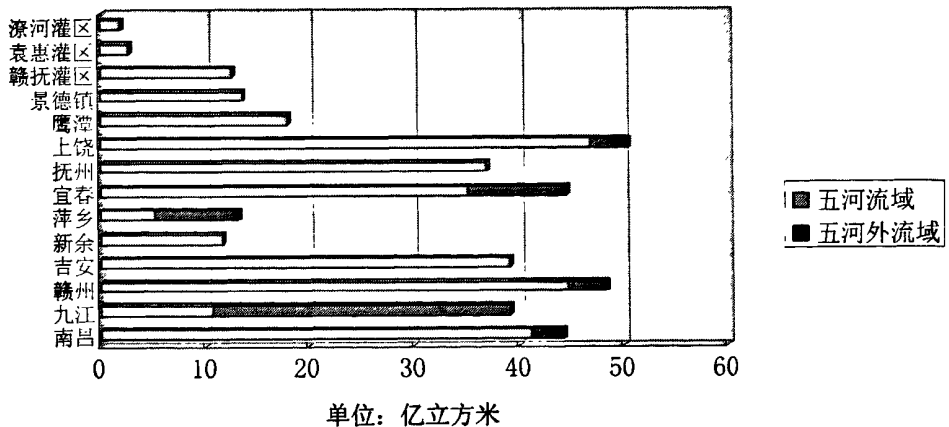


图 4.4 江西分配水量

Figure 4.4 Plan of water allocation of Jiangxi province

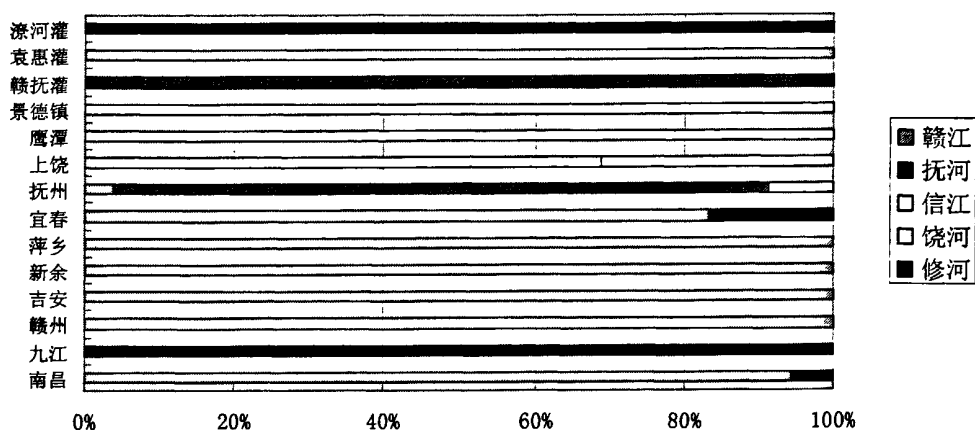


图 4.5 江西各地区内河流域分配水量比例

Figure4.5 Ratio of inside river water allocation in Jiangxi province

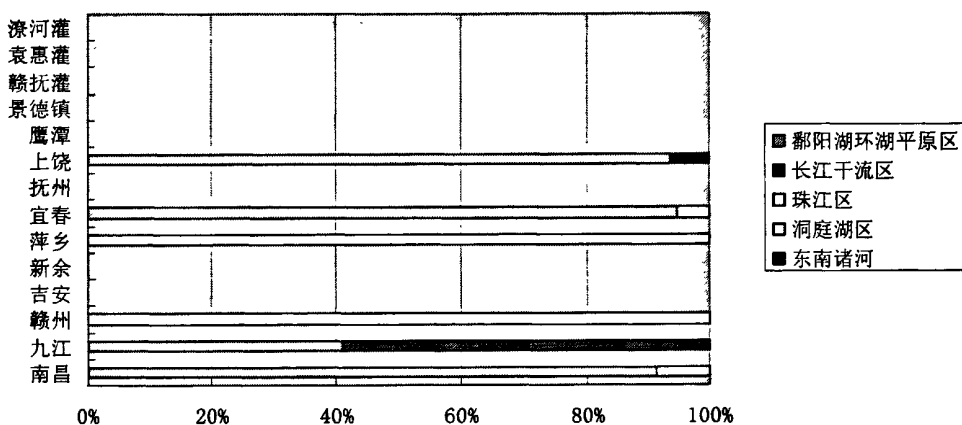


图 4.6 江西各地区其他流域分配水量比例

Figure4.6 Ratio of outside river water allocation in Jiangxi province

虽然江西水量配置计划实现了省级行政区配水计划与流域规划很好的结合，仍有需要完善的地方，如没有根据不同来水年份对水量进行区分，对于不同季节的水量没有相关的规定，在配置原则中强调了“生活和生态基本用水优先保证”的原则，但在实际配置时生态水量的多少，水质的情况如何没有明确规定，由于取水来源多，如何精确控制同一地区不同流域、湖泊的取水量，需要对取水信息有全面的掌握，并且应在不同取水点实现信息的共享，对于这些方面配置计划没有详细规定，这必然会造成配水方案在实际操作中难以完全贯彻。

4.1.4 广东省东江流域水量分配实践

广东是中国的经济大省，同时广东省也是水资源相对丰富省份，在对水资源供给能力的评价中，广东省综合评价得分排名为第二名，其实际供水能力排名第一，自然供水能力排名第四，节约水量排名第八，但同时也应看到广东省水资源的需求量相对较高，在发展与环境对水资源需求指标中，广东省名列第一，在农业水资源浪费程度主因子中排名第八，水资源消耗主因子评价中排名第五，综合评价的结果广东水资源需求排名第一。

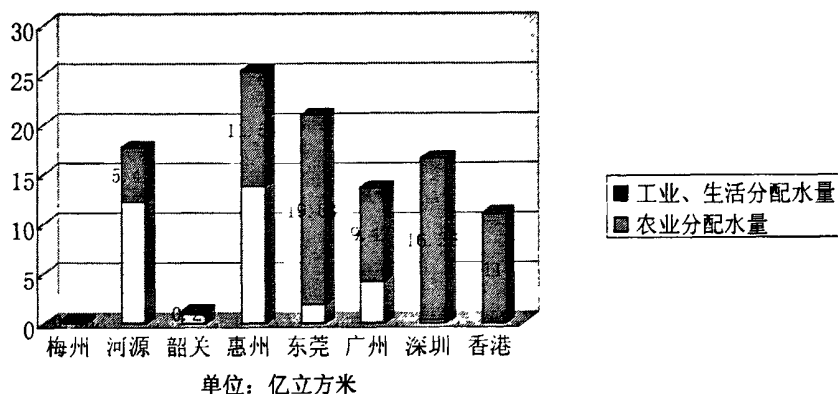


图 4.7 东江水量正常来水年分配

Figure 4.7 Plan of Dong River water allocations in normal years

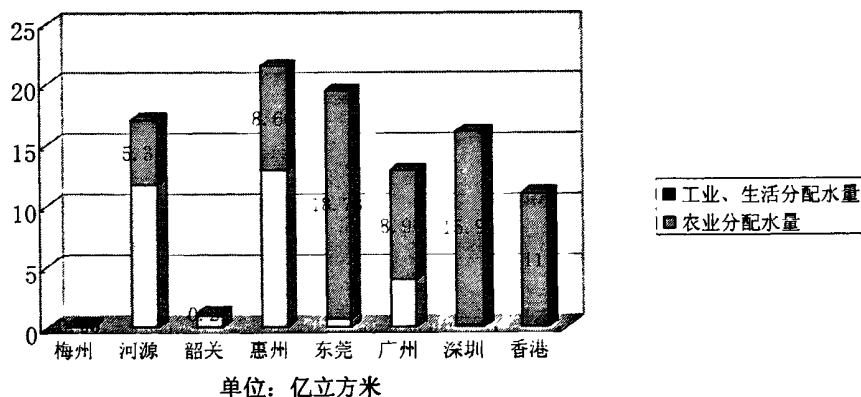


图 4.8 东江水量的特枯来水年分配

Figure 4.8 Plan of Dong River water allocations in special drought years

一方面水资源较丰富，另一方面水资源消耗很大，这使广东水资源可持续利用的能力大为减弱，在相应评价的排序中，排名为二十四名，已属于资源可持续利用低水平地区，此外 2007 年广东的工业废水排放量全国第一，生活污水排放量为全国第二，被严重污染的水体使可用水量减少，致使广东水资源配置管理同时面临着水量与水质双重压力，正是在这种背景下，广东省政府于 2008 年 8 月发布了关于东江流域的水资源配置方案，其方案较为全面地总结了黄河、永定河配水方案的优点，其配置水资源考虑到不同来水年份的水量调节，图 4.7 和图 4.8 表示了正常来水年份与特枯来水年份东江流域各地区的水量配置，其不同区域间水量分配是通过控制出境水量来实现的^[113]。

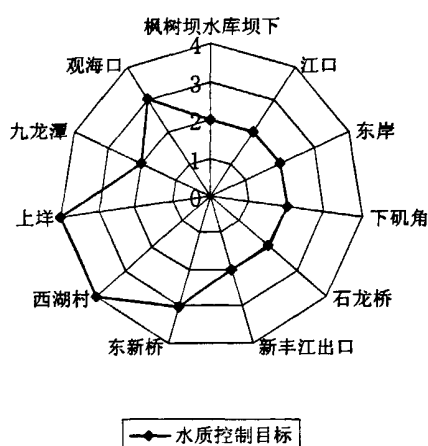


图 4.9 东江水质控制断面等级要求
Figure4.9 Level of water quality
in Dong river control sections

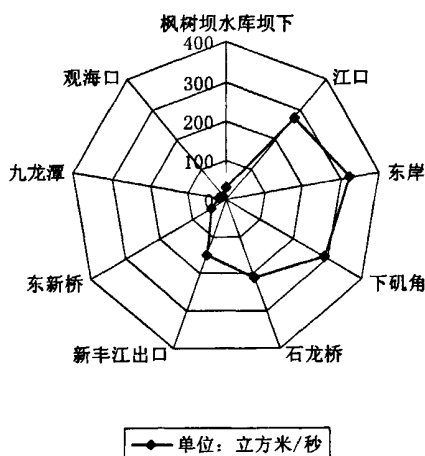


图 4.10 东江水量控制断面水量要求
Figure4.10 Level of water quantity
in Dong river control sections

同时东江水量配置方案又有所创新，首先明确了水质控制标准，在分配水量的同时保证流域的水质，在东江流域共设立了 11 重要控制断面，其中枫树坝水库坝下、江口、东岸、下矶角、石龙桥、新丰江出口、九龙潭 7 个断面要求水量达到 II 类标准，占到总数的 63.6%，具体断面的控制标准见图 4.9。其次，在对于各区域取水量的控制中，采用了最小下泄流量指标，东江流域 9 个水量重要控制断面具体控制流量数值见图 4.10，东岸最小下泄流量为 320 立方米/秒，在所有重要控制断面中最大，观海口最小下泄流量为 10 立方米/秒，为全省最小的控制流量，最小下泄流量指标易于监控，同时能在不同

时段保证了下游的用水量, 相对于只规定全年总出境水量的计量方法更为精确。此外, 方案对分配水量不同用途进行了细分, 将每个地区的水量都分为工业、生活分配水量和农业用水量, 明确了水资源使用的目的, 保障了区域不同产业用水需求, 避免出现产业间争水问题, 根据地区产业发展优先程度不同决定不同年份的水量消减数量和比例, 其中河源、韶关、东莞、广州、深圳在特枯来水年是以消减农业用水量比例来提高工业、生活的用水比例, 而梅州、惠州是以消减工业、生活分配水量比例提高农业用水量比例, 对于香港无论来水年份如何都保证年配置水量为 11 亿立方米。

4.1.5 大凌河流域水量分配实践

大凌河流经内蒙古自治区、河北省和辽宁省三个区域, 流域水资源总量的近百分之九十分布在辽宁省境内, 河北省拥有的水资源不到百分之三, 由于区域内水资源的缺乏, 造成该流域地下水的过度开采, 为了恢复地下水资源, 中国水利部于 2008 年 11 月 17 日同意实施大凌河流域不同省份的水量配置方案, 其配置方案既有与其他流域相似的特点, 又有针对大凌河的规定。对内蒙古自治区、河北省实行了不同年份的水量控制, 明确了每个月的分配水量和出境水量, 规定了水量的核定方法和水质监测标准, 都是与其他流域分配水量相似的规定。与其他流域不同的是大凌河流域特别规定了不同省份地下水开采限度, 流域内内蒙古自治区、河北省和辽宁省地下水资源配置具体水量见图 3.11, 其中辽宁可用地下水占总可开采量的 90.6%, 内蒙古占 7.3%, 河北占 2.1%^[114], 具体见图 4.11。

实现了地表水与地下水联合控制, 将水循环中地表水与地下水互补关系与流域水资源配置管理相结合, 保证地下水能得到合理补充, 从而能更加全面避免流域水资源缺乏状况恶化。

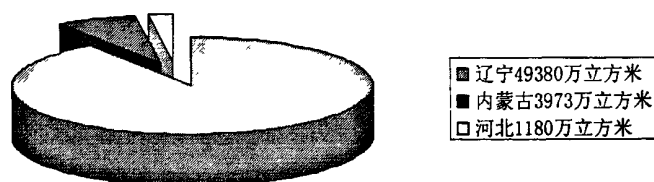


图 4.11 大凌河地下水可开采量

Figure 4.11 Groundwater extraction quantity in Daling river

4.2 流域水量统一分配的原则

在流域统一分配水量过程中除了《水法》中强调的优先保证生活用水外,还应该强调以供定需、水量和水质同时控制、统一协调生态环境水量的原则。

4.2.1 以供定需

对于流域的水资源消耗受各方面因素的影响,产业、人口、环境是流域水资源需求的主要方面,而对于流域有限的水资源在利用时必然会产生各种矛盾,主要包括流域上下游地区的矛盾、同一区域产业之间矛盾、产业与生活用水的矛盾、不同季节用水矛盾、气候变化引起的水量需求矛盾。其中上下游地区的矛盾是流域中最为突出,表现为上游通过修建水坝,扩建饮水、灌溉工程对水资源进行截留,致使下游用水量不断减少,在中国的较大流域中最为典型的例子是黄河,由于过度的上游开发,在 20 世纪末黄河多次断流,下游居民的生产、生活受到很大的影响。为了黄河断流类似情况避免再次出现,滦河、永定河、东江、江西的五河、大凌河等流域配置计划中,都首先对流域中各地区的可供水量进行规定,使下游能同等享受到对水资源的拥有权。对于中国主要的产业间用水竞争体现在农业和工业用水的矛盾,农业灌溉作为作物生长和粮食、蔬菜产量的必要保障,其需求水量本身就较多,同时中国灌溉方式较为落后,在灌溉输水损失严重,多方面综合结果使农业用水比例始终高居不下,而农业灌溉用水的产出效率却远低于工业产业用水,对于区域经济的发展推动作用与工业的影响相去甚远,因此工业用水挤用农业用水成为流域水量产业间矛盾的主要表现形式,虽然农业产出率低,但粮食生产是关乎于社会稳定和国家安全的重要问题,不能因为产出效率低而减少水资源的投入,对此必须明确流域不同区域产业间用水比例。随着城市化的发展和居民生活质量的提高对水资源的需求也不断增加,从中国不同类型用水变化来看,在 2003 年至 2007 年期间工业和生活用水量总体都出现了增长趋势,使两者之间的矛盾日趋严重,值得注意的是 2006 年至 2007 年期间出现了新的趋势,就是生活用水无论从用水比例指标还是用水量指标的增长都超过的工业用水,这说明生活用水将逐步成为继工业之后又一个水资源消耗主要方面。在广东东江配水方案中明确了区域农业配置水量和工业、生活配置水量从定量的角度解决了水量配置矛盾。随着季节变化是流域中水资源

的特点, 总的配水方案规定后, 仍然可能会出现在流域水量减少的冬季、需水量较大的夏季、春季农业灌溉时个别地区过度用水, 但整个年度用水量不超标的问题, 对此详细的流域配置水资源计划中, 如黄河、大凌河水资源配置中都严格规定了不同月份的用水量。不同年份的降水有很大差别, 为此黄河、永定河、大凌河、广东东江的配水方案中都详细规定了一般、枯水、特枯水年份的用水量差别。因为上下游区域之间、产业之间用水差异、生活用水与经济发展之间、季节和气候变化这些矛盾在不同流域中不同地区的表现不尽相同, 这使在解决冲突的过程中协调变得十分困难, 确定上下游配置水量、产业之间配置水量、生活与生产水量比例、气候变化的配置水量变化, 来解决各方面的用水矛盾是统一流域水资源配置的关键。

4.2.2 水量和水质同时控制

配置的水量是满足各流域各地区经济与社会发展的基础, 水质控制随着对环境质量要求的提高成为与水量控制同等地位的流域控制要件。对于水质在流域中的控制主要是解决跨界污染。上游对下游的水质影响是多方面的, 其损害程度受不同流域水文地理特征的变化有很大区别, 对饮用水、旅游、渔业、取水成本的影响比较常见, 工业或生活废水的排污口与生活饮用水的取水口都在流域之中, 严格审批制度可使行政区境内流域排污口与取水口设立趋于合理, 不同行政区之间的排污口和取水口设立的协调, 由于跨区域使协调有时难以实现, 下游城市居民饮水安全必然会受影响, 沿流域居民的生活用水、牲畜饮水都会受到不同程度的影响。由于流域污染水体的物理、化学性质都有很大变化, 浮游生物摄取了水体中有毒物质, 通过食物链可以在流域鱼类等生物聚集, 对于类似松花江的污染降低了渔业的产值, 此外污染的水体颜色、浑浊度、气味等都会与正常水体有很大差别, 对流域的旅游资源破坏很大。中国幅员广大, 拥有众多的界河, 这些界河流域的污染不仅使本国居民深受其害, 并且会随水流蔓延到境外, 影响与周边国家和地区的良好关系, 甚至会引起国际争端。水污染的流域跨界影响, 迫使在流域配水过程中将水质控制纳入流域管理的重要指标。对于排放到流域污染物的控制, 应将微观和宏观相结合从源头进行控制, 在微观方面如产品工艺的选择、排放标准的确定、农田施肥量的限额、养殖户粪便无害化处理比例, 在宏观上

包括对流域中高污染企业选址的限制、区域内高污染产业的调整、贷款政策的限定等各个方面,但从实际作用结果看,由于行政管辖和流域管理的不协调,很难将流域水质的改善与相关政策形成直接的联系,而且由于影响流域水体污染的还和季节、降水、污染物排放时间有着密切的联系,此外水污染的突发事件、违法企业的偷排也都会产生爆发性的污染,由于政策的滞后性和水污染物情况多变的特征,以排污口为监测点,定期检测的手段以难以适用于流域的水质监控,因此必须以水体自身的断面为检测对象,与水量监测一样对水污染物进行实时监测,保证在连续时段内流域的水质达到相应要求,即水量与水质的同时检测,同时检测是真正保证下游拥有合乎要求的必要水量的关键。在水量配置的实践中也都采用了断面监测的方法,如黄河、东江、大凌河等都有水质的详细要求。

4.2.3 流域统一协调生态水量

对于生态水量研究的重视开始于 20 世纪 80 年代,生态水量与流域水量配置与水质控制既相互关联,又有一定的区别,其联系是只有在实现流域的水量定量化配置,水质的实时监控条件下,生态水量的预留才能实际得以贯彻,其对流域生态环境保护的功能才得以发挥,区别在于生态水量解决的不是流域区域间水资源消耗能力的利益纠纷,与产业之间对水资源的竞争使用关系并不产生直接的冲突,因此生态用水往往被优先占用,实际上生态用水是一种维护流域长期稳定生态环境,保障流域平均供水能力稳定的长期用水机制,与注重目前利益过度使用水体资源的短期用水机制的矛盾。生态用水从用途上体现的是流域居民对相应水环境的维护,实际上体现的是流域居民长期利益与短期利益的矛盾。由于忽视生态用水的效果并不能在短时间内显现,即使长期积累的生态破坏,也往往由于是由于某种诱因引发连锁反应,而在分析时诱因由于直接而且表现明显,使人们很难认识到灾害的结果是由于生态水量的缺乏,在水资源开发利用中,流域各行政区注重在河道上兴建大坝拦蓄水资源,用以发电、灌溉和渔业生产,人为改变流域的水文地理特征,虽然在短期内获得可观的经济效益,但同时也改变了整个流域固有的生态环境,鱼类无法洄游,上游水流变缓大坝中泥沙沉积严重,下游径流变小,河床由于泥沙沉积提高,下游由于来水减少湖泊、湿地面积锐减。一旦降雨

较多不但对大坝造成威胁,同时过高的河床使防洪能力减弱,湖泊和湿地的缩小使其对洪水的调控能力减弱,最终可能会因为洪峰造成流域人员和财产损失。生态用水的作用是一个长期而缓慢的过程,其维护的是流域水体及其环境的恢复能力,其作用机理是通过水资源的自身循环、生态环境的多样性、水体自我净化能力协同作用的结果,虽然流域具有较强的恢复能力,但这种能力不是没有限度的,当流域地下水被过度开采、河流中的鱼类被捕捉殆尽、流入河流的污染物严重超标后,其恢复过程将变得十分的缓慢,如果同时出现流域降水较少、气候干燥等异常的状况,就会出现植被覆盖锐减,河床干涸等严重状况,由于一条河流的消失造成流域文明的衰落,这在人类历史上并不鲜见。而流域生态环境的改善不是流域中哪一个地区通过自身努力就能实现的,必须依赖于流域的整体规划和各个区域的协同维护,因此在水量分配中在全流域统筹生态水量是实现流域水资源长期利用的必要条件。

4.3 流域统一分配水量的指标体系建立

流域是不同于行政区划的水文地理概念,对于流域中分配水量主要依据是流域面积内的各行政区经济与社会发展状况,而流域统一分配水量是以行政区为单位,因此必须将流域的水文和地理特点与流域面积内各行政区的经济和社会状况相结合,才能对各行政区水量分配是否恰当有一个客观的判断,对于流域统一分配水量的相关指标应包括流域行政区生活用水指标、经济发展用水指标、水质控制指标、生态用水指标等几方面。

4.3.1 流域行政区生活用水指标

行政区生活用水指标主要是为保障流域各行政区居民日常生活的用水,流域内各行政区人口总数对用水的多少起着关键作用;同时由于较大的流域其面积可能横跨若干个省,气候和降水条件会有较大的变化,居民用水的标准有较大的变化,为了能更确切体现这种变化,选取了流域人口用水标准指标;城市居民用水量普遍高于农村居民,流域内行政区城市化的水平体现了不同地区人口用水的总体差异;随着节水技术的不断应用,城镇生活用水的重复利用率不断提高、节水器具不断普及,在一定程度上减轻了供水量的压力,也降低了对水体的污染,行政区居民生活用水重复利用率、非居民城镇

公共生活用水重复利用率、流域城镇居民节水器具普及率是行政区生活用水分配上体现鼓励节约的指标。具体指标见图 4.12。

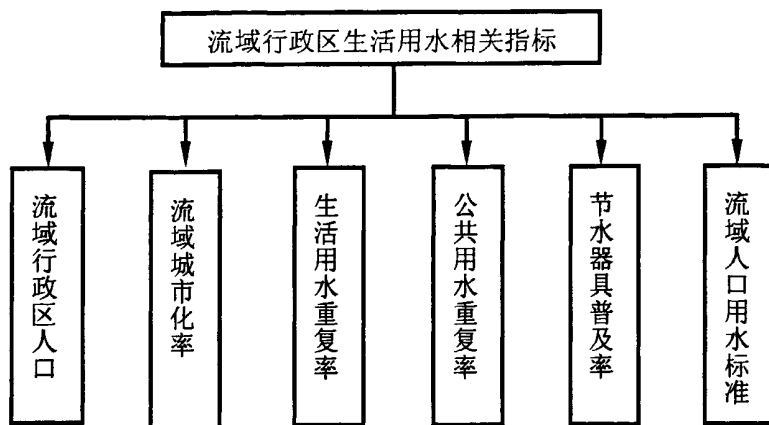


图 4.12 流域行政区生活用水相关指标

Figure4.12 Relative index of living water in watershed administrative region

对于流域行政区内的人口应既包括流域面积内行政区当年年末的常住人口，同时也应包括流域面积内的流动人口；城市化率是在以流域行政区人口为基数的城镇人口比例，其计算方法为： $(\text{行政区当年年末城镇人口} \div \text{行政区总人口}) \times 100\%$ ；生活用水计算方法为： $\text{居民生活用水重复利用水量} \div (\text{居民生活用水新水量} + \text{居民生活用水重复利用水量}) \times 100\%$ ；公共用水重复率计算方法为： $\text{公共生活用水重复利用水量} \div (\text{公共生活用水新水量} + \text{公共生活用水重复利用水量}) \times 100\%$ ；节水器具普及率计算方法为： $\text{流域城镇居民已使用节水产品的户数} \div \text{流域城镇居民总户数} \times 100\%$ 。

4.3.2 流域行政区经济发展用水指标

经济发展用水指标可从行政区经济发展总量、行政区各产业发展状况、行政区单位产出用水效率、行政区水资源重复利用等几方面考虑水资源对经济发展的支持作用，流域内不同行政区域的 GDP 总量，体现着该区域的经济发展的总状况；工业不同行业的用水量差异较大，不同区域工业发展的重点不同，很难用某几个行业的发展来评价用水情况，应用行政区工业产业 GDP 总量能很好的反映工业发展状况；农业用水的主要用途是灌溉，因此行政区灌溉面积是反映农业用水量的主要指标；第三产业用水规模与生活用水有类

似的特点,产生的污染相对较少,同时发展区域的第三产业应是产业结构调整的方向,可用行政区第三产业占 GDP 比例表示区域第三产业的发展状况;对于行政区单位用水量用水带来的经济效益,可用万元工业增加值用水量、万元 GDP 用水量指标来体现;对于行政区产业发展过程中的节水情况,可用工业用水重复利用率、第三产业用水重复利用率指标表示。流域行政区万元 GDP 用水量的计算方法为: (行政区 GDP 总量 $\div$ 行政区总用水量),单位:立方米/万元;流域行政区万元工业增加值用水量计算方法为: (工业的增加值所取用的水量 $\div$ 行政区工业增加值),单位:立方米/万元。具体指标见图 4.13。

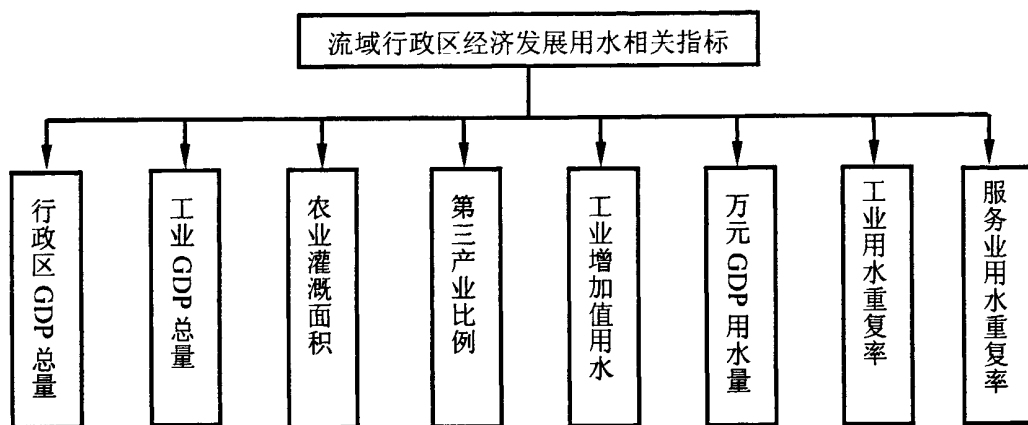


图 4.13 流域行政区经济发展用水相关指标

Figure 4.13 Relative index of water allocation for economic development in watershed administrative region

4.3.3 流域水质控制指标

对于流域水质实际控制过程可根据相应地表水、地下水水质控制标准中已有污染物指标来进行控制,但这些指标所针对的是流域某一截面在某一时刻水质,数据过于具体无法反映在整个河段水质情况,因此在选择流域水质控制指标时,应选择能反映河流在一定区域内水质状况指标,其中优于三类河长的比例反应的是在整个考察河长范围内水质达到较优水质的比例,体现的是流域整体水质的状况。对于影响流域水质的各方面因素可进行细分,从流域饮水安全、面源污染状况、点源污染的治理等方面进一步详细说明流域的水质,饮用水源地水质达标是流域饮水安全的必要保障,地表水饮用水安全标准为对于“集中式生活饮用水地表水源地一级保护区水质应达到Ⅱ类”,

“对于集中式生活饮用水地表水源地二级保护区水质应达到Ⅲ类”，对于流域由于不同地区人口密集程度有很大差别，饮用水源地分布不均衡，不能通过饮用水源地达标数量来反映区域中实际饮水安全状况，因此可用安全饮用水源地比例反映流域中安全饮水程度；流域中面源污染的主要来自于农田过量施用的化肥和农药，通过雨水等作用逐步扩散到流域水体中，由于面源污染物只有在进入水体后才可以准确测量，很难在其源头进行监测，对此可采用每亩化肥平均施用量、每亩农药平均施用量来表示；对于流域中的点源污染，由于有相应的排污口，可以用生活污水处理率、工业废水排放达标率、城市污水集中处理率来表示；流域各区域的经济发展会影响当地的水污染物排放状况，水污染物可能随经济发展增加，也可能减少，主要取决于经济发展的产业结构和清洁生产的程度，可用万元GDP化学需氧量来表示经济发展与污染物排放的关系。具体指标见图4.14。

优于三类河长的比例的计算方法为： $(\text{水质达到或优于Ⅲ类水河长} \div \text{行政区内流域总河长}) \times 100\%$ ；安全饮用水源比例的计算方法为： $(\text{水质安全的饮用水源数} \div \text{行政区内所有的饮用水源数}) \times 100\%$ ；流域城镇生活污水集中处理率的计算方法为： $(\text{流域城镇污水处理厂生活污水处理量} \div \text{城镇生活污水排放总量}) \times 100\%$ ；万元 GDP 化学需氧量的计算方法为： $\text{行政区内生产总值} \div \text{化学需氧量的总量}$ ，单位：吨/万元。

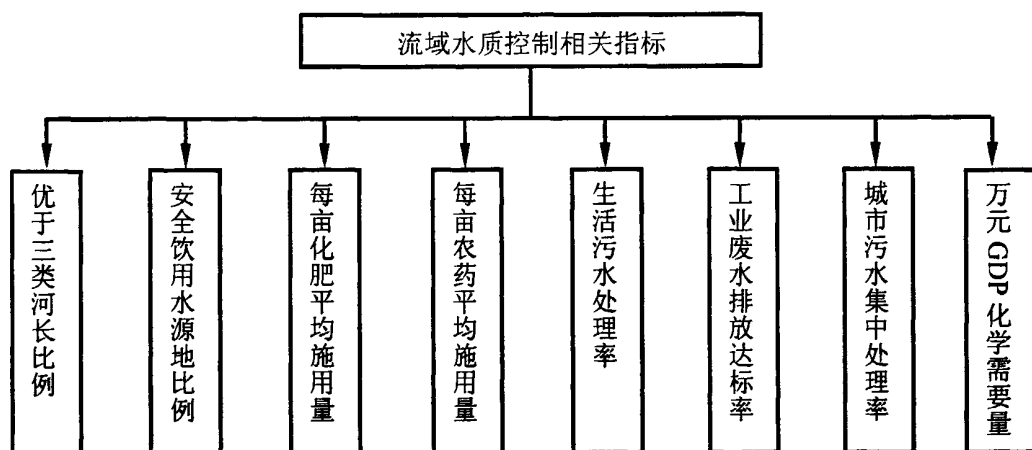


图 4.14 流域水质控制相关指标

Figure4.14 Relative index of water quality control in watershed

4.3.4 流域生态用水指标

生态用水量对于不同流域没有一个统一规定,其计算方法仍在探索中,对于生态需要水量的多少和区域内气候与降雨条件、不同植被类型的蒸散发能力有密切关系,并且由于每个流域生态环境有很大差异,维持其生态环境系统平衡所需要要素各不相同,此外经济发展和社会进步对生态环境影响作用在各流域也表现不一,这使生态环境用水量制定具有明显流域特点,如黄河因为多年泥沙淤积,下游地区形成了世界上著名的“地上悬河”,通过水力冲走沉积泥沙是解决黄河生态环境稳定重要手段,因此输沙水量成为黄河生态环境用水主要组成部分。

对于流域生态用水量指标应从通过区域自然条件、河流水文特点和恢复流域生态环境最为紧迫的用水方面来反映。对于区域内自然条件,主要是指与水量保持与散失有关的方面指标,主要包括干旱指数、水土流失治理面积、流域森林覆盖率,其中干旱指数体现了流域的气候的特点,水土流失治理面积体现了流域水土保持状况,流域森林覆盖率体现了流域涵养水源的能力;对于河流的水文特征与生态水量有关主要是河流径流量,径流量的多少决定了流域在某一河段水量的多少,是提供生态水量的基础;对于生态恢复的紧迫程度主要包括水生生物群落的保护、湿地的恢复与保护、地下水的补充等方面,可用流域水生生物种类、地下水超采面积、流域湿地面积等表示。其中干旱指数的计算方法为:年蒸发量 $\div$ 年降水量。具体指标见图4.15。

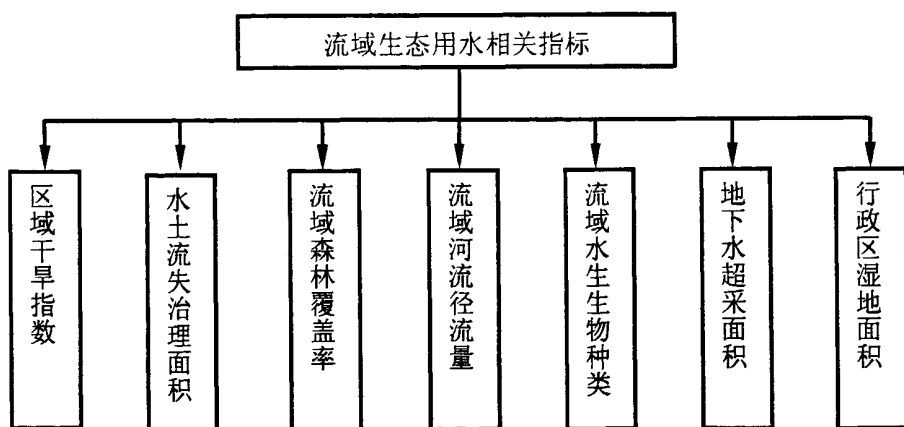


图 4.15 流域生态用水相关指标

Figure4.15 Relative index of ecological water in watershed

4.4 改进的径向基神经网络流域水量分配模型

4.4.1 流域统一水量分配模型基本思路与步骤

流域在一般年份拥有总水量是对各地区统一分配水量基础，对于中国现有的黄河等分配水量方案可以看出，都是首先确定流域总水量，再根据各地区综合需水情况设定相应的配水比例，在此基础上针对不同来水年份进行适当调整，有的方案同时兼顾了水质和地下水控制，因此对于流域水量分配，其关键指标是不同区域的分水比例，这个比例代表着在一定时期内流域区域经济、社会和环境需水量多少，流域中各区域的不断发展和流域环境变化，流域内区域之间发展不平衡的问题必然日益突出，对水资源缺乏程度也会有一定变化，虽然可以通过节约用水、水权交易等方法进行局部优化，但相对与可取水量变化这些调整比例相对较小，水资源必然成为区域发展重要约束，因此必须通过重新分配流域水量促进流域资源整体优化。对于统一分配流域水量具体模型步骤如图 4.16。

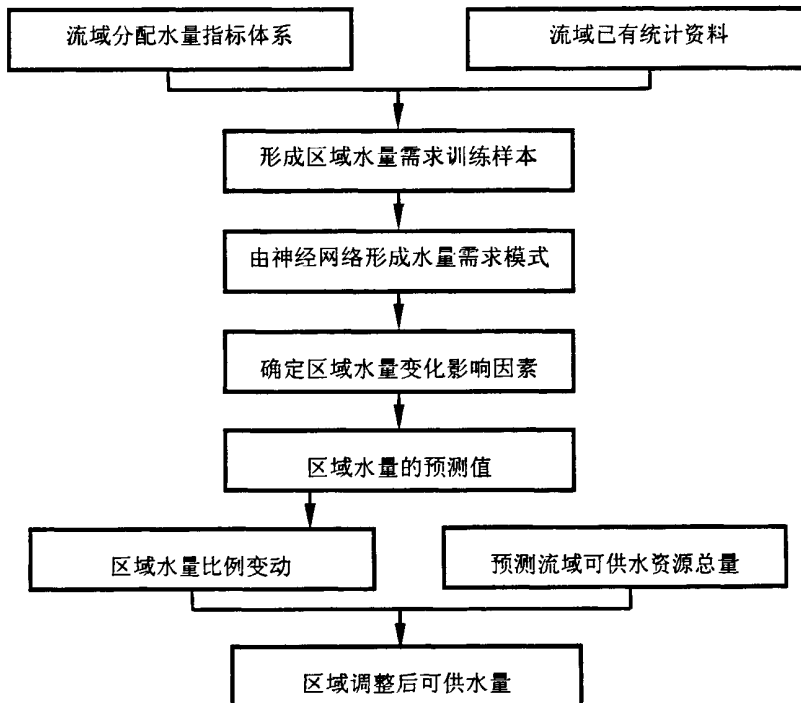


图 4.16 基于流量统一管理水量分配模型的步骤

Figure 4.16 Step of water allocation model based on unified management in watershed

4.4.2 径向基神经网络设计

1.神经网络训练样本

根据建立的流域统一分配水量指标体系,在流域行政区生活用水相关指

表 4.1 神经网络训练样本

Table4.1 Sample of neural network

	RK	CSH	ZCZ	GYZ	SCB	GGM	SEL	GEDB	STM	STZI	SLH	XSH
1	-0.5320	1.4006	0.0340	-0.2738	1.9934	-0.6418	0.4332	0.4079	-0.4950	-0.5800	-0.1589	-0.6171
2	-0.6397	1.0915	-0.2828	-0.1902	0.0481	-0.5734	0.3795	0.4914	-0.4386	-0.6584	-0.5883	-0.6631
3	0.5724	-0.2657	0.3548	0.3721	-0.4137	1.0721	0.1430	0.2229	-0.0654	0.6033	-0.2760	0.0597
4	-0.1660	-0.1262	-0.2325	-0.1209	-0.3214	-0.2208	-0.5155	0.0741	-0.3041	0.5009	-0.4192	-0.5206
5	-0.3714	0.1075	-0.2062	-0.1785	-0.2929	0.3865	-0.6579	-0.4521	1.2317	1.3840	-0.2760	-0.0307
6	0.0223	0.4468	0.1570	0.1764	-0.2290	-0.1294	-0.3462	0.2265	-0.0090	0.5751	0.2218	-0.1808
7	-0.3038	0.2206	-0.2656	-0.2611	-0.1082	-0.0710	-0.4349	0.0523	-0.0156	0.0468	0.3877	-0.3507
8	-0.0763	0.2470	-0.1345	-0.0941	-0.3640	0.4385	-0.7869	-0.0275	1.2603	0.2322	0.4332	0.4185
9	-0.4852	1.5590	0.2429	0.1906	0.9079	-0.6291	0.2720	0.4188	-0.3780	-0.6675	-0.7477	-0.2724
10	0.7142	0.2206	1.2409	1.3055	-0.1721	0.7828	0.7450	0.4079	0.1777	-0.4681	-0.6079	1.4956
11	0.1807	0.3714	0.7283	0.7391	0.0623	-0.1524	0.1161	-0.0021	-0.1801	-0.1833	0.9180	0.0940
12	0.4008	-0.3260	-0.1124	-0.1772	-0.0584	0.6147	0.2451	0.3136	-0.2410	-0.2495	-0.0710	0.1792
13	-0.1269	0.0510	0.0264	0.0057	0.0126	-0.3386	1.2287	0.4406	-0.3274	-0.3856	1.1978	0.0347
14	0.0368	-0.2846	-0.2497	-0.2457	-0.5629	0.0065	0.0758	0.2809	-0.0995	0.1547	0.9668	0.1905
15	1.0765	-0.0207	1.2575	1.3626	-0.4563	1.1724	0.6052	0.4334	0.2225	0.1553	-0.4159	0.1283
16	1.0750	-0.4919	0.4508	0.5098	-0.6908	1.2187	0.7477	0.2846	-0.2532	0.2117	-0.3248	0.0872
17	0.3136	-0.1149	0.0250	-0.0761	0.1618	0.1059	0.5434	0.2701	-0.1288	0.2083	0.0200	0.2865
18	0.4501	-0.2582	0.0227	-0.0871	-0.0016	0.3398	0.3741	0.1322	-0.0060	-0.0981	0.4690	0.5513
19	1.0936	0.5938	1.6344	1.5789	0.2471	-0.1989	0.8874	-0.0057	0.0642	-0.3913	0.6610	1.1090
20	0.1200	-0.4203	-0.2162	-0.2728	-0.1011	-0.1171	0.2236	0.2410	-0.2400	-0.3166	0.4950	0.4952
21	-0.6959	-0.0056	-0.5647	-0.5345	0.0623	-0.6432	0.3553	0.3063	-0.3814	-0.6610	0.7390	-0.5690
22	-0.2860	0.0359	-0.3512	-0.3476	0.1831	-0.4628	-0.1715	0.2156	-0.4914	-0.2474	-0.1264	-0.4451
23	0.8186	-0.4429	0.1189	-0.0094	-0.2361	0.2632	-0.1097	0.1902	-0.1147	0.5152	0.1339	0.1061
24	-0.0892	-0.7219	-0.4529	-0.4291	0.1405	-0.4060	-0.6929	-0.5174	-0.4765	-0.1058	-0.0776	-0.3620
25	0.0672	-0.5937	-0.3056	-0.3274	-0.0513	-0.1191	-0.4832	0.1576	-0.4126	0.3044	0.4755	-0.1521
26	-0.8126	-0.7181	-0.6296	-0.5707	1.0926	-0.6485	-0.8434	-1.9669	1.6364	-0.6642	-0.4842	-0.6094
27	-0.0921	-0.2544	-0.2523	-0.2072	-0.3498	-0.2084	-0.1312	0.3608	-0.3890	1.2081	0.2087	-0.4286
28	-0.3273	-0.5937	-0.4558	-0.4210	-0.1011	-0.2957	-0.7224	-0.1872	0.0068	0.9722	-0.6339	-0.2631
29	-0.7568	-0.2733	-0.5971	-0.5249	-0.2716	-0.6406	-0.8111	-1.3049	1.1829	-0.5061	-0.7087	-0.6320
30	-0.7448	-0.1262	-0.5893	-0.5198	-0.1153	-0.5435	-0.3435	-0.5972	-0.4043	-0.2907	-0.6534	-0.4710
31	-0.4359	-0.3072	-0.3953	-0.3717	-0.3142	0.6389	-0.3247	-0.7678	0.0692	-0.5989	-0.7575	1.3318

标中选取流域行政区人口 (RK)、行政区城市化率 (CSH) 反映不同区域人口总量与人口聚集程度, 体现了对于不同区域生活用水需求。流域行政区经济发展用水相关指标中选取行政区生产总值 (ZCZ)、工业生产总值 (GYZ)、农业灌溉面积 (GGM)、第三产业比例 (SCB) 反映经济在总体和各产业发展状况, 体现了不同区域经济发展对水资源的需求。对于流域水质控制相关指标选取每公顷化肥平均施用量 (SFL)、工业废水排放达标率 (GFDB) 反映流域中各区域对水污染控制状况, 其中每公顷化肥平均施用量体现了农业面源污染强度, 而工业废水排放达标率体现了对点源污染控制情况。在生态环境用水相关指标中选用由于三类水质河长 (SLH)、行政区湿地面积体现 (STM)、水土流失治理面积 (STZL) 体现行政区生态环境总体状况, 其中水土流失治理面积和森林覆盖率反映了区域涵养水源、调节气候的能力, 而行政区湿地面积反映了流域现有生态环境需水量。以上指标为神经网络的输入指标, 对于输出指标为各地区同时期需水量 (XSH)。由于流域与行政区有很大区别, 并且根据已有的水量分配方案可知对水质控制、流域中生态用水管理方面才刚刚起步, 与之相关的统计数据缺失, 对此根据随机生成数据形成神经网络训练样本, 样本值见表 4.1。对于指标体系中还没有形成统一标准指标没有选取。

2. 径向基神经网络训练结果

设计 RBF 神经网络, 对输入 X 隐含层单元输出为公式(4-1):

$$u_j(X) = \exp \left[-\frac{(X - C_j)^T (X - C_j)}{2\sigma_j^2} \right] \quad j = 1, 2, \dots, N_h \quad (4-1)$$

其中, $u_j(X)$ 是第 j 个隐层节点的输出, $X = (x_1, x_2, \dots, x_n)^T$ 是输入样本, C_j 是高斯函数的中心值, σ_j 是标准化常数 (半径), 可控制基函数径向作用范围, N_h 是隐层节点数。由式 (4-1) 可知隐层节点的输出范围在 0 和 1 之间, 且输入样本越接近节点的中心, 输出值越大。RBF 网络的输出为隐层节点输出的线性组合^[115], 为公式(4-2):

$$y_i(X) = \sum_{j=1}^{N_h} w_{ij} u_j - \theta = W_i^T U \quad i = 1, 2, \dots, m \quad (4-2)$$

其中 W_i 为隐层到输出层的权矩阵, $W_i = (w_{i1}, w_{i2}, \dots, w_{iN_h}, -\theta)^T$; U 为隐层输出, $U = (u_1, u_2, \dots, u_{N_h}, 1)^T$, 径向基网络结构见图 4.17。

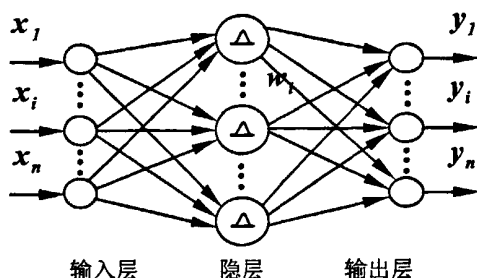


图 4.17 径向基神经网络结构图

Figure 4.17 Structure of RBF neural network

应用训练数据样本设定输入层 $n=11$, 输出层 $n=1$ 的径向基函数神经网络, 网络参数设定为网络扩展常数为 0.768, 神经元个数为 25 个以下, 网络训练目标 (平方和误差参数) 定为 0, 径向基函数网络训练特性曲线如图 4.18, 收敛精度低为 288.532, 没有到达目标要求, 结果不理想。

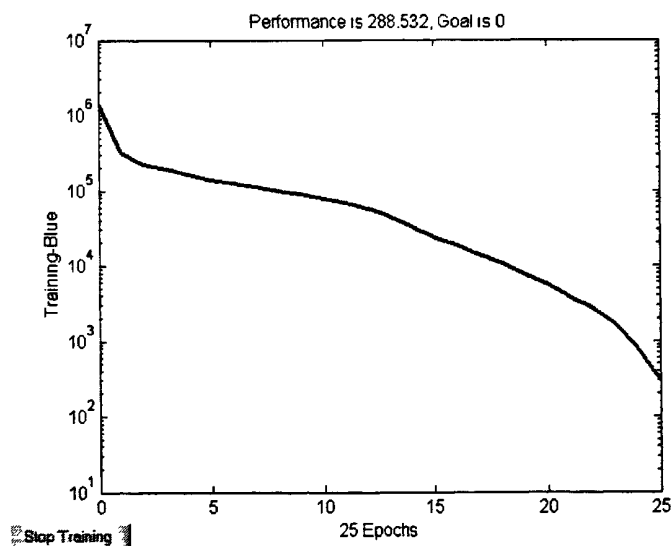


图 4.18 径向基神经网络训练曲线

图 4.18 Training curve of RBF neural network

4.4.3 改进径向基神经网络设计

1. 算法改进的基本步骤

将模拟退火算法用于调节径向基神经网络权重 w ，代替原径向基局部梯度下降法来，利用模拟退火算法全局优化特点，避免了原网络陷入局部极小的缺陷，改进的径向基神经网络算法过程见图 4.19。

模拟退火具体算法如下：

(1) 确定最初条件给出最初高温 T 、网络的初始权值矩阵 w 和阈值 B ，将初始权值作为神经网络最优解 w^* ，对网络训练得到的均方差 MSE 设置为最小，即最优 MSE^* ，设定网络训练目标值 ε ，设定步长系数 α 、 β ($\alpha > 1$, $\beta > 1$ 且 $\alpha \neq \beta$)，确立控制参数 m 、 n 及其最大值 M 、 N ，确定降温策略及相应步长。

(2) 基于均方差最小准则，定义如下目标函数

$$J = \frac{1}{2N} \sum_{k=1}^N [\hat{y}(x_k) - y(x_k)]^2$$

$\hat{y}(x_k)$ —网络相对于 x_k 的实际输出；

$y(x_k)$ —网络相对于 x_k 的期望输出；

N —样本数。

调节权重的目的就是使 J 尽可能达到训练目标值 ε 。

(3) 在由初始高温下降的一个温度范围内，由高到低小步降温，令 $w' = w + \alpha \Delta w$ ，计算 $\Delta J = J(w') - J(w)$ 。其中 Δw 为很小的随机扰动。

(4) 若 $J < \varepsilon$ ，转到步骤 (9)。

(5) 若 $\Delta J < 0$ ，说明此次训练减小了误差，是成功的，令 w' 为当前最优解 w^* ，并赋现均方误差为最优 MSE^* ，同时记 $m = 0$ 。

(6) 若 $\Delta J \geq 0$ 则以概率 $p = \exp(-\Delta J / T_i)$ 来决定是否接受 w' 为新状态，接受则增大步长： $w' = w + \alpha \Delta w$ ，不接受则减小步长 $w' = w - \beta \Delta w$ ，其中 T_i 为当前温度，并记 $m = m + 1$ 。

(7) 若 $m > M$ ，说明在当前温度范围下很难找到比 MSE^* 更小的误差，转 (8)；否则继续循环^[116]。

(8) 退火降温，令 $T = \lambda T$ ，重复步骤 (3) - (7)，若降温后最优解变小，则记 $n = 0$ ，否则 $n = n + 1$ ；若 $n > N$ ，表示多次尝试后，误差 MSE^* 都没有明显变化，此时再没有降温的必要，算法停止。否则，令当前 MSE 为最优 MSE^* ，当前 w 为最优解 w^* ，继续循环。

(9) 输出此时的 W^* 及 MSE^* 。

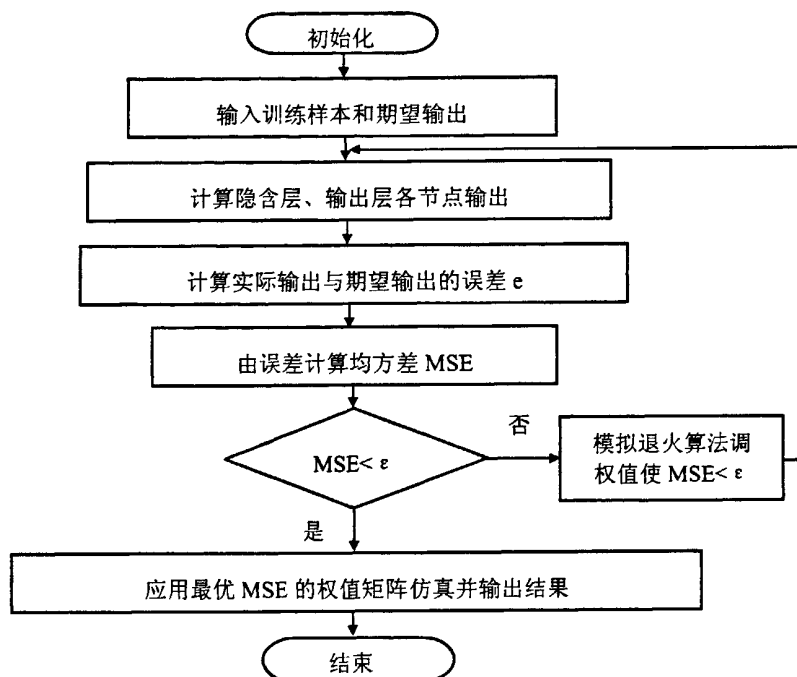


图 4.19 改进的径向基神经网络算法框图

Figure4.19 Flow chart of improved RBF neural network

2.改进径向基神经网络计算结果

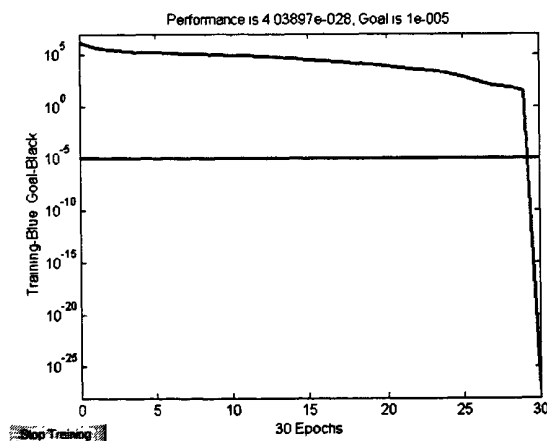


图 4.20 改进径向基函数网络训练曲线

Figure4.20 Training curve of improved RBF neural network

径向基函数神经网络扩展常数确定为 0.668, 网络训练目标定为 0.00001。基于模拟退火算法的径向基函数网络训练特性曲线如图 4.20, 总的误差见图 4.21 和图 4.22, 由图可见改进径向基神经网络达到训练目标收敛速度较快。

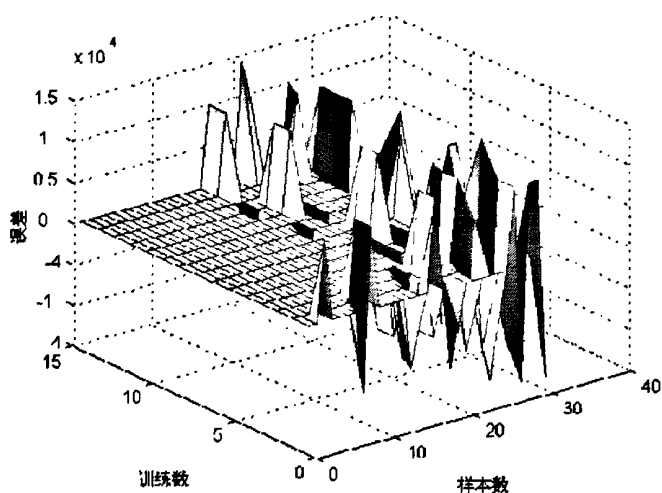


图 4.21 改进径向基神经网络误差

Fig4.21 Error surface of improved RBF neural network

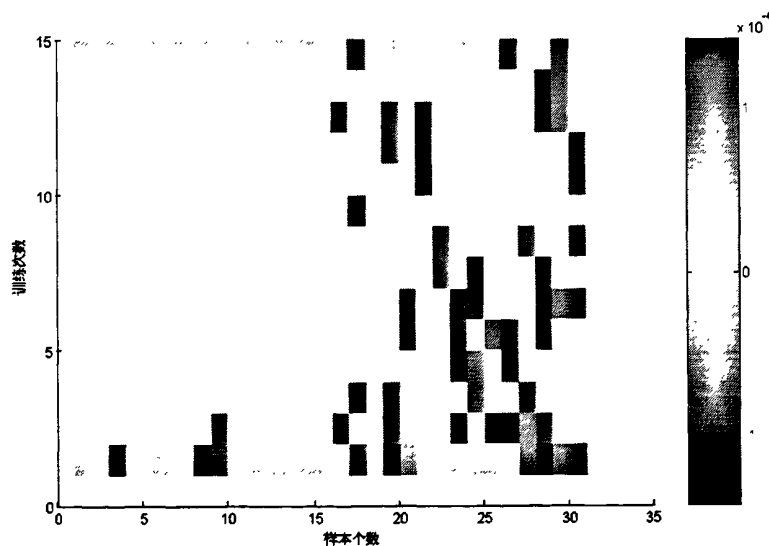


图 4.22 改进径向基神经网络误差平面

Fig4.22 Error plane of improved RBF neural network

3. 将改进径向基函数网络与 BP 算法对比

相同样本的 BP 神经网络训练 2000 次没收敛, 如图 4.23。

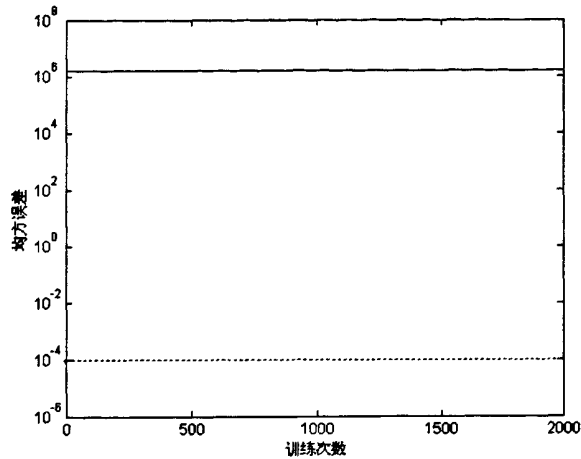


图 4.23 BP 神经网络网络训练曲线

Fig4.23 Training curve of BP neural network

4.4.4 基于流域统一管理的流域水量分配预测

应用已经收敛的基于模拟退火算法的 RBF 神经网络进行总用水量变化预测, 对样本 2、5、17、21、26、30 中 RK、ZCZ、GGM、SLH 指标增长的进行预测值, 具体数值见表 4.2, 通过网络输出得到水量变化具体数值。将地区水量变化比例与区域在流域中原有水量比例相乘, 形成新的水量比例, 由于不同地区所需水量都有增加, 将新形成水量比例累加, 重新归一化形成预

表 4.2 样本指标变动

Table4.2 Ratio change of water allocation index in watershed 单位: %

样本 指标	2	5	17	21	26	30
RK	6	9	7	10	3	2
ZCZ	21	14	17	12	15	16
GGM	12	3	9	6	8	14
SLH	15	12	5	9	6	16

测后的水量比例，可作为流域重新分配水量基础。区域水量变化比例、变化后区域在流域中分配水量比例、重新分配的区域水量比例见表 4.3。

表 4.3 区域配置水量变化预测

Table 4.3 Forecast of water allocation quantity change in region 单位: %

地区 指标	2	9	17	21	26	30
水量变化比例	6.845	4.296	4.978	4.685	3.293	5.150
原有分配比例	29.375	16.816	23.657	17.681	5.523	6.948
变化后分配比例	31.386	17.538	24.835	18.509	5.705	7.306
新的水量比例	29.812	16.659	23.589	17.581	5.419	6.939

4.5 本章小结

总结中国已有主要的流域水量分配方案，得出在流域中产业发展、季节变动、不同来水年份、流域水质、流域中地下水总量、生态需水是影响水量分配关键因素，在确定流域水量分配原则基础上，建立了反映流域需水情况指标体系，提出应用改进径向基神经网络优化流域水量配置的模型。

第5章 基于宏观调控下水权交易评价研究

5.1 水权交易评价重要性及原则

5.1.1 水权交易评价重要性

中国水权交易作为流域计划配水的有效补充,从东阳义乌的水权交易开始就已经成为水资源配置的有效手段之一,回顾中国已有水权交易却相对较少,主要有宁夏、内蒙古水权交易,张掖的水权交易,漳河水权交易,南水北调水权交易,北京河北水权交易等实践,在研究水权交易中主要是集中于这些已经有一定成效的交易案例,分析水权交易的原因、交易双方利益提高、主要交易形式等内容,由于每个交易过程都是针对所在地区特定产业发展和资源特点形成的交易方案,因此虽然能从其中获得相应的经验,相对来说还是有一定的局限性,中国水资源通过市场交易配置可以说还没有形成一个成熟的模式,每个成功交易的实践,从双方利益获得、程序规范、决策机制合理性等方面都存在着或多或少的问题,而这些问题的出现目前并没有引起足够的重视,其主要原因是水权交易在这些地区实施明显利大于弊,其交易过程缓解了所在地区的水资源配置压力,一定程度上掩盖了存在的问题,此外由于水权交易应用范围相对较窄,交易水量和涉及地区范围都相对较小的配置方法,对整个中国水资源配置的影响还只是局部的,因此即使有问题存在也很容易控制在有限影响范围内,所以目前对与水权交易积极推进的理论和方法较多,而对其已有问题和可能带来的弊病研究非常少见。对于水权交易的评价可以从不同方面给出交易过程的得失,为水权交易决策提供依据。

任何配置资源的方法都仅仅是一种手段,其有效性与使用范围、时间、配置地区特点、利益相关者协调程度、决策者主观倾向有密切关系,所以水权交易作为配置手段也并不是在中国所有地区都适用的,如果只根据水权交易能灵活适应水量需求变化,促进用水户节约用水,使单位水资源产出效率提高等优点,不加约束推广水权交易,同样会遇到市场经济中市场调节失灵问题,即可能出现由于水权交易导致某一地区水权过分集中于一个或几个用水户,形成对水资源的垄断,虽然这个过程能使这些水权垄断者获得高额利

润,但可能会违背水法中优先保障生活用水的原则,即从经济角度是水权垄断者获得较大经营收入,但却破坏了水资源利用中的公平原则,使水资源作为公共资源作用没有产生应有的效果。

以上只是从水资源利用经济作用方面分析了水权交易可能带来的公平风险,实际上水权交易可能带来的问题并不仅仅如此,水资源作为自然生态环境中必不可少的要素,在维持整个生态系统平衡中发挥着重要作用,而不同产业间的水权交易由于退水率、退水成分的不同,对环境的影响也有很大的不同,而这些一般在计算水权交易效益时往往被忽略,由于没有将环境损失纳入到水权交易效益计算中,其长期对环境损害经过不断的积累必然会影响到所在地区的社会 and 经济发展。

因此无论从保障水资源利用公平性,还是从避免由于水权交易带来的外部性来看,对于水权交易必须以提高水资源利用效率为目的,兼顾水资源保护进行全面的评价。此外由于中国水权性质,水权交易市场是在政府监督下的“准市场”,政府在水权交易中发挥着关键作用,而政府作为决策者需要收集尽量全面的信息,确保其决策能协调水权交易双方利益,同时促进区域社会利益的最大化,水权交易交易评价可以提供政策制定依据。水权交易评价是规范水权交易市场的基础,评价的结果可以起到避免低价出售水权、有利于商榷合理交易价格、明确环境风险等多方面作用。

5.1.2 水权交易评价原则

1. 普遍性与特殊性结合

作为水资源配置政策制定依据和买卖双方交易中利益保障的水权交易评价指标,其来源一方面是出于政策制定者对水权交易监督和促进目的,另一方面主要是买卖双方对交易信息的综合评估,此外在交易过程中不与水权交易发生直接关系的第三方利益保证也应在水权交易中有所体现。对于中国大部分地区来说,为了能真正反映水权交易的可行性,水权交易还处于一个尝试阶段,没有可以遵循的既定模式和方法,因此对于已经进行水权交易的实践就成为分析和研究的主要依据。而这些交易过程得以实现,总是有一定的特殊性,如何在借鉴成功经验建立评价指标时区分其特殊性和普通性的关系是有效建立指标体系的关键之一。

对于水权交易的特殊性可以表现在多种方面,主要体现在交易地区的水文地质特征、气候特征、交易双方需求目的、交易完成条件、交易对环境的影响、交易完成期限、市场交易的手段等。对于水文地质的特殊性,主要表现在交易双方的可供水量,交易中水资源的水质,由于不同地区的水文地理特征在一定时间内是稳定的,所以对于水文地质的特征性主要考虑交易后其特征是否能够继续维持原有的特点,不会因为交易而改变交易改变卖方所在地区的生态系统的平衡,对于这点实际上就是分析交易水量的可允许范围。对于气候特征特殊性分析,主要考虑水资源多少受气候条件影响很大,如果水权交易时间跨度较大,降水量的增加与减少、地表蒸发量强弱都是影响水权交易需求的因素,在水权交易评价中因充分考虑这种不可控制自然条件对交易的影响,在已有的资料基础上首先应对可变化的气候条件进行预测,使买卖双方确定交易价格时尽量合理,避免当气候条件变化时,由于有一方认为利益受损而不履行交易协议,引起纠纷。水权交易过程从交易对象看都是一定时间内的水量,但如果细分可以看出由于双方交易需求不同对水量的要求各有特点,买卖双方是否能形成交易需求互利,对交易的达成有着直接的影响,对于一般的商品交易过程主要通过资金回收来体现交易目的实现,而对于水权交易却具有需求的多样性特点,如农业和工业产业间的水量交易,农民虽然有交易的意向,但往往由于没有形成稳定节水能力,使交易过程难以实现,对于需水工业企业应注重这种特殊性,不仅仅考虑交易水权的价格,而更为关键的是在交易中以自身优势促进农户应用节水技术,确保农户不仅有交易意向,并且能有比较充分的交易水量,只有满足除了交易水价以外的节水需求,水权交易才能真正可能实现。交易水量基本确定后,交易完成条件特殊性就成为评价的重点,主要因为水资源的运输涉及的条件比较特殊,如果是短期少量水权交易,其运输成本较小,对交易总体价格影响不大,但若交易双方距离较远,达到几十公里甚至数百公里以上那么其运输成本将大大提高,在水价中的比例有时会超出买方的承受能力,并且在较大范围内的调水,其输送路线可能经过与水权交易无关的第三方区域,由此也会带来相应行政审批和费用问题,使情况变得更加复杂,因此在没有交易之前必须对这些问题的风险进行评估,避免由于形成交易前考虑不周,造成一方的违约。在交易实施条件中如有需要进行水利工程建设,或者交易水量占卖方地区水

资源比例较大,那么交易的环境影响就必须在交易之前进行评估,主要考虑的是对卖方和与交易水量无关的第三方利益,包括工程对环境的影响、水源地的保护、生态种群维护等诸多内容。对于水权交易的期限目前有不同观点,主要为防止形成水权垄断,主张短期水权交易,但对于地区之间的水权交易这种短期交易成本高、水量不稳地致使交易优化配置作用减退,所以交易时限也是具有特殊性的评价对象,必须根据需求的稳定程度,交易双方的主体地位来确定,不能一概而论。随着水权交易的发展手段的多样性也必然出现,可买卖双方直接交易,也可以通过中介或政府设立的交易平台,这些特殊性决定了交易成本多少和交易风险的大小,这些都必须在水权交易评价中有所体现。

水权交易的特殊性决定了在其发展过程中不会很快形成统一的规定和程序,但这并不意味着水权交易每一个过程都是具有特殊性的个案,在水权交易过程中共同出现的问题,可通过制定普遍适用方法或措施给予解决,而这些水权纠纷解决方法因其适用范围较广,可作为水权交易的普遍规定来进行推广,评价水权交易过程也是不断从特殊性过度到普遍性的过程。

2.短期利益与长期利益结合

水权交易最直接经济效益就是买方通过交易获得了急需的交易水量,而卖方通过交易价格获得的相应的补偿,“双赢”是水权交易能够得以实现的基础,双方的利益在水权交易过程中都得到了提高,短期少量的水权交易是与短期效益密切相关,其产生原因可能是气候短时期的变化,用水户短期用水量的缺乏,用户临时产生的多余水量等因素有关,这些交易过程具有时间持续时间短,交易总水量少,水量变动频繁特点,这些特点存在使在这些水权交易进行评价时,很难获得长期效益数据,并且由于水权交易量少,对交易双方的环境影响都不大,因此对于这种短期评价应从主要从交易双方的在目前的获利情况进行分析,即短期的水量交易买卖双方应注重短期效益,在对某个短期水量交易评价中,应主要选取与经济效益相关的指标,如单位水资源的产出值、水资源总体产出值增加等,同时也应看到短期水权交易虽然对交易双方只是短期合作,在气候变化、技术提高等因素驱动下的短期水权交易每个用水户的水权交易量虽然不多,但用水户数量众多,在相似条件下都可能进行水权交易,这种少量但数目众多的交易的积累效果是巨大的,而且

每次交易以短期效益为主,会造成对水资源过度利用,而出现市场失灵现象,因此针对短期水权交易的总量,交易用水户占总用水户的比例等必须进行总体控制,通过制定可交易水量总限额,每个用水户可用于交易水量比例,来促使这种零散的短期交易总体规模在一定范围内,保障交易地区长期资源利用的合理性。

对于交易水量较大的配置过程,由于其周期长、涉及地区多、投资巨大、对环境影响明显,所以买卖双方往往要经过长时间的谈判才能形成一致意见。这时交易双方对长期利益往往考虑比较全面,以力图形成长期的合作关系,注重交易过程中的长远规划,将人口增长、产业发展、区域水资源能力等进行综合评价,在指标选取上也从局部小范围的效率指标,过渡到社会经济长期发展的宏观指标,如区域生产总值、各产业发展指标、区域人口用水总量等指标,并且对于长期的水权交易,不是简单通过交通工具的运输和临时管线能够满足需求的,水利工程的建设是长期水权交易的特征之一,涉及到土地征用、施工队伍选择、输水工艺选择、投资来源、水利工程维护等一系列问题,这些细节需要在交易合同中明确说明,以保障双方在长期合作中各自的利益,对于长期的交易即使交易时,评价细节已经尽量周详,但由于整个交易过程涉及方面较多,难免会有考虑不周的地方,如由于水利工程时间长、地质条件复杂,可能会出现原材料涨价、工程投入增加的问题,而在水权交易协议中已对工程成本和供水价格做了明确规定,势必会影响买卖双方履行合同的积极性,这些问题的出现都属于长期水权交换中的短期利益,但如果不能很好解决就会影响交易双方的长期合作,因此长期水权交易中,应设立短期利益的评价指标,避免短期利益矛盾影响长期利益。

3.公开与公正原则

水权交易中涉及利益群体较多,主要包括各地区的用水户、水政管理部门、环保监测部门、供水企业、土地规划部门等,每个部门都有自己的管辖范围,在水权交易决策或申报中难免会出现利益冲突,对于这种冲突的解决应形成公开、公正的解决程序,避免由于水权矛盾不断积累而升级。其矛盾冲突主要表现为不同产业中用水、上下游用水、水体资源经营中不同选择、同产业用水户之间等冲突。

对于产业间的用水产生的冲突,主要是地方政府注重经济发展与环境保护

护部门维护水环境质量的冲突,由于中国对水权交易后的退水质量没有规定,当被交易的水权从退水量少、污染程度低向退水量大、污染严重行业交易时,交易的后果是水资源利用的产值上升,同时对水环境的污染加剧,由于对水权交易的买方没有对退水治理的责任,其水权交易的经济效益明显,因而对于产业间水权交易起主导作用的企业为了降低水权交易成本,往往只强调经济发展效益,忽视或隐瞒退水污染问题,而公众没有获得产业间水权交易带来污染的信息渠道,无法在交易中发挥参与作用,导致水权交易并没有真正达到优化配置资源作用。

上下游水权冲突容易发生在下游对生活用水进行交易的情况,从河流或水库中取水的生活用水交易,对于水质有较高要求,一方面供水方应对取水口的污染状况进行实时监控,同时还涉及来水的上游地区水质保护,由于供水上游地区并没有参与到水权交易中,但从水源保护角度却承担了过多责任,水权交易双方互利没有为供水方上游带来利益,这时对于供水方上游就失去了公平性,因此在评价指标体系中必须建立反映取水地对上下游影响指标,保障水权交易在利益上的公平性。

对于水权交易水量有多种用途,将其作为生产、生活用水只是其中一个方面,此外交易水量也可以用于旅游、渔业生产,甚至水污染治理,而这些经营过程带来的收益不同,综合考虑水权交易社会效益和经济效益是解决不同用途利益冲突的关键,为了能使不同用途水权交易选择更为科学,公开方案,通过不同利益相关者协商是避免决策失误重要手段,不同用途水权交易信息公开程度越高,可能会使水权交易决策过程时间变长,其效率明显低于信息不公开,但应看到信息公开实际上也是发现水权交易可能存在问题过程,及早发现潜在问题为保障决策公正性提供了基础,同时在公开过程中也是收集新方案过程,在对现有方案讨论中,在指出现有交易用途不利方面同时,就是对水权交易的拓展和完善。在同一产业中用水冲突最为常见,价高者胜是水权市场规律的体现,但有时水权交易价格过高体现的是买卖双方信息的不对称,通过公开水源信息避免供水者人为制造水源短缺抬高水价,是解决同产业不同用水户之间冲突的良方。

4.节水优先原则

水权交易过程中的节水优先具体来讲有两层含义。一方面是指在选择水

资源优化配置方案的过程中,应首先从所在地区、产业、用水户的水资源消耗特点入手,分析在现有条件下节水可能性,水权交易虽然是解决水量短缺的快捷方法,但同时也应看到在中国水权交易制度并不健全,水权交易法律基础还没有建立,水权交易法规实行并不严格的情况下,会受政策变化、管理人员变更、水量分配多少、水污染程度、经济发展导向、水权交易利益分配等因素影响,致使水权交易有很多不确定风险,而这些风险最终的承担者就是水权交易双方,尤其是水权交易的购买方,对于风险的规避可以通过详细制定交易细节,分清权责的方法,使双方共同承担风险,但由于许多风险不可预测性,很可能导致水权交易很难达到方案最初涉及的效果。因此利用区域、产业、用水户节水增加水量,解决水资源缺乏问题应是优先考虑的方案,对于中国虽然节水量不断增加,对于节水进行了广泛的宣传,当从整体上水资源利用仍然存在效率较低的问题,长期计划配置水资源对这种现象有一定影响影响,但更为直接原因是企业、家庭用水户节水成本较高,经济效益较低,相对于节水成本水权交易成本更低,企业、家庭节水的动力明显不足,因此对于水权交易的定价应在节约相同水量之上,在评价交易过程中价格指数是反映是否提倡节水的指标,通过这种节水指标的确定限制了不合理的水权交易,体现了节水为先,水权交易作为补充的思想。

另一方面节水优先是指在水权交易过程中,可交易水量的优先程度,区域、产业、用水户节约的水量优先交易,而由于自然水文特点形成的多余水量交易排序其次,对于这种交易优先顺序的选择,其目的也是为了真正促进节水,而不是将资源作为商品进行交易。如果对水权交易没有优先次序的规定,水资源丰富地区可能会以较低的价格将水权进行临时或永久的交易,虽然达到了交易双方互利的目的,但由于目前对于水量丰富地区有多少水量可以进行交易而不影响其生态环境系统还没有深入研究,没有公认定量评价方法确定适宜的可交易水量,作为理论的探讨尚没有形成体系,在实践中基本是通过经验进行确定,这就很难保证水量丰富地区为了短期利益而过量交易水量,虽然这种资源消耗是一个缓慢的过程,但如果长期超过水资源自我恢复能力,一旦出现非正常的气候条件,必然会对交易中供水方水环境产生不利影响,同时交易中水权购买者由于长期以低价取得水权,节水技术应用缓慢,人口和产业由于使用低价水资源没有受到资源约束迅速发展,一旦供水

方水量有变化,其水资源缺乏程度将迅速加剧,进而引发一系列矛盾,因此水权交易虽然是配置水量的可选手段,当这种方法应排在节水之后,而不应成为首选方法。

5.评价与监督结合原则

对于水权交易的评价可以在交易过程还没有最终确定时,根据已有的交易双方水资源特点、水权交易用途、对环境影响、可能产生效益、风险程度高低等方面对交易作出一个初步判断;也可以在水权交易双方已经达成协议,并开始实时交易过程时,对实施水权交易人员组织、机构设置、投资来源、成本核算、进度控制、质量监督等方面进行分析,对水权交易实施进展和存在问题进行评价;在水权交易完成后,或者水权交易实施已较长一段时间,其交易效果已明显表现出来时,对于整个水资源利用的投入产出已有明确的界定,这时可综合成本与效益指标对整个水权交易效益,或某一阶段的成本效益指标进行评价。虽然对于不同阶段水权交易可以评价的指标和数据都有较大的区别,其最终目的都是为了控制交易过程沿着正确方向发展,对交易实现监督和总结。对于不同的监督目的,其评价指标体系的构成将有很大的不同,在水权交易方案还没有确定时,监督的作用主要体现在确保方案符合区域的发展规划,区域能通过合理资金和可行技术实现水权交易目的,由于这时水权交易评价数据较少,不同水权调配方案主要是通过经验和预测进行制定,对于水权交易方案评价等级的确定也没有明确的规定,因此这个阶段对水权交易评价的监督主要体现在对评价人员的选取,通过监督参与制定水权交易涉及管理部门、技术人员、水利工程施工、金融部门人员的资质,保障从产业需求、技术能力、资金支持对水权交易进行客观评价。当水权交易实施过程中,评价重点转向对实现水权交易而进行水利工程建设进度、质量、成本的控制,根据评价水权交易水利工程中存在的问题和薄弱环节,确定监督的重点,例如水权交易工程由于输水路线长,横跨多个行政区,因此管理部门的协调可能成为影响工程进度主要问题,对此就应将监督重点放在各管理部门协调程度上,此外资金到位率、进度按计划完成程度等都可根据评价的结果有侧重进行监督。对于水权交易结束后,其评价过程可能对水权交易双方收益多少有了明确统计数据,可以通过回顾不同措施应用时存在问题,明确在水权交易中的措施有效性,这些评价过程对今后选择监督水权交易的

重点起到了很好的借鉴作用。总之，对水权交易评价不仅仅是在方案制定阶段的“参谋”作用，在水权交易的全过程中评价与监督相互配合，使水权交易控制通过每一次评价总结和监督改进都有进一步的提高，这种评价与监督协同实际上也是决策者在水权交易中不断解决新问题、探索成功经验的过程。

5.2 水权交易系统构建

水权交易系统结构如图 5.1。

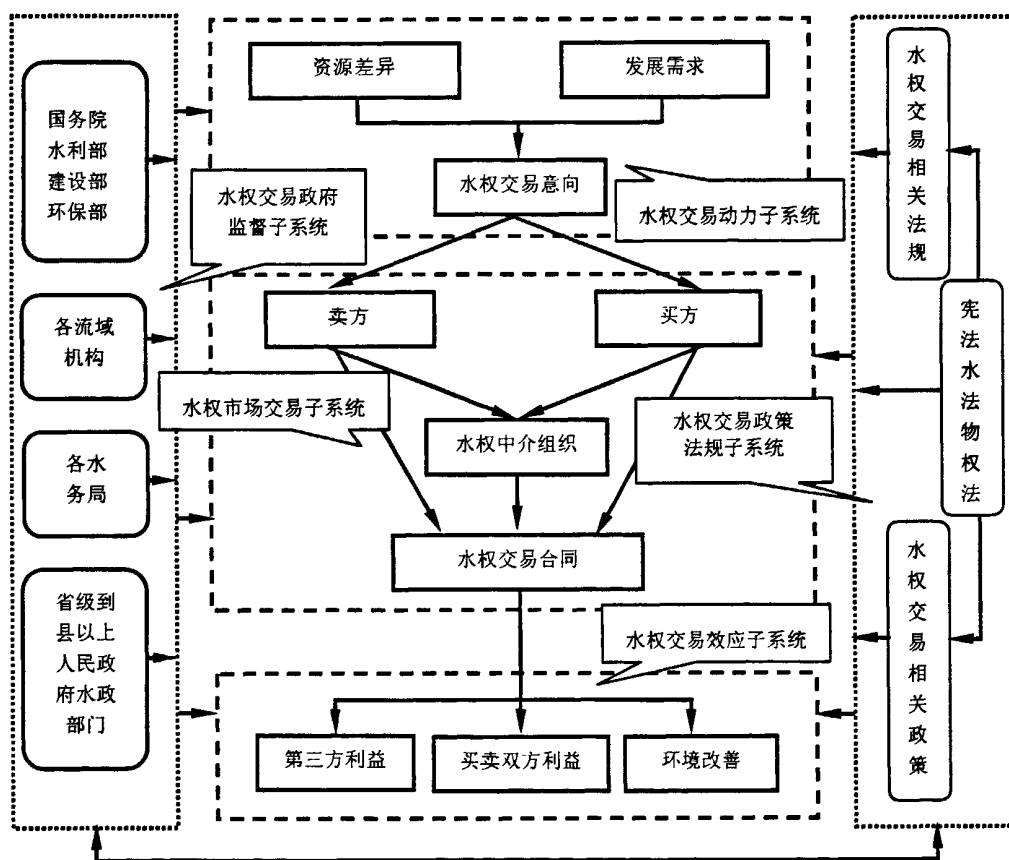


图 5.1 水权交易系统各子系统关系

Figure 5.1 Subsystem relation of tradable water system

对于水权交易系统可细分为动力、市场交易、效益、政策法规、政府监督等等多个子系统，不同系统之间相互协同与制约是水权交易完成的前提，其核心是买卖双方对交易标的物相应权属转让过程，转让的实现是多个系统耦合作用结果。

5.2.1 水权交易动力子系统

动力子系统主要解释了水权交易发生原因，明确了水权交易市场发展内在推动力。水权交易必须首先形成交易意向，只有在此前提下形成买卖双方，水权交易才能得以实现。对水权交易的动力可细分为资源差异和发展需求。

资源差异有多种不同表现形式，根据不同形式特点形成了不同类型资源调配方法。其可以表现为水资源自然拥有量差异，这种差异的形成主要取决于不同地区的水文特征、地理位置、气候条件、河网分布、水土保持能力、地下水水量、地表径流等先天形成的水资源条件，这种条件差异通过人为的修建水库、开发地下水源、开渠引水等手段不会从根本上缓解其资源本身的缺乏，因为这些手段只能提高水资源供给能力，不能改变区域总体水量，反而会由于过度开发加速了水资源消耗，加剧区域水资源短缺状况。资源差异也可以表现为用水户之间拥有可使用水量差异，无论对于水资源丰富和缺乏地区，其水权获得会遵循优先占有权、沿岸所有权等水权获得规则，不同用水户取得水权时间水量各不相同，这种差异的存在取决于水权的管理方法，中国在进行水量配置和推行取水权制度时，同样会产生拥有不同水量使用权的用水户，而拥有水量使用权与实际使用量在应用节水技术条件下会有较大差异，这使应用节水技术或临时用水减少的用水户与其他用水户之间形成了明显的资源差异。以上是两种常见的资源差异，某些水污染严重地区会形成除水量以外的水质差异，水质差异其形成原因主要是由于水资源用途对水质要求较高，但对所在地区水污染治理成本较高或在短时间内水污染无法有实质性改变，这种水质不能满足用水要求的现象就是典型的水质差异，应注意到的是水质差异其主要原因是人为的水污染，但在某些地区由于其地区水质特点也会造成水质差异，如高氟水。

对于发展需要带来的水权交易意向，主要体现在农村和城市、农业和其他产业之间的需求矛盾。城市化虽然提高了土地的利用率，由于人口密度远

超过农村,其需水量也随之增加,而城市范围相对较小,可供开发利用水资源相对较少,这造成了城市成为水资源缺乏高发区,中国的北京、天津、上海人口增长迅速,随之而来的就是用水紧张程度的提高,目前中国城市化率还不到50%,如果达到发达国家70%的城市化水平,将面对更大的水资源约束。对于产业发展需求,主要是农业用水向高产出的第二产业和第三产业转移,这种转移过程虽然符合市场规律,但可能会对粮食生产稳定产生不利影响,应以先节水再交易的原则进行水权交易。

5.2.2 水权市场交易系统

从买卖双方有交易意向到交易合同签订形成了市场交易完整过程,卖方、买方、中介组织构成了市场交易系统的主要组成部分。

对于买卖双方根据其代表的利益主体不同可以有多种差别较大的表现形式,例如代表各不同区域利益的地方政府,需水农户和有富余水量农户,节水企业和需水企业,农户和工业企业之间,居民用水户和工业企业之间等等,对于买卖双方的界定主要取决于卖方的水权取得是否合法,买方是否将所购买水权用于合法用途,在满足上述条件的基础上就有资格进行水权交易。对于可交易水量应有两个必须的前提,分别是计划水量和生态水量以定量化,交易中水量主要是来源于节约用水带来的富裕水量,如何界定节约用水是通过计划水量来实现的,而为了使水权交易不影响所在地区的水环境,必须对生态用水在不同时期的总量有明确量化指标,计划用水和生态用水的定量化是确定可交易水量的基础。对于水权交易最终达成是通过水价的调节作用得以实现的。水价是水市场交易系统核心,对于水权交易水价除了与正常水价包含相同内容外,从水权交易原则分析看,水价应以超出相应节水成本为基础,并针对交易对象退水的性质不同,在水价中增加污染物去除费用,与一般水价不同,不应对所有退水治理采用同一标准,而应根据交易后污染物去除的难度确定去除费用多少,以上规定可统称为水权交易最低限价,可以通过高价限制水权交易在一定水量范围内,也避免了低价出售资源给国家或地区造成损失的问题。对于长期交易水量,应在基本价格基础上定出浮动价格,即价格在一年中不同时段随着用水量和供水能力适当调整,对于不同年份价格应通过组成水价不同部分成本增加或减少而进行修正,如随着污染物去除

成本的降低, 水价中污染治理的费用也可以随之降低。

中介在水权交易中起到了降低交易成本, 沟通水权交易买卖双方信息, 规范交易程序, 扩大交易范围的作用, 中国目前比较成熟水权交易组织为在张掖水权交易中的“农民用水协会”, 发达国家中介组织的形式多样, 有“水银行”、“电子交易平台”等。由于水资源的公共物品属性, 水权中介组织在促进水权交易的同时也应起到节水技术推广作用。对于水权交易合同是保障水权交易双方利益的法律依据, 由于水权交易的类型多样, 难以形成统一的范本, 但应形成统一的水权交易申报程序。

5.2.3 水权交易效应子系统

对于水权交易合同鉴定后, 买卖双方责任和权利就已基本确定, 水权交易所带来的经济、社会效应以及生态环境效应在实施过程中就会逐渐显现。这些水权交易效应可能给经济和社会发展以正向的推动作用, 改善区域水资源缺乏状态, 同时存在带来负面作用的可能。

对于正向推动作用, 在经济领域提高单位水量产出值是最明显的效应, 这种情况主要发生在农业和工业用水之间, 中国经济发展主要动力是工业, 而工业用水近几年一直呈增长势头, 以工业企业的技术、资金优势促进农户提高输水渠道抗漏能力、应用节水灌溉技术, 在不降低灌溉农田亩数, 不减少粮食种植品种前提下, 使农户形成剩余水量, 节约水量作为工业用水, 缓解了水资源对产业发展的约束, 工业产值保持一定增长速度, 农业粮食经济作物灌溉用水得到保障, 农户由于水权转让有了额外收入, 总体上对区域经济发展起到了推动效应。提高缺水地区的生活质量, 降低区域发展的资源束缚是区域间水权交易的主要效应, 由于人均水量少, 缺水地区生产发展和生活质量都受到严重影响, 为补偿地表水源的不足, 缺水地区多数过量开采地下水, 造成漏斗区面积不断扩大, 由于用水紧张, 城区面积的扩大、居民人口的增加都受到限制, 以中国著名的小商品市场义乌为例, 最为严重时出现“做饭用矿泉水”的现象, 通过区域间水权交易, 东阳获得了两亿元水权转让费, 义乌则获得了横锦水库部分水量的使用权, 水资源自然条件较好同时应用节水技术是东阳县能提供富裕水量的主要原因, 水权交易保障了义乌新城区建设, 缓解了生活用水匮乏问题。提高用水户节水意识, 也是水权交易重

要效应,由于通过改变农作物品种、改良灌溉方式、合理选择灌溉时间、应用节水设备、改进用水工艺等方法,能给农户或企业带来额外的收入,这种经济效应带动了用水户节水能力提高。从目前中国水权交易实践看,交易双方实现“共赢”的情况较为普遍,而像河北向北京无偿供水这种不平等的水权转换已经得到很好的纠正。

目前在水权交易效应中,对生态环境效应和第三方利益效应重视明显不足,在水权交易成功实践中,提高经济效益缓解区域用水矛盾仍为主要的评价方面,而像以治理环境为目的水经营权转让还非常少见,在水权交易中如何避免由于造成水污染形成的负效应,为保护水源地而失去经济发展机会地区利益补偿的第三方效应,在已有的水权交易考虑较少,而对于作为“准市场”的水权交易,其效应即应考虑短期经济效益,同时对于环境、相关者利益的长期效益也应兼顾,在这三者关系中,后两者目前处于从属地位的状况应随着水权交易的发展逐渐改善。

5.2.4 水权交易政策法规子系统

中国对于水资源所有权的规定,从根本上决定了水权交易只能是计划配水补充,而不能成为配置水资源主要手段。从发达国家和发展中国家实施水权交易经验来看,同样赋予水权可交易属性,但配置效率和效果却有很大的区别,其主要原因在于是否有完善的法律法规保障。

对于水权交易相关法律法规主要包括水权性质界定、初始水权分配、水权交易程序、管理水权交易组织机构设置、水权纠纷的解决、水权交易中水污染治理、水权交易中环境保护内容的规定等多个方面。对于水资源权属是水权交易基础,在理论探讨方面中国水资源权属有多种不同的理论体系,从促进水权交易、水资源经营与收入等不同方面提出了对水权的规定,这对发展中国的水权交易起到了相应的推动作用。在初始水权分配方面中国颁布了《水量分配办法》,从主要原则上规定了对于最初水量分配,为中国形成以水资源“准市场”为基础的二次配置提供了可能。对中国水权交易来说,已形成了利于水权市场发展的大的法律法规环境,但成功的水权交易相对较少,主要原因是目前对水资源使用的准确计量和规划还没有实现,粗放式的水资源管理体系下,水资源相关的基础数据极为缺乏,水权交易对象难以根据经

济性原则进行判断交易是否能达到节省目的,对于区域水政管理部门由于缺乏对可交易水量的计算方法,很难对水权交易的范围、价格、交易时间、交易水量等因素进行管理,即便是对于现有成功水权交易实践,其交易水量合理性有的仍存有争议。

促进水权交易的关键在于确定对水资源量监测和规划的具体法律法规,形成以流域为基础的水量分布详细统计数据,为水资源市场配置提供可信的决策依据。作为可交易的“商品”,水权交易也必须遵守市场交易中基本规则,与其他交易商品不同,由于水资源具有一定的公共物品特性,其交易过程应受到公众监督,因此对于水权交易信息公开的法规应成为建立水市场的基础。此外,对于水权交易中进行水利工程建设引起的环境破坏、水污染造成人员财产损失等问题的补偿,应建立公诉和民事索赔制度。

5.2.5 水权交易政府监督子系统

中国的水市场是宏观配置水量基础上的必要补充,因此政府在水权交易规则制定、水权交易对象资质认定、可交易水量确定等方面起着重要作用。目前水权交易的监管还没有形成系统的体系,水权交易由于涉及的产业和区域较为广泛,对其监管内容也十分繁杂,监管应包括对水权交易方案制定人员的选择、交易双方提出申请材料的真实性、水权交易环境危害评估、水权交易程序执行规范性、水权合同完整性、水权交易信息公开、水权纠纷诉讼渠道的畅通、水权交易资金监管、水权交易工程进度、水量运输过程的成本核算等方面。

综合起来政府对水权监督主要可以归纳为四个方面,对是否应该进行水权交易、市场机制是否完善、产出效益是否符合社会利益最大化、水权交易法规执行效果如何等方面。对于是否应进行水权交易主要考察买卖双方的资质差异和交易的合法性,要求水权交易申请者提供各自水资源使用状况报告,根据交易双方代表群体不同可对报告内容有所区别,例如交易双方是两个不同区域,则应详细列出区域水资源量、人均水资源量、水资源消耗情况、富裕水量总数、区域缺水总量、生态水量保留、不同来水年水量供应情况等详细数据,而对于农户之间的水权交易只需根据分水定额提出相应的申请即可。对于市场机制的监管,首先应侧重合同审批、记录和违约处理,形成某一类

型水权交易规范文本,保障转让水价不能低于节水成本,明确水权交易违约的适用法律,规定违约惩罚金额度。其次,应规范中介组织,对中介组织成立资质、中介组织数量、可以交易水资源量进行监督。最后,主要对水权交易产生各种纠纷处理程序,处理后执行情况进行监督。水权交易社会效益是水权交易双方、环境保护、第三方利益的综合体现,只有政府才能实现总体监督,通过对监督效果的总结,可制定相应的调整政策,保障以可持续发展原则实现水资源配置。对于法律法规的监督,其主要目的是发展发现法律法规在实施中存在问题,通过增加惩罚力度、设立新的管理条款来完善现有的法律法规。政府监管在各国水权交易实践中都占有重要地位,发达国家在水权交易中为保证监督的独立性,政府对水权交易的参与程度限定在一定范围内,中国由于水权交易发展时间不长,政府部门在水权交易中影响作用较大,虽然有上一级进行监督,但在一定程度上削弱了监督的力度,这也是中国在政府监督水权市场方面中需要改进的地方。

5.3 水权交易评价指标体系构建

5.3.1 水权交易评价指标体系主要方面

在水权交易评价过程中,应力图体现水权交易普遍性与特殊性结合、短期利益与长期利益结合、公开与公正、节水优先和评价与监督相结合原则,考察各地区水权交易模式中各子系统之间关系,对相关子系统在实践中运行效果进行综合检验,通过评价不同方面指标得分可以得出各地区水权交易存在主要问题,为各地区促进水权交易提供有效政策指导。

对于水权交易动力子系统主要评价交易意向的合理性,体现了控制交易水量,降低交易水量运输成本,缩短水权交易年限,减少优质水资源交易的导向;对于水权市场交易子系统评价主要注重交易规范性和效率,可从合同履行率、水权交易中介组织数量、水权交易纠纷处理结案等指标反映;对于水权交易效益系统评价现阶段主要侧重于买卖双方收益和水量节约,可从单位水权交易利润、用水增加比例等方面评价;对于政府监督与政策法规子系统可通过水权交易中政府调控与服务能力来评价;此外为了控制水权交易中水污染,可从对退水水质与生态用水变化来评价。具体指标见表5.1。

表 5.1 水权交易评价主要方面及相关指标

Table5.1 Main aspects of tradable water evaluation and related indicators

主要方面	指标	主要方面	指标
水权交易合理性 (U ₁)	交易水量	政府调控与服务能力 (U ₃)	水权交易项目政府投资
	交易水量占分配水量比例		用水相对经济年增长指数
	交易水量年份		万元国内生产总值取水量降低率
	交易水量水质		水权交易信息公开的满意度
	水量交易年限		上访次数
	交易水量运输成本		补贴金额总数
水权交易绩效 (U ₂)	水权交易卖方收入	水权交易市场完备 (U ₄)	补贴金额比例
	单位水权交易利润		符合规范的交易比例
	水权交易利润占投资比例		合同履约率
	及时供水能力		水权交易中中介组织的经营额
	用水增加比例		水权交易中中介组织数量
	交易水量新增产值比例		水权交易纠纷处理结案
	重复利用水量		水权金融市场的融资金额
	用水重复率比例	环境保护 (U ₅)	退水排放达标率
水权交易	相关部门管理人员数		生态环境用水量变化比例
	管理人员工资支出比重		退水污染物排放量
	水权交易行政管理费		交易风险补偿金

5.3.2 水权交易水量合理性指标

对于可交易的水量应从经济增长、社会稳定、提高环境质量等多方面考虑,具体应考虑 GDP 增长、人口、植被、生态用水等相关因素,将水权交易双方水量富裕和缺乏程度进行比较,确定是否需要进行水权交易,按照适量原则,应根据各地区实际情况给出规范的水权交易水量比例,对区域之间水权交易比例主要考虑生产、生活用水量与生态用水量,在保证现有用水量不受影响情况下,给出可交易水量总数及其比例,对于产业间水权交易由于不涉及生态用水,可以通过节约的总水量确定交易水量及比例;水资源受当年降水、气候条件、洪涝灾害因素影响较大,必须将这些变化因素加以考虑,

对于长期的水权交易,可根据实际情况制定不同年份水量调节系数,从而不会因为枯水年供水减少而引起纠纷;由于交易水量的用途有很大差别,对于相应水质的要求十分悬殊,有的水源用于集中式饮用水,除了含有一般的监测指标外,还可以根据要求选择对水体中细菌含量、特殊致癌物质含量进行监测,而有的交易水量用于工厂的冷却、洗涤其水质要求相对不高,不同的水质要求,过高的水质要求会影响交易成功可能性,当交易水质超出供水方能力时,无法形成互利的交易过程。水权交易作为计划配水的补充,其优点就在于水量临时性调配,因而较短的水权交易期限为适宜的选择,即使对于区域间的水权交易,水量需求关系、成本、管理费用都会有一定变化,应采用定期协商的方法确定不同时期的交易价格和管理细节,其协商和修改的时间间隔应在合同中有所体现。对于长距离的水权交易,由于运输成本在水价成本中比例较大,运输成本合理性成为影响水权交易关键因素之一。水权交易合理性具体指标如表 5.2。

表 5.2 水权交易合理性指标

Table 5.2 Reasonable index of tradable water

指标	内容	作用
交易水量	是指所属流域或区域内允许交易水量总和	控制交易总量
交易水量占分配水量比例	是指所属流域或区域内允许交易水量总和占分配水量的比例。	控制交易水资源比例
交易水量年份调整系数	流域或区域提供水权交易量根据正常年份、一般枯水年份、特殊枯水年份、一般洪涝灾害年份、严重洪涝灾害年参照相应保障率进行调节的系数。	根据来水状况调节交易水量
交易水量水质	根据水权交易对象的需求,结合地表水环境质量标准、渔业水质标准、生活饮用水卫生标准、农田灌溉水质标准等水质要求制定相应的水质达标指标。	水质达到买方要求
水量交易年限	是指水权交易双方约定从卖方开始供水到供水结束所持续的时间。	限定水权转让时间
交易水量运输成本比例	是指水权交易水量由卖方到达买方所需要的修建管线、日常维护等成本。	确定水权转让成本

5.3.3 水权交易绩效指标

水权市场交易绩效首先涉及到买卖双方收益,对于卖方其收益由于来源不同,其评价指标也有所差别,对于通过节约用水得到富余水量进行交易的情况,主要考虑其节水技术或管理方法应用成本与水权交易收益比较,而对于水资源比较丰富地区通过转让水权获得收益,表面看是没有多少成本消耗的,其实水权交易供水方损失的是生态环境用水量,应从环境损失方面计算成本,同时由于交易水量较大,保证水质和维护日常供水也需要有一定的投入。因此对于出售节约用水的卖方其收益可用水权交易收入、水权交易利润、水权交易利润占节水投资比例等指标来表示,对于水资源丰富地区与缺乏地区的交易的收益可用同样的指标来表示,只是计算方法有所不同,对于水权节约用水供水方,交易利润为水权交易收入减去节水改造成本,而对于水资源丰富地区交易利润为水权交易收入减去维护成本和环境损失。

表 5.3 水权交易绩效指标

Table 5.3 Performance index of tradable water

指标	内容	指标作用
水权交易卖方收入	买方通过单价和总量综合计算交付卖方	水权转让卖方收益
单位水权交易利润	计算公式为:(水权交易收入-节水改造成本)或(水权交易收入-日常维护成本)	水权转让卖方净收益
水权交易利润 占投资比例	计算公式为:水权交易利润 $\times 100\%$ / 水权交易投资总额	水权转让卖方投资 与收益比例
及时供水能力	水权交易合同签订日期起到实际实现供水时所用时间。	影响买方生产活动
用水增加比例	水权交易后买方用水量相对于交易前增加的比例	水量增加程度
交易水量新增产值比例	由于水权交易后给买方带来的除去成本外的效益增加	买方收益增加额
重复利用水量	是指在总的用水中,循环利用的水量和直接或经处理后回收再利用的水量。	未经处理或经处理后 重复使用的水量
用水重复率比例	是指所有用水中,重复利用的水量所占的比例。	体现总体节水程度

对于水权交易的买方,由于获得急需水量,减少了因缺水带来的损失,同时由于有了较充分的水量供应,其经济和社会都有了进一步的发展,因此买方收益既可以用水量变化指标体现,也可以用经济和社会效应变化指标

体现,对于水量变化指标主要包括及时供水能力、用水增加比例等,对于经济和社会发展指标,可根据不同用水户性质选择有代表性的指标,如对于农户之间的水权交易,买方收益可用由于增加灌溉面积或灌溉水量农作物增产额来表示,对于农户和工业企业的水权交易,工业企业收益可用由于增加水量带来的利润增加、产品规模扩大来表示。由于水权具有准公共物品的性质,所以水权交易的绩效实际上既包括水权交易双方通过市场调节而获得的效益提高,又包括政府为满足社会共同需要而进行的资源配置活动与所得社会效益之间关系。对于同一区域的水权交易,双方的收益都对地方发展有所贡献,所以可以用水权交易带来的区域 GDP 增长、重复利用水量、用水重复率比例代表水权交易对区域发展贡献。具体指标见表 5.3。

5.3.4 水权交易政府调控与服务能力指标

目前中国政府正从“监督型”向“服务型”转变,对市场的调控能力和服务力度是体现政府工作效率的重点。在水权交易管理方面,政府一方面应遵循传统注重机构内部工作效率管理原则,提高对文件的传达、措施落实、各部门协调等方面效率,从而使政策能及时发挥对水权市场促进作用。同时在对水权市场政策导向方面,政府应充分发挥其调控作用。其主要调控方面应包括:根据所在区域水资源特征和经济社会发展状况,确定适合的产业发展政策,使产业发展既能充分利用现有水资源,同时不破坏水资源再生能力,将经济发展规划与水资源利用规划相结合,形成初始用水权分配方案;从“公开成本”和“提高用水效率”两方面促使水价改革,使水价成为提高水资源利用效率的“杠杆”;对于将节约水量用于水权交易的用水户,提供有关交易信息、法律政策规定、交易程序等方面的咨询;鼓励农户或企业成立用水户协会,协调用水信息,参与水资源使用权分配、水权交易价格、初始水量分配的管理,使用水户能积极参与到水权交易的决策和监督过程。通过政府的调控与服务使水权市场运行与经济发展相协调,既利用了市场配置水资源的灵活性,同时避免出现市场失灵问题。在反映政策调控能力方面,具体指标主要包括水权交易相关部门管理人员总数、在岗职工年工资总额占地方财政支出比重、水权交易行政管理费用、水权交易项目政府投资、用水相对经济年增长指数、万元国内生产总值取水量降低率等指标。对于评价政府工作能

力的公共服务指标,应针对水市场管理特点,侧重提高水权交易和水市场运作方面公正性和程序化,特别是满足贫困群体用水安全和基本生活用水权利,注重公众对水权交易政策变化的反映。在这方面可选择公众对水权交易信息公开满意度、对弱势群体用水补偿金额总数、对弱势群体用水补偿金额比例、因水权交易引起的上访次数等指标来反映。具体指标见表 5.4。

表 5.4 水权交易政府调控与服务能力指标

Table5.4 Capability index of government regulation and service in tradable water

指标	内容	指标作用
相关部门管理人员数	水权交易管理所涉及的供水、需水、防洪、排涝、污水处理等各项职能管理人员的总数。	水权管理人员投入
管理人员工资支出比重	指水权交易相关管理部门在岗职工年工资总额占地方财政支出比重。	水权管理财政投入
水权交易行政管理费	是指国家行政机关或政府授权履行水权交易行政管理职能的单位,为加强水权管理所收取的费用。	水权交易成本之一
水权交易项目政府投资	政府为推动区域经济和在水市场发展,满足水资源需要,以政府为实际投资主体,以财政性资金为资金来源的固定资产投资总额。	政府对水权交易的支持力度
用水相对经济年增长指数	区域年用水量增长率与区域经济(国民生产总值)年增长率之比。	反映区域节水效果
万元国内生产总值取水量降低率	是指基期与报告期万元国内生产总值取水量之差与基期万元国内生产总值取水量之比。	反映区域节水效果
水权交易信息公开的满意度	是指公众通过对水权交易信息所感知的效果与其期望值相比较后所形成的感觉状态,是公众对其需要已被满足程度的感受。	政府水权信息公开程度
上访次数	因水权交易引起的到各级机关上访备案的人次。	纠纷解决能力
补贴金额总数	对贫困群体基本生活用水的权利和用水安全进行补贴的金额总和。	政府对弱势群体资助力度
补贴金额比例	获得对贫困群体基本生活用水的权利和用水安全补贴占需补贴人群的比例。	资助对弱势群体的覆盖程度

5.3.5 水权交易市场机制完备性指标

水市场的发展必须依靠相应的制度保障,从交易程序、中介组织、纠纷处理、金融市场的形成等方面逐步完善交易过程,降低水权交易成本,使市场能最大限度发挥资源配置作用。对于水权交易程序应主要包括交易意向达成、水权持有者和购买者水权交易管理部门提交取水权转让申请书、取水权交易管理部门对申请书进行登记并依据交易原则进行资格审查和影响评估、对交易资质等进行核准、将交易内容进行公示、通过后水权转让双方交易、变更水权登记,其合同文本应包括转让水量、水质标准、转让价格、受让用途、转让期限、水源地和转让方式、违约责任、解决争议的方法、环境污染责任等内容。

表 5.5 水权交易市场机制完备性指标

Table 5.5 Market mechanism index of tradable water

指标	内容	指标作用
符合规范的交易比例	在水政管理部门登记交易的水权交易中,其交易过程符合交易过程的程序要求、合同条款覆盖必须内容的水权交易比例。	市场发展规范性
合同履约率	能完全按照合同要求完成水权交易的比例。	市场发展规范性
水权交易中中介组织的经营额	从事有关水权交易的信息沟通、协调、公证、评价、监督等服务的流域水服务机构、用水者协会等服务经营机构的营业收入总和。	中介组织经营状况
水权交易中中介组织数量	从事有关水权交易的信息沟通、协调、公证、评价、监督等服务的流域水服务机构、用水者协会等服务经营机构的数量总和。	中介组织的规模
水权交易纠纷处理结案	在管理部门备案的有关水权交易转让发生纠纷案件,达成和解或有涉案人达成共同认可处理结果的案件比例。	水权交易纠纷处理能力
水权金融市场的融资金额	水权初级市场形成后,通过以水权抵押、水权回购、水权债券、水权远期合约、水权期权合约等形式的获得的资金数量总和。	水权金融市场规模

可通过符合规范的交易比例、合同履约率反映水权交易过程和交易合同的规范性。水市场中介组织是指介于政府、用水户之间的,为提高水权市场运行效率,而从事水权信息沟通、水权纠纷协调、水权合同公证、水量价格评价等服务活动的机构。中介组织通过了解经济发展和水资源市场的供给和需求状况,可向外界发布区域气候变化、水量供求测、价格变动的预测,为买卖双方及时提供相关信息,降低水权交易信息搜寻成本,提高水权交易成功比例,可用水权交易组织的经营额、水权交易组织数量指标反映其发展状况。水权交易与其他商品交易一样,不可避免的发生纠纷,对于一个成熟的水市场应及时解决纠纷,避免由于矛盾激化造成市场的混乱,对此可用水权纠纷处理结案率来反映市场秩序的维护程度。水权初级市场形成后,金融市场可通过以水权银行抵押、水权市场回购、水权长期债券、水权期权合约等不同形式的金融工具促进水权交易进一步发展,水权金融市场的融资金额可用来反映其规模。具体指标见表 5.5。

5.3.6 水权交易对生态环境的影响指标

水权交易对于生态环境影响主要包括退水水质、生态水量、水权交易补偿等方面。退水水质问题主要发生在工业、市政用水与农业用水水权交易中,对于工业废水其中重金属如镉、铅、铬等含量较高,而这些物质都属于致癌物质,生活污水中氮磷对水体富营养化有较大影响,此外无论工业废水和生活污水中化学需氧量排放都较高,是造成水污染的主要污染物;由于水权交易中污染物治理责任目前还没有明确规定,致使水环境污染可能因为水资源转让而加剧,对此应对水权交易中退水水质有明确规定,交易水量使用后排放达标率为对水权交易后水质控制的综合指标,对于不同用途的交易水量可选择相应污染物指标进行监测。水权交易减少了供水区域的水量,由于生态用水总量与社会发展关系不是十分紧密,供水区域往往首先挤占的就是生态水量,生态水量计算方法仍在探索之中,致使生态水量在用水量中所占比例较少,长期生态水量不足会使供水地区生态环境出现退化,因此在水权交易评价中应设立生态水量变化指标,确保生态水量变化比例在一定范围内。如果交易水量较大、输水距离较长,会因输水设施建设,对输入方和输水工程经过地区生态环境会造成一定影响,如果交易水权在使用时发生水污

染突发事件,可能对输入方甚至是下游水域造成重大影响,为防范水权交易风险,对可能产生环境破坏的水权交易,应在水权交易合同签订同时,缴纳风险补偿金,作为应对突发事件的资金来源和损失补偿。具体指标见表5.6。

表 5.6 水权交易对生态环境影响指标

Table 5.6 Environmental impact index of tradable water

指标	内容	指标作用
退水排放达标率	水权交易用户其交易水量经使用后排放的剩余水量经其所有排污口排到水权交易用户外部并达到国家或地方排放标准的水量占外排水量的百分比。	控制水权交易中污染排放量
生态环境用水量变化比例	在水权交易区域(流域或行政区内)为维持生态系统群落及其栖息地水环境动态稳定所需用水量变化比例。	保障生物自身用水量及其赖以生存的环境用水量
退水污染物排放量	退水中各种指定污染物的排放量。	退水的污染程度
交易风险补偿金	为防范输水工程或水污染突发事件对环境破坏,按交易水量风险高低缴纳的补偿金数量总和。	风险补偿能力

5.4 水权交易评价方法选择

5.4.1 水权交易评价特点

自2000年义乌东阳的水权交易以后,水权交易并没有迅速推广,国家政策不确定性、各地水资源条件差异、地方财政实力差异性等一系列问题,一定程度上阻碍着中国水权交易规范化发展。目前水权交易法律基础不是十分完善,宪法没有对水资源使用权转让有明确规定,水法也没有提及“水权”、“水权交易”,只是在水利部相应文件中对水权交易做了原则上规定。水资源除所有权外其他权属的明确、水权框架构建和水权贸易规则的统一是水资源市场配置应具备的前提条件,而这些前提条件仍然在探索之中。

由于各地区水资源条件的差异,对水资源配置的要求各不相同,因此产生了不同类型的水权交易,如以义乌、东阳为代表的同流域省内城市间水权交易模式,内蒙古和宁夏两自治区开展了黄河水权转换试点,形成了同流域

省内产业间水权交易模式,以张掖市为代表的同流域省内农户间水权交易模式,以山西、河北、河南三省交界处漳河上游为代表的同流域省际间水权交易模式,以南水北调为代表的不同流域省际间水权交易模式,这些不同模式中各级政府、流域管理机构、水政部门介入的程度有很大差别,交易对象各不相同,交易金额相差悬殊,在不同类型水权交易评价中相应标准互相借鉴的程度不大,这要求在评价时应根据水权交易特点选择评价方法与得分范围等细节。

5.4.2 水权交易不同评价方法特点与适用条件

在水权交易推广的初期,由于政策法规不完善、水权交易类型多、基础标准不统一等问题,适合采用定量与定性相结合的指标,根据所在区域的水权特点与交易目的,通过德尔菲法、问卷调查法等获得对样本评价的初始数据,通过 AHP 法确定评价指标的权重,经过模糊综合评价方法最终确定评价样本的等级和评价价值。

在水权交易数量形成一定规模后,对于一些关键指标已积累了一定经验,能够形成公认的指标等级,如对水权交易水量占可分配水量比例、交易后退水排放达标率、水权交易中介组织规模等,确定等级基础上可通过灰色聚类方法,对水权交易方案进行评价,其中权重根据评价指标数据可获得性,采用 AHP 法主观赋权法或熵权等客观赋权法,如果需要对评价方案确定具体数值,对不同类别规定评价等级分,通过加权平均方法获得总得分。

在水权交易普及后,由于政策法规的不断完善、每一种水权交易类型交易次数和交易量的增长、基础标准的逐渐明确、交易评价样本不断增加,已形成了较系统的评价过程,但同时交易评价工作量日益繁重,通过神经网络进行评价可借鉴专家经验,以适应不断发展的水权交易评价需求,其中有关水权交易信息公开的满意度指标等指标仍然可采用问卷调查法获得。随着区域信息化水平提高评价数据共享性提高,决策模型的完善,可建立水权交易的决策支持系统,进一步提高水权交易决策的科学性。

由于中国各地区水权交易发展不平衡,水权交易状况并不是可以简单的区分,在水权交易中可采用评价方法较多,可根据其优缺点应用于适用的评价过程中,主要方法的具体比较见表 5.7。

表 5.7 水权交易主要评价方法比较

Table 5.7 Comparison of major evaluation method in tradable water

项目 方法	优点	缺点	应用范围
德尔 菲法	评价中水权交易的法律法规应用恰当, 对评价中涉及专业指标能准确运用, 能综合不同方面专家意见。	不同方面水权建议反馈时间不一致, 整理专家意见的工作繁重, 对于不同专长专家选择困难。	水权交易政策制定初期
问卷 调查	对于水权交易评价的覆盖面广, 可以对敏感指标了解公众态度, 给公众对水权交易中问题解决方案的宽松表达方式。	调查对象对水权交易指标理解不一定准确, 对于调查问题回答的认真程度不一, 普遍水权交易短期利益重视	公众对水权交易态度、建议调查
AHP 法	权重确定与水权交易模式能很好结合, 将水权交易中不同因素的定性关系很好转化为定量关系。	权重设计与各地水权交易侧重点结合紧密, 模式特点对权重的确定有较大影响, 权重应用具有一定局限性。	水权交易指标权重确定
模糊综 合评价	应用隶属度概念, 构造水权交易指标的模糊关系矩阵, 将定量与定性指标很好结合, 对不同类型水权交易有很好的适应性。	由于水权交易不同方面对于隶属度的处理方式各异, 可能有不同结果, 对综合评价结果容易产生争议。	指标边界不十分清楚, 定量与定性同时存在情况
灰色 聚类	适用于小样本的水权交易评价, 可根据实际交易评价要求设立白化函数, 其权重选取可以与 AHP 结合	对于水权交易样本数据差距较大时, 灰色区分能力下降, 水权交易指标不同等级时数值范围统一有一定困难。	对不同指标有明确的分类等级
神经 网络	将水权交易初期评价的结果作为评价样本, 形成可自我学习的专家评价模拟体系, 提高水权交易评价速度, 降低交易评价的成本。	对评价样本要求较高, 不同神经网络收敛能力有差异, 样本应根据水权交易变化进行那修正。	具有较多评价样本的水权交易
专家决 策系统	决策综合水权多方面的知识与数据, 对数据处理能力强, 能实现对水权交易评价的人机互动, 提高决策效率。	由于水权交易涉及方面广泛系统构建复杂, 对数据和算法的要求高, 建立水权交易专家系统成本高	水权数据充分、管理信息化程度高时

5.5 区域水权交易评价算例

5.5.1 水权交易评价算例的方法选择

算例针对的是在水权交易数量形成一定规模后的评价，对于水权交易以统计数据、专家、公众综合评价结果作为发现问题和总结经验的依据。对已用明确分类等级的评价指标，通过构建白化权函数形成灰色统计数；对于专业性较强，需要借鉴成功经验的指标，采用德尔菲法进行评价；而对于水权交易中涉及公众利益，并且需要了解公众对相应方面工作发表看法或建议的指标，采用问卷调查法进行评价。三方面数据综合形成对水权交易总模糊隶属度矩阵，与通过 AHP 法确定的权重结合，在确定评价等级基础上得出评价定量结果，评价方法应用过程具体见图 5.2。

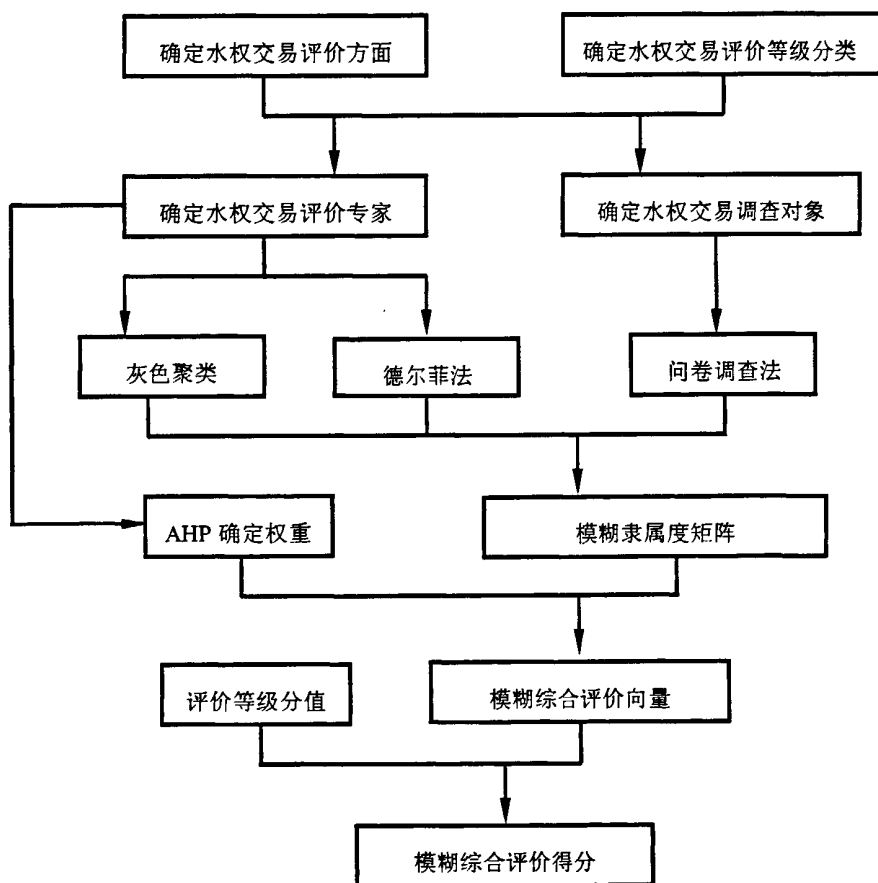


图 5.2 水权交易算例评价方法应用过程

Figure 5.2 Process of evaluation methods in a tradable water example

灰色统计数计算如下^[117]，白化权函数根据公式 (5-1)、(5-2) 和 (5-3)。

下限测度白化权函数计算公式为 (5-1)：

$$f_j^k(x) = \begin{cases} 0, x \notin [0, x_j^k(4)] \\ 1, x \in [0, x_j^k(3)] \\ \frac{x_j^k(4) - x}{x_j^k(4) - x_j^k(3)}, x \in [x_j^k(3), x_j^k(4)] \end{cases} \quad (5-1)$$

适中测度白化权函数计算公式为 (5-2)：

$$f_j^k(x) = \begin{cases} 0, x \notin [x_j^k(1), x_j^k(4)] \\ \frac{x - x_j^k(1)}{x_j^k(2) - x_j^k(1)}, x \in [x_j^k(1), x_j^k(2)] \\ \frac{x_j^k(4) - x}{x_j^k(4) - x_j^k(2)}, x \in [x_j^k(2), x_j^k(4)] \end{cases} \quad (5-2)$$

上限测度白化权函数计算公式为 (5-3)：

$$f_j^k(x) = \begin{cases} 0, x < x_j^k(1) \\ \frac{x - x_j^k(1)}{x_j^k(2) - x_j^k(1)}, x \in [x_j^k(1), x_j^k(2)] \\ 1, x \geq x_j^k(2) \end{cases} \quad (5-3)$$

通过设定灰类个数和指标界定范围确定白化权函数公式，将样本值带入白化权函数公式中，求得属于某一灰类的灰色统计量，通过归一化处理得到灰色统计量属于某一等级的隶属度，灰色统计量的隶属度具体由公式 (5-4)、(5-5) 计算。

$$m_{ij} = \sum_{j=1}^4 f_j(x_{ij}), m_i = \sum_{j=1}^4 m_{ij} \quad (i = 1, 2, \dots, n, j = 1, 2, \dots, 4) \quad (5-4)$$

$$r_{ij} = \frac{m_{ij}}{m_i} \quad (i = 1, 2, \dots, n, j = 1, 2, \dots, 4) \quad (5-5)$$

由计算得到的 r_{ij} 构造模糊权矩阵 R 。

5.5.2 水权交易评价矩阵计算

目前对区域水权交易发展状况还没有形成系统的评价方法,根据已建立的评价指标体系和现有成功水权交易经验,将灰色聚类、德尔菲法、问卷调查结合形成模糊隶属度矩阵,对于区域水权交易由于不同地区总量差别较大,在评价算例中主要选取的是相对指标,使指标具有适用性。

在指标体系中,交易水量占分配水量比例、交易水量水质符合要求比例、交易水量运输成本比例、用水增加比例、交易水量新增产值比例、用水相对经济年增长指数、符合规范的交易比例、合同履约状况比例、水权交易纠纷处理结案、补贴金额比例、退水排放达标率等指标的隶属度通过灰色聚类计算得到,其灰色聚类的白化权函数界限值见表 5.8,样本计算值见表 5.9。对于水量交易年限合理性、中介组织规模、生态环境用水量保护程度指标隶属度通过德尔菲法确定,具体见表 5.10。水权交易信息公开的满意度、水权交易部门办事效率隶属度通过问卷调查确定,具体见表 5.11。

表 5.8 水权交易指标灰色聚类区间界限值

Table 5.8 Interval value of index of tradable water in gray cluster

分值 指标	优	良	中	差	样本值
交易水量占分配水量比例	[-3,5]	[3,5,7]	[5,7,10]	[7,10,-]	8
交易水量水质符合要求比	[93,100,-]	[86,93,100]	[80,86,93]	[-,80,86]	90
交易水量运输成本比例	[-,5,10]	[5,10,15]	[10,15,20]	[15,20,-]	4
卖方用水增加比例	[30,23,-]	[16,23,30]	[10,16,23]	[-,10,16]	17
交易水量新增产值比例	[30,22,-]	[14,22,30]	[5,14,22]	[-,5,14]	12
用水相对经济年增长指数	[-,0.5,0.7]	[0.5,0.7,0.9]	[0.7,0.9,1.2]	[0.9,1.2,-]	0.8
符合规范的交易比例	[88,95,-]	[82,88,95]	[75,82,88,]	[-,75,82]	90
合同履约状况比例	[90,100,-]	[80,90,100]	[70,80,90]	[-,70,80]	89
水权交易纠纷处理结案	[93,100,-]	[86,93,100]	[80,86,93]	[-,80,86]	95
补贴金额比例	[86,100,-]	[72,86,100]	[60,72,86]	[-,60,72]	70
退水排放达标率	[95,100,-]	[90,95,100]	[85,90,95]	[-,85,90]	80

表 5.9 水权交易样本指标灰色统计数

Table5.9 Gray statistics value of tradable water sample

灰色统计数 指标	优	良	中	差
交易水量占分配水量比例	0.000	0.000	0.667	0.333
交易水量水质符合要求比例	0.000	0.571	0.429	0.000
交易水量运输成本比例	1.000	0.000	0.000	0.000
水权交易利润占投资比例	0.000	0.400	0.600	0.000
交易水量新增产值比例	0.000	0.250	0.750	0.000
买方用水增加比例	0.000	0.143	0.857	0.000
用水相对经济年增长指数	0.000	0.500	0.500	0.000
符合规范的交易比例	0.256	0.714	0.000	0.000
合同履行状况比例	0.000	0.900	0.100	0.000
水权交易纠纷处理结案	0.256	0.714	0.000	0.000
补贴金额比例	0.000	0.000	0.833	0.167
退水排放达标率	0.000	0.600	0.400	0.000

表 5.10 水权交易德尔菲法评价结果

Table5.10 Evaluation value of tradable water by Delphi method

等级分值 指标	优	良	中	差
水量交易年限合理性	0.348	0.528	0.124	0.000
中介组织规模	0.217	0.348	0.391	0.044
生态环境用水量保护程度	0.130	0.438	0.348	0.084

表 5.11 水权交易问卷调查法评价结果

Table5.11 Evaluation value of tradable water by questionnaire

等级分值 指标	优	良	中	差
水权交易信息公开的满意度	0.215	0.343	0.300	0.142
水权交易部门办事效率	0.193	0.322	0.309	0.176

5.5.3 水权交易评价指标权重计算

通过 AHP 法计算权重,主要方面权重见表 5.12,具体指标权重见表 5.13。

表 5.12 水权交易评价主要方面权重

Table5.12 Weight of main aspects index of tradable water evaluation

	U_1	U_2	U_3	U_4	U_5	W
U_1	1	1	2	3	4	0.3144
U_2	1	1	2	3	4	0.3144
U_3	1/2	1/2	1	2	2	0.1915
U_4	1/3	1/3	1/2	1	2	0.1073
U_5	1/4	1/4	1/2	1/2	1	0.0724

表 5.13 水权交易评价指标权重

Table5.13 Weight of index of tradable water evaluation

指 标	U_1	U_2	U_3	U_4	U_5	W
交易水量占分配水量比例	0.4662					0.1466
交易水量水质符合要求比例	0.2785					0.0876
水量交易年限合理性	0.1603					0.0504
交易水量运输成本比例	0.0950					0.0299
水权交易利润占投资比例		0.4579				0.1440
交易水量新增产值比例		0.4161				0.1308
买方用水增加比例		0.1260				0.0396
用水相对经济年增长指数			0.1569			0.0300
水权交易部门办事效率			0.4832			0.0925
补贴金额比例			0.0882			0.0169
水权交易信息公开的满意度			0.2717			0.0520
中介组织规模				0.1220		0.0131
合同履约状况比例				0.6483		0.0696
水权交易纠纷处理结案				0.2297		0.0246
退水排放达标率					0.6667	0.0483
生态环境用水量保护程度					0.3333	0.0241

5.5.4 水权交易评价结果

将以计算的权重、模糊隶属度矩阵和设定的评价等级向量,应用模糊综合评价方法得到总评价值。

由 5.5.3 节得到权重为

$$W = (0.1466, 0.0876, 0.0504, 0.0299, 0.1440, 0.1308, 0.0396, 0.0300, 0.0925, 0.0169, 0.0520, 0.0131, 0.0696, 0.0246, 0.0483, 0.0241)$$

根据灰色聚类、德尔菲法、问卷调查三方面评价结果得到隶属度矩阵 R 。

$$R = \begin{bmatrix} 0.000 & 0.000 & 0.667 & 0.333 \\ 0.000 & 0.571 & 0.429 & 0.000 \\ 0.348 & 0.528 & 0.124 & 0.000 \\ 1.000 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.000 & 0.400 & 0.600 & 0.000 \\ 0.000 & 0.250 & 0.750 & 0.000 \\ 0.000 & 0.143 & 0.857 & 0.000 \\ 0.000 & 0.500 & 0.500 & 0.000 \\ 0.193 & 0.322 & 0.309 & 0.176 \\ 0.000 & 0.000 & 0.833 & 0.167 \\ 0.215 & 0.343 & 0.300 & 0.142 \\ 0.217 & 0.348 & 0.391 & 0.044 \\ 0.000 & 0.900 & 0.100 & 0.000 \\ 0.256 & 0.714 & 0.000 & 0.000 \\ 0.000 & 0.600 & 0.400 & 0.000 \\ 0.130 & 0.438 & 0.348 & 0.084 \end{bmatrix}$$

计算水权交易综合评价向量:

$$B = W \cdot R = (0.0887 \quad 0.3595 \quad 0.4731 \quad 0.0779)$$

设评价等级向量 $V = (9, 8, 7, 6)$, 分值由高到低分别代表等级优、良、中、差。计算评价综合得分为

$$U = B \cdot V^T = (0.0887 \quad 0.3595 \quad 0.4731 \quad 0.0779) \begin{pmatrix} 9 \\ 8 \\ 7 \\ 6 \end{pmatrix} = 7.4539。$$

总体得分介于中等与良好之间。

5.6 本章小结

明确了对于水权交易应遵循普遍性与特殊性结合、公开与公正、节水优先、评价与监督相结合等原则基础上,构建了包括水权交易动力子系统、水权市场交易子系统、水权交易效益子系统、水权交易政策法规子系统、水权交易政府监督子系统等相互协同的水权交易系统,分析了适合于水权交易系统的评价方法,建立了水权交易评价指标体系,实现了评价方法与指标体系结合,为水权交易评价提供了可行方案。

第6章 水污染状况及治理效率研究

6.1 水污染状况指标体系与评价方法研究

6.1.1 水污染源分类

水资源污染物种类众多来源广泛,即可能来源于火山喷发、地震等自然灾害,也可能来源于流域居民的生产生活。为明确水污染治理主要目标、确定水污染性质有必要对水污染源进行分类。由于研究角度、分类手段等因素,水资源污染源分类有不同标准,可以按照产生水污染原因^[118]、受污染水体、水污染物排放特征^[119]、水污染物质自身特点^[120]等不同方法进行分类。以下是主要的几种分类方式,根据造成水资源污染原因分类结果如图 6.1,按水污染物排放特点分类结果如图 6.2,按水污染物性质进行分类结果如图 6.3。

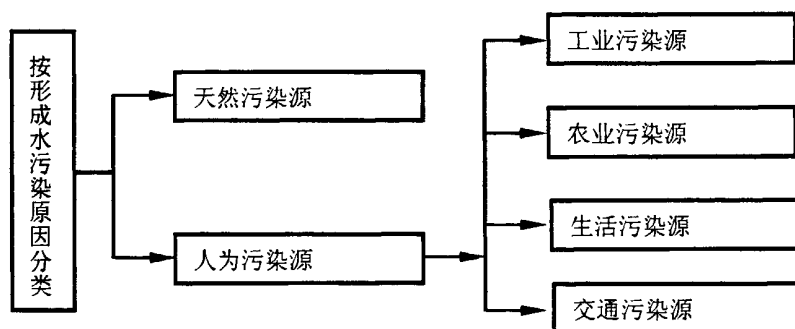


图 6.1 按形成水污染原因对污染源分类

Figure6.1 Classification of water pollution source according to formation reason

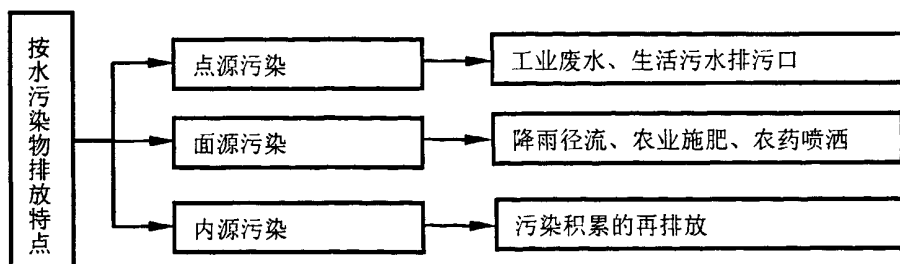


图 6.2 按水污染物排放特点对污染源分类

Figure6.2 Classification of water pollution source by emission characteristics

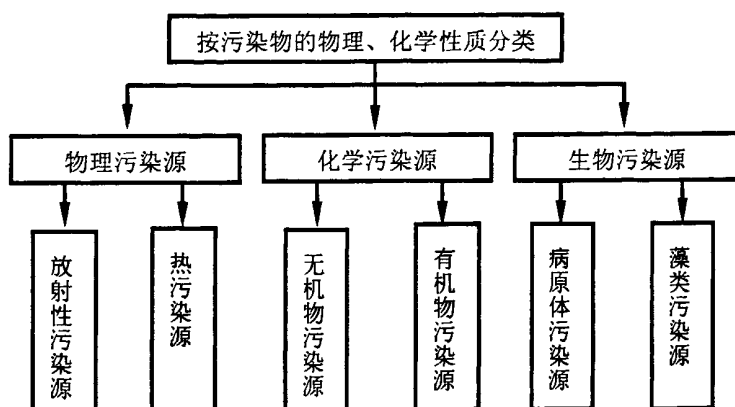


图 6.3 按水污染物质性质对污染源分类

Figure 6.3 Classification of water pollution source by natural characteristics

6.1.2 水污染状况评价指标体系建立

对于水污染状况评价标准取决于水体用途和水体中含有污染物种类、数量等因素。由于水污染物种类繁多，对水资源影响各异，如果将水污染物都作为评价区域污染状况的指标，需要制定大量的污染物允许范围标准，明确每一项水污染物检验方法，设定专门检验机构，制定检验周期，这必然会消耗大量人力、物力、财力，在实际工作中很难以实现，此外对于部分污染物由于含量较低，通过水体自净能力就能控制在一定范围内，综合两方面的原因，对于不同的水体往往制定有针对性的检验标准，以减少水污染评价过程中各种资源消耗。

中国水污染物排放标准不断趋于完善，各种标准的制定过程体现了对水污染物控制总体方向和标准发布时的技术水平，1983年10月1日实施的(GB 4286-1984)是我国较早颁布的水污染物排放标准，其标准相对简单，针对船舶排放污染物问题，规定了生活污水中生化需氧量、悬浮物、大肠菌群3项指标和船舶含油污水最高容许排放浓度。1984年4月1日实施了(GB 3839-1983)规定了与水污染标准相应的检验技术原则与方法，将地表水按照水体不同用途分成了自然保护区、生活饮用水源区等六类，针对在执行水污染排放标准时应用技术细节进行了说明，在计算水体容量负荷时，区分了水体稀释自净与水体稀释，并给出了自净系数、富氧系数、纵向分散系数的计

算方法；对于有毒、重金属等水体污染物，提出了应从严控制；对保护区水体、水污染物排放总量、非点源污染等计算方法给出了原则性规定。这些都为各区域制定相应的水污染物排放标准提供了指导性的纲领。

对于水资源污染物可从水质与排放标准两方面进行控制。水资源可分为地下水、地表水、海水三个类型，2002年版《地表水环境质量标准》(GB3838)开始实施于2002年6月1日，是对1999年版GHZB1和1983年版GB3838的修订和补充，对阴离子表面活性剂、挥发酚、高锰酸盐指数、水温、化学需氧量(COD)等24项基本项目标准进行了限定，由于与居民健康最为密切的是饮用水安全，因此标准选取硝酸盐等五项成为新增项目，为适应不同地区需求选择了溴氰菊酯、微囊藻毒素-LR、内吸磷等总计80项选用标准。1993年版《地下水质量标准》(GB/T14848)于同年12月30日开始实施，设立了包括总 α 放射性、总 β 放射性、总大肠菌群、细菌总数、总硬度等39项指标。1997年版《海水水质标准》(GB3097)于1998年7月21日开始实施，设立了阴离子表面活性剂、马拉硫磷、非离子氨等35项指标。

中国对水污染排放总体要求也做了相应的规定，1996年版《污水综合排放标准》(GB 8978)是对向水体排放污染物总的概括，两种等级的污染物在标准中被规定下来，严格控制的污染物为第一等级水污染物，共有13项，需要控制的为第二等级污染物，共有16项。城市是人口和产业聚集区，其水污染物排放种类多、排放量大，2003年版《城镇污水处理厂污染物排放标准》于2003年7月1日开始实施，将水体污染物分为常规、有毒、选择控制项目，内容分别为12项、7项和43项。此外为了进一步适应行业发展，不同行业还根据自己行业产品、工艺、环境要求设立了相关要求。

对于水污染评价面临的主要问题是每一个水污染控制标准都详细划分了不同污染物含量或排放标准，但没有对污染物性质进行分类，而通常根据性质对污染物的分类，只是针对每类典型污染物的举例说明，这两方面存在脱节问题。根据不同标准确定的污染物，结合水污染物作用结果、物质结构等特点，同时考虑对生产、生活、环境不同方面影响，从物理、化学、生物、综合作用等四个方面，对水污染指标进行重新归类，其中综合作用指标是指由于物理、化学、生物等共同作用形成水体污染的指标，这四方面指标共同构成了水污染评价指标体系，指标体系结构和具体指标见图6.4。

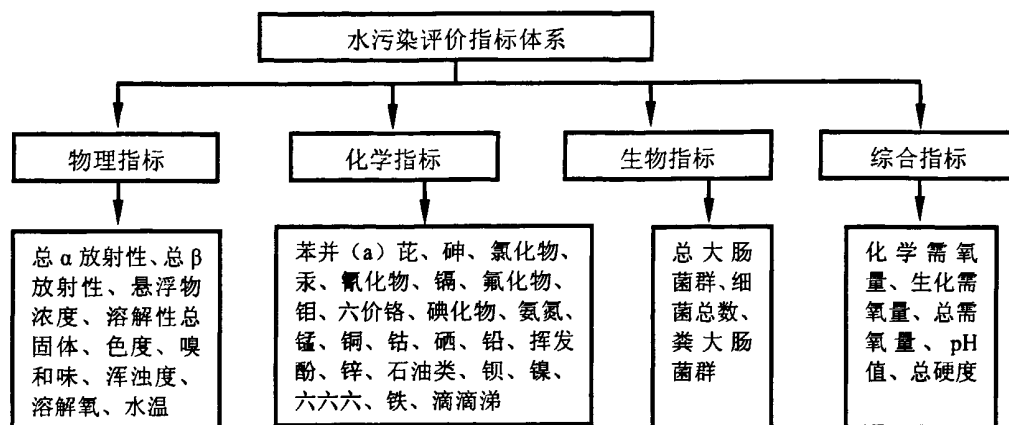


图 6.4 水污染评价指标体系

Figure6.4 Evaluation Index System of Water Pollution

6.1.3 水污染状况评价方法比较

对于水污染状况的单一指标只能从某一方面反映水体污染状况，为了对水体整体污染给出一个综合的评价，必须选取适当的方法对众多指标进行分析，得出一个可供参考的结论。

中国目前实施的 2002 年版 GB3838 对水质评价进行单因子评价。这种评价方法主要针对众多指标中最差的状态进行评价，如有有一个指标没有达到相应要求，采取整个样本被否定的原则，要求每个指标必须达标，不存在综合计算问题，适用于对水体质量要求较高的情况，但其缺点也是十分明显，难以考察水质整体改进的可能性，致使在水资源利用方面可能会产生一定程度的浪费。

水污染综合指数相对于单因子指数评价要全面，其基本思想就是将不同指标经过定性或定量方法进行合成，将水污染多个评价指标的状况合成一个能进行排序和比较的具体数值。水污染综合指数有利于决策者对水污染治理方案、水体污染程度、水资源应用规划做出一个全面系统的总结，因此是应用较为广泛的水体污染评价方法，目前综合指数种类很多，包括代数叠加法、加权平均法、综合加权法等，其中 1993 年版的 GB/T14848 采用的就是综合指数法，综合指数法还有其他的一些计算方法，适用于不同情况。

单因子评价和综合指数法为水污染实际监控中常见的方法,而对于水体污染评价的理论研究,常用有灰色理论、神经网络、模糊综合评价。

灰色关联分析、灰色聚类 and 灰色预测是灰色理论在水资源污染物评估中应用的主要方面。张军、梁川(2009)中通过计算原始数据样本与理想方案的灰色关联系数构建了水环境质量评价矩阵,进一步计算得到了五条河流水质排序^[121];周林飞等(2007)根据2002年版GB3838对水质规定将湿地水环境污染分为五个类型,选定4个评价指标为化学需氧量COD、五日生化需氧量、TP和TN,根据评价结果认为扎龙湿地水污染严重,大部分地区属于V级^[122]。刘仁兵等(2009)以拟合度为依据证明了对偏GM[1,1]优于传统的GM[1,1]模型,选择了水资源总量、人均水资源量、用水总量、废水排放总量、COD排放量、氨氮排放量等指标,根据2000年起连续7年的数据,预测了2007年以后5年期间中国水环境状况变化^[123]。灰色关联分析在选择理想方案时,大多情况根据已有的标准,反映是一段时期水污染控制能力,对于灰色聚类白化函数选择也具有相似特点。

神经网络是模拟生物信息处理过程的一种数学模型,在水污染状况评价方面有广泛应用,采用的神经网络模型主要是BP神经网络、径向基神经网络。杨芳等(2008)采用BP神经网络,选取反映水污染的 NH_3N 、总N、总P、高锰酸盐指数、化学需氧量等5项指标,以国标地表水的五类水质和随机生成的数据为训练样本,对杨溪、莫家河等9个水库区内断面的水体污染状况进行评估^[124]。朱长军(2005)采用径向基神经网络对水质进行评价,评价选用DO、五日生化需氧量、化学需氧量、 NH_3N 、酚等5项指标,比较全面地反映了各评价因素的影响^[125]。

模糊综合评价可以较好地解决定性指标定量化问题,可对受多种因素影响的事物做出全面评价,是一种有效的多因素决策方法。祝慧娜等(2009)选用包括重金属有毒物质镉、砷,化学致癌物汞、铅、CN、氮和挥发酚作为水污染指标,采用德尔菲法,给出了6个等级的风险评价标准,确定了每个等级的分值,通过监测断面隶属度计算表明2005年到2007年之间样本的水体健康风险综合结果处于较高水平^[126]。邵立南等(2008)将层次分析法与模糊综合评价相结合进行矿井水质评价,选用的煤矿矿井水体污染指标为Fe、硫酸盐、TDS等9个指标,经过AHP权重计算得到样本中TDS、放射物和

Fe 的权重较大, 总体矿井水质较差^[127]。

目前对于水污染状况评价方法没有统一规定, 每种方法都有相应的优点和缺陷, 如对单因子分析法原理类似于不确定分析中的悲观法, 评价出的结果往往趋于保守; 灰色理论解决了小样本评价问题, 但对于评价结果只适用于某个局部区域, 对于评价中指标和结果的推广有一定局限性; 神经网络虽然具有并行分布式处理等优点, 但必须有较多的学习样本, 其样本数量、样本客观性对网络评价结果有较大影响; 模糊综合评价虽然较好地解决定性指标量化问题, 但由于评价中判断矩阵和相应隶属度计算有一定主观性, 当不同观点专家面对同一问题时, 可能会得到完全不同的结果, 因此其说服力有一定局限性。水资源污染状况评价应力图客观、全面, 因此选用改进熵权法对中国的水资源污染状况进行评价。

6.1.4 改进熵权法模型

熵权基本原则为样本指标混乱程度越大说明这个指标用来区分不同样本能力越强, 通过对不同指标混乱程度计算, 可以了解指标的影响程度, 即指标的权重值。由于完全通过样本数据生成权重值, 所以没有人为的定性因素。其计算过程如下:

(1) 建立 m 个样本 n 个不同指标的初始数据矩阵。

$$R = (r_{ij}) \quad (i=1,2,\dots,n; j=1,2,\dots,m)$$

(2) 将初始数据矩阵进行无量纲化, 数据处理见公式(6-1)、(6-2)、(6-3)。

$$\text{成本型} \quad b_{ij} = \frac{x_{\max} - x_{ij}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad (6-1)$$

$$\text{区间型} \quad b_{ij} = \begin{cases} 1 - (x^0 - x_{ij}) / (x^0 - x') & x' < x < x^0 \\ 1 & x^0 < x < x^* \\ 1 - (x'' - x_{ij}) / (x'' - x^*) & x^* < x < x'' \end{cases} \quad (6-2)$$

$$\text{效益型} \quad b_{ij} = \frac{x_{ij} - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad (6-3)$$

公式中 $x_{\min}$ 、 $x_{\max}$ 是样本同一指标下的最小、最大值。

(3) 对 m 个样本 n 个指标根据公式 (6-4)、(6-5) 计算信息熵 H_{ij} 。

$$f_{ij} = \frac{b_{ij}}{\sum_{j=1}^m b_{ij}} \quad (6-4)$$

$$H_{ij} = -\frac{1}{\ln m} \left(\sum_{j=1}^m f_{ij} \ln f_{ij} \right) \quad (6-5)$$

对于以上公式虽然能在一定程度上体现熵的基本原理,但在 $f_{ij}=0$ 和 $f_{ij}=1$ 的两个比较极端的状况下,其反应无序化的熵值都为 0,这显然与熵值的基本原理向违背,必须加以更正才能确切的反映样本实际情况^[128]。对其改进的公式为 (6-6)。

$$f_{ij} = \frac{1+b_{ij}}{\sum_{j=1}^m (1+b_{ij})} \quad (6-6)$$

(4) 信息熵权值由公式 (6-7) 计算。

$$W=(w_i)_{m \times n}, \text{其中 } w_i = \frac{1-H_i}{n-\sum_{i=1}^n H_i} \quad (6-7)$$

(5) 样本综合指标值计算。

应用 Zadeh 的概念,将样本综合评价值用“距离远近”来表示,并用 $L_p(\lambda, i)$ 计算样本最终分值,其公式为 (6-8)

$$L_p(\lambda, i) = \left[\sum_{j=1}^m \lambda_j^p (1-Y_{ij})^p \right]^{\frac{1}{p}} \quad (6-8)$$

可取 P 值为 1, 或 P 值为 2, 在实证过程中为了消除上下变动的误差选择 P 值为 2^[129], 计算公式为 (6-9)。

$$L_2(w, j) = \left[\sum_{i=1}^m w_i^2 (1-b_{ij})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (6-9)$$

“距离远近”体现了与最优样本指标接近关系，因此与其他评价值不同，“距离”小者从指标意义上看与样本的最优值最为靠近，这样就可以根据从小到大排列得到从优秀到较差的排序结果。

6.2 工业水污染状况实证分析

6.2.1 工业水污染物权重计算

在水污染评价指标体系中有较大比例的指标来源于工业污染，如石油开采、加工炼制、存储运送等环节都会产生“石油类”水污染物；各种制酸、表面处理的电镀、金属加工过程中酸洗会产生酸性废水，而皮革制造、印刷染色、纸张制造等行业会产生碱性废水，无论酸废水还是碱性废水都会改变水环境的 pH 值，带来水体腐蚀性提高、自净功能下降、生物减少等后果。

工业作为中国经济重要的支柱产业，产业范围广泛、产品多样、加工原材料各异、生产工艺众多，因此不同行业还制订了针对本行业的水污染物排放标准，在具体行业水污染排放标准主要包括：船舶制造业的 GB 4286，海洋开发石油工业的 GB 4914，纺织品加工和印染业的 GB 4287，肉制品加工行业的 GB 13457，钢铁加工行业的 GB 13456，磷肥加工行业的 GB 15580，氢氧化钠等加工行业的 GB 15581，氨加工工业的 GB 13458，有关火药、炸药的 GB 14470.1，有关火药工艺药剂的 GB 14470.2，弹药生产装药的 GB 14470.3，柠檬酸加工的 GB 19430，味精加工的 GB 19431，啤酒加工的 GB 19821，煤炭加工的 GB 20426，皂素加工的 GB 20425，杂环农药加工的 GB 21523，电镀生产的 GB 21900，羽绒加工行业 GB 21901，合成革加工等行业的 GB 21902，合成造药的 GB 21904，提取药加工行业的 GB 21905，中药加工的 GB 21906，生物制药的 GB 21907，制剂加工的 GB 21908，糖类加工的 GB 21909，纸浆等生产的 GB 3544。

对工业废水污染物指标确定需考虑多方面因素，应以水污染评价指标体系和以上工业不同行业的排放标准为基础，考虑到区域工业水污染评价特点，同时根据其指标数据的可得性综合进行选择。

对于水污染评价指标体系中物理指标，由于主要反映水体物理变化，对于水体质量危害较轻，在区域不同流域中状况差别无法形成对于污染物总量

衡量的累计总值, 指标适于对某一小区域的水质控制, 如对集中式饮用水源地的放射性检验, 对旅游区域水体的色度、嗅和味等检验, 因此对于区域工业水污染状况评价中没有选取水污染状态的物理指标。对于生物污染物主要来源于生活污水排放和畜牧业生产带来的污染, 工业废水中由于含有大量有毒物质, 对大多数生物体有较强抑制作用, 因此代表水体生物危害的总大肠菌群、细菌总数、粪大肠菌群等指标没有被选用。在化学污染物指标中, 由于工业产业众多, 造成不同地区水污染物种类差异较大, 而且水污染物排放受各区域工业产业结构影响总量差别悬殊, 有的地区由于没有水污染物相应产业, 导致工业水污染物的统计数据缺失, 选取指标越多, 其缺失状况越为明显, 致使对中国工业水污染状况评价难以具有代表性, 结合水污染评价指标体系和中国对水污染控制的重点指标, 在化学水污染物的指标体系中选取包括: 汞、镉、六价铬、铅、砷、氰化物、石油类、氨氮在内的 8 个指标进行评价。对于综合水污染物指标, 主要考虑物理、化学、生物等多方面共同作用的结果, 根据中国“十一五”计划中对水体污染物控制目标, 选取化学需氧量 COD 作为评价指标。

2006 年工业企业主要污染物排放数据见表 6.1, 数据来源为《中国环境统计年鉴 2007》。通过公式(6-1)至(6-9)计算各省(自治区)工业废水主要污染权重见表 6.2, 通过数据可知 2006 年中国工业废水污染物中铅的权重为 0.1404, 氰化物权重为 0.1377, 氨氮的权重为 0.1274, 这三项指标排在工业污染物的前三名, 是中国工业污染的主要因素, 而化学需要量 COD 权重为 0.0989, 石油类权重为 0.0910, 汞权重为 0.0741, 排在工业污染物的后三名, 对区域水环境影响相对较小。

根据熵权计算方法, 对于不同污染物由于不同时期样本值变化, 熵权会有一定变化, 而这种变化体现的是工业产业结构调整、工业污染治理、技术进步等不同因素作用结果, 根据 2003 年至 2005 年相同指标的统计数据, 计算不同污染物熵权可以得到这种变化的定量分析结果, 图 6.5 为 2003 年至 2006 年期间不同污染权重值的折线图, 体现了不同污染物的变化趋势, 表 6.3 为 2003 年至 2006 年期间污染物每一年变化的比例, 体现了每一阶段变化程度, 表 6.4 为 2003 年至 2006 年期间污染物排序的变化, 体现是污染物影响程度高低。

表 6.1 2006 年工业水污染物排放数据

Table6.1 Value of industrial water pollutant emission in 2006 单位:吨

省(自治区)	汞	镉	六价铬	铅	砷	氰化物	COD	石油类	氨 氮
北 京	0.000	0.002	0.091	0.021	0.000	0.1	9257.7	72.8	646.0
天 津	0.000	0.000	0.156	0.232	0.000	4.8	36874.7	295.5	4021.4
河 北	0.065	0.018	3.502	0.463	2.115	11.5	358180.9	1582.9	31756.9
山 西	0.030	0.022	0.292	4.761	0.340	38.1	169633.8	635.6	13911.4
内 蒙 古	0.006	0.036	0.319	3.016	1.194	19.0	136113.8	161.2	6549.9
辽 宁	0.000	0.110	1.154	0.978	0.641	51.4	260792.0	2872.2	14775.8
吉 林	0.000	0.014	0.932	1.261	5.979	4.2	167988.9	592.6	6850.4
黑龙江	0.000	0.003	0.089	0.105	0.132	7.7	141735.6	1359.2	10081.6
上 海	0.007	0.001	4.149	0.211	0.630	7.9	35276.2	530.5	3020.7
江 苏	0.003	0.157	14.474	10.368	3.183	18.7	291761.5	2073.3	22760.6
浙 江	0.009	0.128	18.584	2.389	0.266	25.6	286532.2	595.7	26480.0
安 徽	0.002	0.098	0.678	2.333	4.981	20.3	141936.9	609.0	22236.3
福 建	0.038	0.222	2.814	4.541	0.392	5.2	94489.7	250.1	8180.9
江 西	0.024	3.236	1.741	9.335	8.769	25.6	115807.3	318.9	7948.7
山 东	0.006	0.014	1.685	0.099	0.289	7.9	336291.4	684.9	25010.4
河 南	0.075	0.254	4.487	3.992	1.582	38.2	317937.4	855.2	42376.7
湖 北	0.042	0.121	3.525	2.146	3.894	32.8	169652.9	1293.9	21692.9
湖 南	1.324	18.532	13.890	77.113	80.500	54.0	292054.1	1027.7	37404.8
广 东	0.093	1.778	10.132	11.948	2.149	10.4	293960.5	309.8	7309.5
广 西	0.052	4.294	1.555	25.217	18.535	36.0	679464.4	317.2	36139.2
海 南	0.000	0.000	0.000	0.044	0.000	0.0	12492.5	35.6	677.0
重 庆	0.000	0.003	3.501	2.969	0.280	3.2	116615.3	154.9	12704.2
四 川	0.468	0.576	3.880	4.322	4.568	10.8	302031.9	465.2	20356.8
贵 州	0.010	0.660	0.170	2.800	0.500	4.1	18331.8	107.8	1755.6
云 南	0.006	1.867	0.054	34.370	6.639	9.4	105633.0	153.8	4035.6
西 藏	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.0	948.3	0.1	10.9
陕 西	0.001	0.234	0.885	2.161	0.651	2.3	148505.3	989.8	3915.3
甘 肃	0.314	15.272	1.961	74.205	94.560	2.7	54030.9	339.6	20048.2
青 海	0.001	1.206	0.098	56.524	0.340	0.0	35318.8	59.3	1424.7
宁 夏	0.000	0.007	0.047	0.008	1.512	0.3	108052.5	141.0	6001.0
新 疆	0.062	0.484	1.603	1.189	0.593	4.9	166412.0	267.4	4533.4

表 6.2 2006 年工业水污染权重

Table6.2 Weight of industrial water pollution in 2006

指 标	汞	镉	六价铬	铅	砷	氰化物	COD	石油类	氨 氮
权 重	0.0741	0.1052	0.1196	0.1404	0.1056	0.1377	0.0989	0.091	0.1274

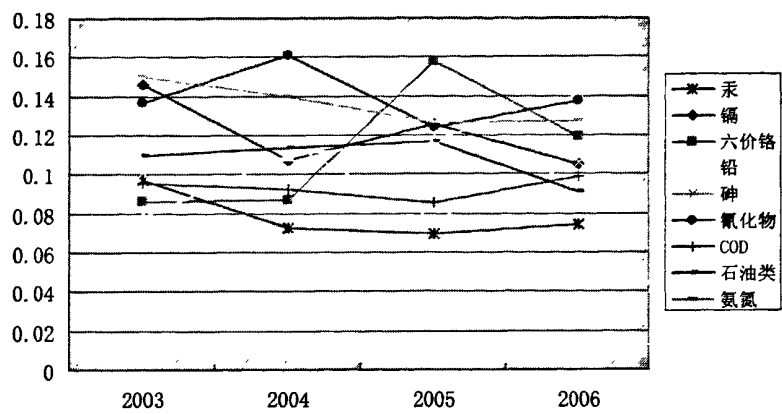


图 6.5 2003-2006 年工业水污染物权重

Figure6.5 Weight of industrial water pollution during 2003-2006

表 6.3 2003-2006 年工业水污染物权重变化比例

Table6.3 Changes of weight ratio in industrial water pollution during 2003-2006

权重变化比例 时间	汞	镉	六价铬	铅	砷	氰化物	COD	石油类	氨 氮
2003-2004	-25.18	-26.30	0.68	39.60	14.62	18.32	-3.50	3.80	-6.36
2004-2005	-5.08	17.23	81.81	7.19	-33.78	-23.06	-7.56	2.76	-9.79
2005-2006	7.24	-16.41	-24.42	19.53	37.47	10.99	16.25	-22.17	0.79
2003-2006	-23.84	-27.78	38.36	78.85	4.34	1.04	3.70	-16.99	-14.86

表 6.4 2003-2006 年工业水污染物权重排序

Table6.4 Order of weight during 2003-2006

权重排序 时间	汞	镉	六价铬	铅	砷	氰化物	COD	石油类	氨 氮
2003	6	2	8	9	5	3	7	4	1
2004	9	6	8	5	3	1	7	4	2
2005	9	3	1	5	8	4	7	6	2
2006	9	6	4	1	5	2	7	8	3

对于工业水污染物汞, 2003 年至 2006 年期间总体权重呈明显下降趋势, 总体下降比例为 23.84%, 其中 2003 年至 2004 年期间下降幅度最大达到 25.18%, 2004 年至 2006 年期间稍有起伏但变化不大, 权重维持在 7% 左右, 由于 2003 年至 2004 年期间下降幅度大, 并且随后两年变化不大, 使汞的排名在 2004 至 2006 年之间始终是最后一名。

对于工业水污染物镉, 2003 年至 2006 年期间总体权重呈波动式下降趋势, 总体下降比例为 27.78%, 为所有工业废水污染物指标中下降幅度最大的污染物, 其中 2003 年至 2004 年期间下降幅度最大达到 26.30%, 2004 年至 2006 年期间稍有起伏但变化不大, 使镉的排名由 2004 年的第二名降到 2006 年第六名。

对于工业水污染物六价铬, 2003 年至 2006 年期间总体权重呈较大幅度上升, 总体上升比例为 38.36%, 为所有工业废水污染物指标中上升幅度的第二名, 其中 2004 年至 2005 年期间上升幅度最大达到 81.81%, 此后虽有较大下降但仍保持了 2005 年的上升趋势, 使六价铬的排名由 2003 年的第八名升到 2006 年第四名。

对于工业水污染物铅, 2003 年至 2006 年期间为所有工业废水污染物指标中上升幅度最大, 总体上升比例为 78.85%, 其特点为呈现持续上升势态, 其中 2003 至 2004 年上升比例为 39.60%, 使铅的排名由 2003 年的第九名升到 2006 年第一名。

对于工业水污染物砷, 2003 年至 2006 年期间虽有波动但变化不大, 总体增长为 4.34%, 其排名在 2003 年与 2006 年都是第五名, 虽然名次很稳定但实际在 2004 年至 2005 年期间出现了连续高达 30% 以上的变化率。

对于工业水污染物氰化物, 2003 年至 2006 年期间波动较小, 总体增长仅为 1.04%, 但其影响程度始终没有太大的变化, 2003 年、2004 年、2006 年都排名在前三名, 是工业废水中主要的污染成分。

对于化学需氧量 COD 从名次上是最稳定的, 2003 年到 2006 年期间始终排名是第七名, 其变化比例也较小, 为 3.70%, 从稳定程度上可以看出, 针对化学需氧量的工艺改进和废水治理没有明显变化。

对于石油类污染物, 2003 至 2006 年期间总体为下降趋势, 下降比例为 16.99%, 其中 2005 年至 2006 年下降比例最大为 22.17%, 名次从 2003 年的

第四名下降到到 2006 年的第八名。

氮氨是为数不多的出现连续两年下降的污染物, 2003 至 2006 年期间总体为下降趋势, 下降比例为 14.86%, 这与国标 GB3838 在 2002 年版增加了总氮的控制指标可能有密切关系, 但同时也应看到氮氨仍然是工业废水中最主要的污染物, 其排名连续四年位于前三名。

从总的趋势上看, 氮氨和氰化物在 2003 年至 2006 年期间始终是影响较大的工业废水污染物, 而铅在此期间增长迅速, 由最后一名上升到第一名, 成为影响最大的工业废水污染物。

6.2.2 工业水污染总体状况排序

31 个省(自治区、直辖市)工业水污染物熵值排序结果见表 6.5, 2006 年工业废水污染湖南、广西、甘肃排在前三名, 而西藏、海南和北京为工业废水污染最少的三个地区。通过熵值排序结果可将 31 个省(自治区、直辖市)工业废水污染状况分成高、中、低三类, 其中排序前十名为低污染区, 中间十名为中污染区, 此后为高污染区。

表 6.5 工业水污染状况排序

Table6.5 Order of industrial water pollution value

排序	省(自治区)	得分	排序	省(自治区)	得分	排序	省(自治区)	得分
1	西 藏	0.3391	12	重 庆	0.3069	23	河 北	0.2687
2	海 南	0.3375	13	黑 龙 江	0.3055	24	辽 宁	0.2644
3	北 京	0.3371	14	青 海	0.3044	25	湖 北	0.2630
4	贵 州	0.3273	15	内 蒙 古	0.3043	26	浙 江	0.2489
5	宁 夏	0.3262	16	云 南	0.2915	27	河 南	0.2467
6	天 津	0.3253	17	山 东	0.2880	28	江 苏	0.2401
7	陕 西	0.3149	18	安 徽	0.2839	29	甘 肃	0.2267
8	新 疆	0.3140	19	江 西	0.2797	30	广 西	0.2208
9	上 海	0.3129	20	山 西	0.2794	31	湖 南	0.0894
10	吉 林	0.3108	21	广 东	0.2733			
11	福 建	0.3083	22	四 川	0.2733			

从中国不同地区看,东部地区从高到低工业水污染状况比例为 40%:20%:40%,其中海南、北京、天津、上海为低污染区,福建、山东为中污染区,广东、河北、浙江、江苏为高污染区,总体状况趋于中等,很明显如果去除北京、天津和上海这三个直辖市,省级行政区工业水污染从高到低的比例为 57%:29%:15%,高污染区数目占到总数的一半以上;中部的六个省,其中安徽、江西、山西为中污染区,湖北、河南、湖南为高污染区,高中污染区各占 50%,而没有一个地区为低污染区;西藏、贵州、宁夏、陕西、新疆为西部地区的低污染区,所占比例为 42%,西部地区的重庆、青海、内蒙古、云南为中污染区,所占比例为 33%,四川、甘肃、广西为低污染区,所占比例为 13%;东北地区高中低污染区各一个,比例平均为 33%:33%:33%。从全国范围来看,东部、中部工业废水污染状况相对严重,西部地区相对较轻,东北地区处于中等水平。具体见表 6.6。

表 6.6 各地区工业水污染状况

Table 6.6 Situation of industrial water pollution value in various regions

区 域	低	中	高
东 部	40%	20%	40%
中 部	0	50%	50%
西 部	42%	33%	13%
东 北	33%	33%	33%

6.2.3 基于变量聚类的工业水污染物分类

对于评价工业废水污染状况的 9 项指标来说,不同指标之间有时具有一定的相关性,主要原因是在生产过程中,由于工艺相近、使用类似的材料、生产相同产品等原因,致使在工业废水排放时,几种污染物往往同时出现,如对于电池生产企业废水中会同时含有铅和镉两种水污染物,这使工业水污染物在排放总量上有一定的相关性,为了进一步分析 9 种不同污染物关系,可通过计算相关系数进一步定量分析不同指标之间关系,

以 31 个省(自治区、直辖市)为样本,应用 Pearson 相关系数进行计算,对结果进行双尾检验,得到不同指标之间相关系数见表 6.7。

表 6.7 工业污染物各指标之间相关系数

Table 6.7 Correlation coefficient of industrial pollutants indicators

	汞	镉	六价铬	铅	砷	氰化物	COD	石油类	氨氮
汞	1.0000	<u>0.8181</u>	<u>0.4204</u>	<u>0.6501</u>	<u>0.7354</u>	<u>0.4208</u>	0.2147	0.0818	<u>0.4380</u>
2-tailed		0.0000	0.0185	0.0001	0.0000	0.0184	0.2462	0.6619	0.0137
镉	<u>0.8181</u>	1.0000	0.2926	<u>0.8730</u>	<u>0.9740</u>	0.3186	0.1240	-0.0118	<u>0.3717</u>
2-tailed	0.0000		0.1102	0.0000	0.0000	0.0807	0.5064	0.9497	0.0395
六价铬	<u>0.4204</u>	0.2926	1.0000	0.2085	0.2355	<u>0.3781</u>	<u>0.3961</u>	0.2935	<u>0.4916</u>
2-tailed	0.0185	0.1102		0.2604	0.2022	0.0360	0.0274	0.1091	0.0050
铅	<u>0.6501</u>	<u>0.8730</u>	0.2085	1.0000	<u>0.8405</u>	0.1924	0.0553	-0.0894	0.2490
2-tailed	0.0001	0.0000	0.2604		0.0000	0.2998	0.7677	0.6323	0.1767
砷	<u>0.7354</u>	<u>0.9740</u>	0.2355	<u>0.8405</u>	1.0000	0.2472	0.0835	0.0073	<u>0.3726</u>
2-tailed	0.0000	0.0000	0.2022	0.0000		0.1801	0.6550	0.9688	0.0390
氰化物	<u>0.4208</u>	0.3186	<u>0.3781</u>	0.1924	0.2472	1.0000	<u>0.5642</u>	<u>0.5509</u>	<u>0.6693</u>
2-tailed	0.0184	0.0807	0.0360	0.2998	0.1801		0.0009	0.0013	0.0000
COD	0.2147	0.1240	<u>0.3961</u>	0.0553	0.0835	<u>0.5642</u>	1.0000	<u>0.3863</u>	<u>0.7816</u>
2-tailed	0.2462	0.5064	0.0274	0.7677	0.6550	0.0009		0.0318	0.0000
石油类	0.0818	-0.0118	0.2935	-0.0894	0.0073	<u>0.5509</u>	<u>0.3863</u>	1.0000	<u>0.4263</u>
2-tailed	0.6619	0.9497	0.1091	0.6323	0.9688	0.0013	0.0318		0.0168
氨氮	<u>0.4380</u>	<u>0.3717</u>	<u>0.4916</u>	0.2490	<u>0.3726</u>	<u>0.6693</u>	<u>0.7816</u>	<u>0.4263</u>	1.0000
2-tailed	0.0137	0.0395	0.0050	0.1767	0.0390	0.0000	0.0000	0.0168	

其中加粗加线数据为显著性检验水平 0.01(双尾检验), 加粗数据为显著性检验水平 0.05(双尾检验)

从表可知, 镉、铅、砷与汞的相关系数分别为 0.8181、0.6501、0.7354, 相关性显著, 六价铬、氰化物与汞的相关系数为 0.4204、0.4208, 为比较相关; 镉除了与汞具有显著的相关性外, 与铅、砷也高度相关, 相关系数达到 0.8730 和 0.9740, 并且与氨氮比较相关, 相关系数为 0.3717; 六价铬虽然与其他指标没有显著相关的, 但却与汞、氰化物、化学需氧量、氨氮比较相关, 相关的范围比较广泛, 其相关系数为 0.4204、0.3781、0.3961、0.4916; 铅主要与汞、镉、铅密切相关, 与这三者的相关系数都超出了 0.6, 分别为 0.6501、

0.8730、0.8405；砷与汞、镉、铅的相关系数分别为 0.7354、0.9740、0.8405，表现出显著的的相关性，此外还和氮氨相关，其相关系数为 0.3726；氰化物与其他污染物相关程度较高，共与五个污染物指标相关，其中显著相关的是化学需氧量 COD、石油类和氮氨，相关系数分别为 0.5642、0.5509、0.6693，比较相关的是汞和六价铬，相关系数为 0.4208、0.3781；化学需氧量 COD 除了与氰化物显著相关外，主要与氮氨显著相关，相关系数为 0.7816，相关性较弱的还有两项分别为六价铬和石油类，相关系数分别为 0.3961 和 0.3863；石油类主要和氰化物相关，相关系数为 0.5509，此外与化学需氧量和氮氨相关，相关系数为 0.3863 和 0.4263；氮氨在所有指标中与其他污染物相关程度最大，共与七个污染物相关，其中显著相关的为六价铬、氰化物和化学需氧量，相关系数为 0.4916、0.6693、0.7816，相关的有四项，分别为汞、镉、氰化物、石油类，相关系数为 0.4380、0.3717、0.3726、0.4263。

从总体上分析，汞、镉、砷等具有显著的相关性，而化学需氧量 COD、石油类、氰化物、氮氨等具有显著的相关性，为了进一步区分变量对九项指标进行变量聚类分析得到图 6.6。

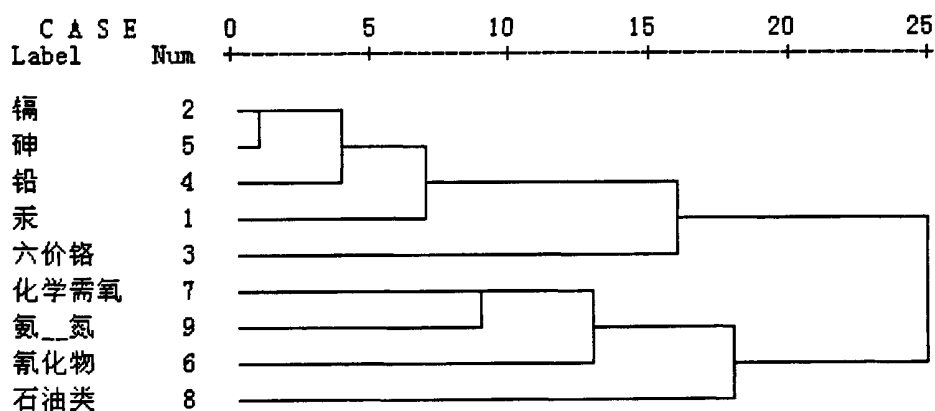


图 6.6 工业水污染物变量聚类结果

Figure 6.6 Clustering results of industrial water pollution variables

从图 6.6 中可知，九个指标被分成两类，其中一类包括镉、砷、铅、汞和六价铬都属于重金属污染物，具有不易分解，可以通过食物链达到聚集效

应,可称为重金属污染指标;而另四个指标,虽然化学、物理特性不同,但有共同的特点就是通过一定的过程其污染程度才能准确的界定,如化学需要量 COD 是通过物理、化学、生化的多方面因素作用的结果,氰化物氰化物包括无机与有机含有氰基(CN)的污染物,石油类为多种物质复杂的混合物,氨氮也主要是化学作用下氨氮共存的结果,因此这四个指标可称为复合指标,体现是共同作用下的效果。对于这两类指标可通过熵值进一步分析在不同地区的特点。

6.2.4 工业重金属水污染指标排序及分析

工业废水重金属水污染指标各地区熵值排序见表 6.8,在分析过程中可依照对工业水污染 9 个指标熵值的分类办法,将各地区工业重金属水污染状况分为高、中、低三类。

表 6.8 工业水重金属污染状况排序

Table6.8 Order of heavy metal of industrial water pollution

排序	省(自治区)	得分	排序	省(自治区)	得分	排序	省(自治区)	得分
1	西 藏	0.4559	12	山 西	0.4441	23	江 西	0.4062
2	海 南	0.4559	13	吉 林	0.4431	24	浙 江	0.3933
3	北 京	0.4554	14	安 徽	0.4429	25	云 南	0.3863
4	黑龙江	0.4551	15	新 疆	0.4402	26	江 苏	0.3772
5	天 津	0.4546	16	上 海	0.4333	27	青 海	0.3751
6	宁 夏	0.4543	17	河 北	0.4326	28	广 东	0.3738
7	内蒙古	0.4471	18	重 庆	0.4315	29	广 西	0.3659
8	辽 宁	0.4466	19	福 建	0.4296	30	甘 肃	0.2248
9	贵 州	0.4461	20	湖 北	0.4278	31	湖 南	0.0625
10	山 东	0.4460	21	河 南	0.4201			
11	陕 西	0.4453	22	四 川	0.4075			

全国 31 各省(自治区、直辖市)通过熵值进行重金属指标排序后的结果在表 4.9,工业废水重金属污染湖南、甘肃、广西排在前三名,而西藏、海南和北京为工业废水重金属污染最少的三个地区。从不同地区划分,东部地区工业废水重金属指标低污染区域有海南、北京、天津和山东,占到总比例的 40%,中等污染的区域有上海、河北、福建,占到总数的 30%,浙江、江苏、广东

经济发达省份为高污染区，占总数的比例为 30%；中部地区没有重金属污染的低污染区，中高污染区各占 50%，中污染区的省份有山西、安徽、湖北，高污染区有湖南、河南和江西；西部地区高污染区的比例仅次于中部地区达到 42%，省份为四川、云南、青海、广西和甘肃，中污染区比例为 25%，省份为陕西、新疆和重庆，西藏、内蒙古、宁夏、贵州为西部地区的低污染区，所占比例为 33%；东北地区在各个地区之中，重金属污染最轻，低污染地区比例为 67%，省份为黑龙江和辽宁，吉林为中污染地区，所占比例为 33%。对于重金属污染程度，中部、西部地区较为严重，而东北、东部地区较好。具体见表 6.9。

表 6.9 各地区重金属工业水污染状况

Table6.9 Situation of heavy metal of industrial water pollution in various regions

区域	低	中	高
东部	40%	30%	30%
中部	0	50%	50%
西部	25%	33%	42%
东北	67%	33%	0

6.2.5 工业复合水污染指标排序及分析

全国 31 各省(自治区、直辖市)通过熵值进行工业废水复合指标排序后的结果见表 6.10，工业废水复合指标水污染湖南、河南、广西排在前三名，而西藏、海南和北京为工业废水复合指标造成的复合污染最少的三个地区。从不同地区划分，东部地区工业废水复合指标低污染区域有海南、北京、天津和上海，占到总比例的 40%，中等污染的区域有广东、福建，占到总数的 20%，山东、浙江、江苏、河北省份为高污染区，占总数的比例为 40%，如果不计算北京、天津、上海三个直辖市，东部地区复合指标高污染区占比例为 57%；中部地区没有复合指标污染低污染区，中污染区只有一个江西省，占比例 17%，高污染区有湖南、河南、山西、湖北、安徽，所占比例高达 83%；西部地区高污染区仅有广西省，占比例为 8%，大部分省份为低污染区占比例达 50%，省份为西藏、青海、云南、新疆、宁夏和贵州，中污染区比例为 42%，

省份为四川、内蒙古、陕西、重庆、甘肃；东北地区低污染地区比例为 33%，省份为辽宁，吉林、黑龙江为中污染地区，所占比例为 67%。对于工业废水复合指标污染程度，东部、中部地区较为严重，西部地区较好，东北在各个地区之中复合指标污染居于中等。具体见表 6.11。

表 6.10 工业水复合指标污染状况排序

Table6.10 Order of composite index of industrial water pollution

排序	省(自治区)	得分	排序	省(自治区)	得分	排序	省(自治区)	得分
1	西 藏	0.5072	12	福 建	0.4409	23	山 西	0.3070
2	海 南	0.5022	13	重 庆	0.4334	24	河 北	0.2835
3	北 京	0.5014	14	吉 林	0.4302	25	浙 江	0.2781
4	青 海	0.4958	15	甘 肃	0.4192	26	江 苏	0.2729
5	贵 州	0.4819	16	广 东	0.4007	27	湖 北	0.2675
6	宁 夏	0.4670	17	内 蒙 古	0.4006	28	辽 宁	0.2269
7	天 津	0.4635	18	黑 龙 江	0.3920	29	广 西	0.2086
8	上 海	0.4512	19	江 西	0.3759	30	河 南	0.2024
9	新 疆	0.4452	20	四 川	0.3500	31	湖 南	0.1815
10	云 南	0.4431	21	山 东	0.3395			
11	陕 西	0.4413	22	安 徽	0.3284			

表 6.11 各地区复合指标工业水污染状况

Table6.11 Situation of composite index of industrial water pollution in various regions

区 域	低	中	高
东 部	40%	20%	40%
中 部	0	17%	83%
西 部	50%	42%	8%
东 北	0	67%	33%

从上面的分析可以看出，虽然东部和中部的工业废水污染比较严重，但两者的原因有很大不同，东部地区主要受复合指标污染影响，而中部地区重金属指标和复合指标污染都比较严重；对于西部地区虽然重金属污染较为严重，但由于复合指标污染程度低，总体污染还是较小，东北地区在两个指标中，重金属指标污染较低，复合指标为中等，总体情况稍好于西部。

6.3 水污染治理效率指标体系与评价方法研究

6.3.1 水污染治理效率投入指标体系构建

对于水污染治理投入包括多种不同来源,可从资金总体投入状况、水环境治理的设备与人员、日常运行费用等方面进行考察,具体指标见表 6.12。

表 6.12 水污染治理效率投入指标

Table6.12 Input efficiency indicators of water pollution control

主要方面	指标	主要方面	指标
资金总体投入	国家水污染治理投资总额	与人员投入	自动监测点设立个数
	国家水污染治理投资占 GDP 比例		自动监测指标数量
	“三同时”项目治理投资总额		水污染治理设备操作人员人数
	企业治理水污染投资总额		水污染监测人员人数
	城市污水处理厂建设投资总额		水污染治理新技术开发人员数
	城市污水管网建设投资总额	日常运行费用	水污染治理设备年度运行费用
	水污染治理技术研发资金总额		水污染治理设备年度维护费
设备	水污染治理设备总数		水污染治理设备操作人员工资
	水污染治理设备实际处理量		水污染监测人员工资
	水污染监测设备总数		水污染治理新技术开发人員工资

1.水污染治理资金总体投入状况

国家治理污染投入、新建设项目的投入、产业调整的资金投入、城市基础设施完善等方面体现了资金总体投入状况。对较大流域的水资源环境治理,其流域面积可能经过多个省级行政区,不同行政区的经济发展和人文环境各不相同,同时由于不同行政区所处流域位置不同对于流域污染治理的积极性有很大的差异,而对于流域治理资金使用后的收益情况很难界定,这就导致流域各区域之间无法通过协商形成一致的治理资金方案,此外对于一个流域治理不仅耗费资金巨大,而且需要长期投入,这对于流域各区域财政负担很大,因此对于流域的治理需要国家从社会总体发展角度出发,进行专项拨款治理。中国在污染治理中建立了“三同时”制度,体现了新建项目中对水污染治理资金使用的范围、时间进度和最终成果要求,这是不同与其他国

家的水污染治理制度,体现了对企业水污染治理强制性要求。随着中国对水污染主要排放物质要求的不断提高,促使企业根据国家新制定的标准调整生产工艺和产品,而这些调整过程使企业对水污染治理的投资数额增加,这些投资虽然可以由减免税收等形式由国家给予部分补贴,但主要还是通过企业自筹资金,由于企业涉及的产品和工艺众多,产业中各企业投入的总和在水污染治理中比例较大,而且这种投资是企业自发投资,随着市场的需求而变化,对水污染的防治作用更为明显。城市生活污水等水污染是通过各种污水处理厂得以净化,中国在城市发展中对于城市的交通、电力等相对重视,而污水处理系统直到近期才得到重视,但总体上看欠账较多,因此需要大量的投入,以利于城市宜居程度提高。此外对于水污染治理技术开发投入也是提高水污染治理效果重要方面。

对于资金总体投入可用国家水污染治理投资总额、国家水污染治理投资占 GDP 比例、“三同时”项目治理投资总额、企业治理水污染投资总额、城市污水处理厂建设投资总额、城市污水管网建设投资总额、水污染治理技术研发资金总额等指标来表示。

2.水污染治理设备与人员投入

通过废水处理设备完成排放污水中污染物去除,利用环境监测设备对水体污染物进行检验和记录是水污染治理的重要方面。对于废水处理设备根据所属不同可大致分为两类,一类是企业内部为达到在车间或排污口的排放标准而采用的设备,另一类是在污水集中处理厂对经过排污管道排出的污水进行处理的设备,无论是那种设备都可以用设备总数来表示总体的规模,由于污水的排放有一定的时段性,并且设备在处理工业废水或生活污水时不一定能达到满负荷运转,因此为了更确切的表示设备消除水污染物的能力,可用设备实际处理量指标来表示。对于污染物的监测,除了企业内部自查外,必须依靠环保部门的监督,随着总量控制原则的应用,为了防止企业偷排,控制由于农田施肥、农药喷洒、畜牧业发展造成的污染,对水环境的监测有了更高的要求,可以通过自动监测点的设立个数、自动监测指标的数量体现监测方面的投入。对于水污染治理的人员投入主要是指专门从事水污染治理的设备操作人员、监测人员和新技术研发人员,可用相应的人员总数表示人力资源投入。

3.水污染治理日常运行费用

对于流域水污染治理效果维护、日常工业废水和生活污水处理、水体污染状况监测等方面的运转，都需要产生相应费用，保障费用的资金来源、使费用维持在适当水平，这是对水资源污染进行预防、治理与监督的基础。这些费用种类繁多，主要可归结为水污染治理设备维护费用、保障设备正常运转费用、人员费用等方面，中国水污染治理的主要问题之一就是治理费用来源少，费用征收比例低，这些原因造成已建成的水污染治理设备运行率低，没有达到相应的日常处理量，当水污染治理取得了一定阶段性成果后，由于日常的费用不到位，新产生的水污染物质降低了已有的治理效果，使水污染状况出现了反弹的现象，因此提高日常运行费用对降低新的水污染有重要意义，可以通过废水治理年度运行费用、污水治理设备年度维护费等指标，反映水污染治理日常投入。此外，水污染治理设备操作、监测、新技术开发人员的工资是维持人员稳定的重要日常费用。

6.3.2 水污染治理效率产出指标体系构建

对于水污染治理的产出指标体系可通过水污染物去除、水质指标提高、水环境改善带来的社会经济效益等方面体现，具体指标见表 6.13。

表 6.13 水污染治理效率产出指标体系

Table6.13 Output efficiency indicators of water pollution control

主要方面	指标	主要方面	指标
水 污 染 物 去 除	工业废水达标总量	指 标 提 高	监测点水质高于Ⅲ类水质总数
	生活污染达标总量		监测点水质高于Ⅲ类水质比例
	工业废水排放达标率		流域高于Ⅲ类水质总长度
	生活污水排放达标率		流域高于Ⅲ类河长比例
	工业水污染物去除总量	社 会 效 益	取水成本下降比例
水 质	区域饮用水源水质达标总数		湿地面积扩大比例
	区域饮用水源水质达标比例		水生动植物种群数量增加

1.水污染物去除

水污染治理最直接产出就是对某种污染物的去除量，体现了在一定时间内水体中污染物的减少。具体来讲污染物去除可以通过两种类型指标来确定，

一种是以具体污染物的去除比例、去除总量来表示水污染治理产出，中国在“十一五”期间提出化学需氧量 COD 要相对于“十五”末期减少百分之十，就是以污染物去除比例为标准的产出指标，这种指标的特点是针对性较强，比较容易监测，计算也相对简单，另一种是总体上体现去除量的指标，是对不同种污染物去除状况的总体概括，这种总体上的概括可以是总量，也可以是比例，如工业废水排放达标率、工业废水达标总量、生活污染达标总量、生活污水达标率等。水污染物的去除是水污染治理产出的基础，没有污染物的去除其他产出效果就无从谈起，但也应看到由于污染物众多，单独选取的污染物去除指标，很难全面体现水体的整体状况改变，因此还需要水体整体状况指标变化来反映产出效果。

2. 水质指标提高

水质是反映水体污染状况的整体指标，如对于地表水质中国国家标准中规定了 24 项基本指标，同时对于有特殊要求的地区提供了 80 项可选择的指标，这使对水体整体控制得到了较为全面的反映，因此对于水污染整体效果可通过水质指标的改善来表示，对于中国水质指标的提高主要体现在水质等级提高，可通过对指定地点水体截面水质测定获得相应统计数据，为保证数据准确性必须进行连续记录，因为一次检测只能反映某一时点水质状况，应以一段时间内最差水质状况作为监测结果，否则很难准确反映水体改善的真实状况，也可以通过流域中达到某等级水质的比例或河流长度体现水质的提高，这种指标是通过流域内不同监测点综合统计的结果，要求相对更高。只有在水质指标提高的基础上，才能带来其他的社会效益。

3. 水环境改善带来的社会效益

水环境改善带来的社会效益是水污染治理的附带产出，其产出效果多数情况还没有准确的计量方法，不过其效果还是可以通过一些间接指标反映。通过水污染治理使水质提高带来的最直接的产出就是降低了取水成本，以哈尔滨为例，因为长期污染积累和吉林石化突发水污染事件影响，城市不得不减少从流经哈尔滨的松花江取水，而从远在 200 公里以外的磨盘山水库取水，两者取水成本的差距显而易见，如果通过对松花江流域的治理使水质达到饮用水取用标准，将带来巨大的经济效益，水质的改善也会促进旅游业、渔业等相关产业的发展，带来可观的经济效益。此外通过江河湖泊水质的提高，

会整体改善流域水环境,对流域生态系统的恢复起到了重要作用,如湿地面积扩大、水生动植物种类增加、所在地区植被面积增加等,都间接反映了水污染治理产出。

6.3.3 水污染治理效率评价方法比较

对于水污染治理效率的研究主要集中于某种技术对污染物的除去能力,而从投入产出进行评价的相对较少,现有的文献主要涉及某一技术的治理投入产出效率和投资、政策等对水污染治理的影响。

周思毅等(1999)总结了碱回收法、蒸发浓缩法、酸析法、 SO_2 法、化学—物理法、碱析法等治理草浆黑液的技术,在中段水处理中,投资角度比较生化法较高,运行费用角度比较混凝沉淀法较高^[130]。全玉莲等(2008)总结了发达国家环保投资指数的经验,根据1996-2005年数据,说明了我国“九五”和“十五”期间环保投资的变化,以单位GDP治理废水投资为解释变量,工业废水排放总量为被解释变量,进行回归分析,其回归系数为-746.3,说明了提高单位GDP治理废水投资对降低工业废水排放量的数量关系^[131]。宇永益,冷广东(1996)考察在相同COD消减量下不同污水处理站地点、不同处理方法等因素导致投资的差异,并根据烟台市1991-1995年治理投资和COD消减量的统计数据,计算投资效果为4395.3元/吨COD^[132]。张智等(2006)对双龙湖投资1000余万元的治理水污染效果进行了实证分析,通过模糊综合指数计算得出治理前后水质有明显提高^[133]。实现“十一五”环境目标政策机制课题组(2008)分析了产业政策、技术政策、管理政策、投融资政策、经济政策对水污染治理的影响,其评价方法为通过考察相应政策颁布实施后,工业废水排放量、重点行业COD排放贡献率、工业增加值废水排放量、万元GDP化学需氧量的排放量、“三同时”执行率、“三同时”合格率、环评执行率等、缴纳排污费单位、排污费征收总额等评价指标的变化趋势,来确定政策实施是否有效^[134]。

总体来看以上文献的评价过程体现了投入产出的基本原则,但评价指标都比较单一,同时有的评价过程投入产出直接联系并不十分紧密,以上原因导致评价结果具有一定的局限性,本文力图以多指标投入和多目标产出反映水污染的治理效率。

6.3.4 数据包络分析模型

1. 数据包络分析基本模型

数据包络分析(DEA)适用于多指标投入和多目标产出的综合评价, Charnes、Cooper和Rhodes最早建立DEA模型^[136], 其中CCR为公式(6-10)。

$$(CCR) \begin{cases} \max \frac{u^T y_0}{v^T x_0} \\ s.t. \frac{u^T y_j}{v^T x_j} \leq 1 \\ u \geq 0, v \geq 0 \end{cases} \quad (6-10)$$

y_0 为DMU产出要素矩阵

x_0 为DMU投入要素矩阵

u 为 s 种产出指标权重

v 为 m 种投入指标权重

公式(6-10)可以转化公式(6-11)和公式(6-12)。

$$(PCCR) \begin{cases} \max \mu^T y_0 = h_0 \\ s.t. \omega^T x_j - \mu^T y_j \geq 0 \\ j=1, 2, \dots, n \\ \omega^T x_0 = 1 \\ \omega \geq 0, \mu \geq 0 \end{cases} \quad (6-11)$$

$$(DCCR) \begin{cases} \min [\theta - \varepsilon(\hat{e}^T s^- + \hat{e}^T s^+)] \\ s.t. \sum_{j=1}^n x_j \lambda_j + s^- = \theta x_0 \\ \sum_{j=1}^n y_j \lambda_j - s^+ = y_0 \\ \lambda_j \geq 0, j=1, 2, \dots, n \\ \theta \in E_1^+, s^+ \geq 0, s^- \geq 0 \end{cases}$$

其中

- (1) 若 $\theta^* = 1$, 则DMU₀为弱DEA有效。 (6-12)
- (2) 若 $\theta^* = 1$, 且 $s^{+*} = 0, s^{-*} = 0$, 则DMU₀为DEA有效。
- (3) 若 $\theta^* < 1$, 则DMU₀为非DEA有效。

2. 基于数据包络分析的Malmquist指数模型

定义针对投入产出系统的距离函数。

$$D_0'(x', y') = \inf \{ \theta : (x', y' / \theta \in S') \}$$

x' - 第 t 期投入要素集合

y' - 第 t 期产出要素集合

S' - 为生产可能集

其中 $t = 1, 2, \dots, T$

Fare 将 DEA 模型与 Malmquist 指数结合^[136, 137], 可定义为公式(6-13):

$$M(x^{t+1}, y^{t+1}, x^t, y^t) = \left[\frac{D^+(x^{t+1}, y^{t+1})}{D^+(x^t, y^t)} \times \frac{D(x^t, y^t)}{D(x^{t+1}, y^{t+1})} \right]^{\frac{1}{2}}$$

记 $M(\cdot) = M(x^{t+1}, y^{t+1}, x^t, y^t)$ 则

$M(\cdot) > 1$ 表示效率进步;

$M(\cdot) = 1$ 表示效率不变;

$M(\cdot) < 1$ 表示效率退步。

(6-13)

将公式(4-13)变形为

$$M(x^{t+1}, y^{t+1}, x^t, y^t) = \frac{D^+(x^{t+1}, y^{t+1})}{D(x^t, y^t)} \left[\frac{D(x^t, y^t)}{D^+(x^t, y^t)} \times \frac{D(x^t, y^t)}{D^+(x^{t+1}, y^{t+1})} \right]^{\frac{1}{2}}$$

其中

$$TC = \frac{D^+(x^{t+1}, y^{t+1})}{D(x^t, y^t)}, EC = \left[\frac{D(x^t, y^t)}{D^+(x^t, y^t)} \times \frac{D(x^t, y^t)}{D^+(x^{t+1}, y^{t+1})} \right]^{\frac{1}{2}}$$

$TC > 1$ 表示技术进步, $TC < 1$ 表示技术退步;

$EC > 1$ 表示效率改进, $EC < 1$ 表示效率下降。

6.4 工业水污染治理效率实证分析

6.4.1 基于 DEA 的工业水污染治理效率分析

依据数据包络分析的特点, 与中国工业废水治理的实际情况相结合, 根据6.3.1节和6.3.2节构建的指标体系, 考虑到数据的可获得性, 从资金的总体投入、水污染治理的设备、水污染治理日常费用三个方面建立投入评价指标,

从水污染物去除方面建立产出评价指标。在资金总体投入方面选取工业废水污染实际投资完成额指标,反映实际已经发挥作用的资金总额;废水治理设施总数指标反映了工业废水治理设备的规模,废水治理设施处理能力反映了实际处理工业废水的状况;废水治理年度运行费用确切反映了工业废水日常运行的投入。选取化学需氧量COD、氰化物、氨氮、石油类、挥发酚工业污染物的去除量作为单个污染物去除量指标,选取工业废水排放达标量和工业废水排放达标率作为总体概括水污染治理产出的指标。

由于西藏自治区缺少主要污染物去除量数据,没有将其作为评价样本,选取了其余 30 个省(自治区、直辖市)数据进行评价。计算结果见下表 6.14,其中上海、重庆、青海、宁夏、海南和安徽治理效率为 1,而天津、广东、新疆、四川、山东、贵州治理效率小于 0.6。

表 6.14 工业水污染治理效率值

Table 6.14 Efficiency value of industrial water pollution control

省(自治区)	效率值	污染程度	省(自治区)	效率值	污染程度
北 京	0.6462	低	河 南	0.9184	高
天 津	0.5765	低	湖 北	0.7185	高
河 北	0.8099	高	湖 南	0.8334	高
山 西	0.7399	中	广 东	0.5455	高
内 蒙 古	0.8412	中	广 西	0.9346	高
辽 宁	0.8190	高	海 南	1.0000	低
吉 林	0.9377	低	重 庆	1.0000	中
黑 龙 江	0.7821	中	四 川	0.4785	高
上 海	1.0000	低	贵 州	0.3101	低
江 苏	0.8262	高	云 南	0.8954	中
浙 江	0.6617	高	陕 西	0.6933	低
安 徽	1.0000	中	甘 肃	0.6083	高
福 建	0.6832	中	青 海	1.0000	中
江 西	0.7290	中	宁 夏	1.0000	低
山 东	0.4721	中	新 疆	0.5193	低

按不同地区计算工业废水治理的效率的平均值见表 6.15,其排序为东北、中部、西部和东部,东北与中部的治理效率相差只有 0.0007,差距十分微小,

可以认为两个地区的工业水污染治理效率相当，西部与东北的效率相差 0.138，东部相差 0.1454，差距比较明显，并且西部和东部治理的水平接近。从以上分析结果可以看出，对于治理效率与工业发达程度关系并不是十分紧密，发达与不发达地区都可能出现治理效率较低的问题。

表 6.15 各地区工业水污染治理效率

Table 6.15 The efficiency of regional industrial water pollution control in various regions

区 域	东 北	中 部	西 部	东 部
总平均效率值	0.8473	0.8466	0.7093	0.7019

按不同污染程度计算工业废水治理的效率的平均值见表 6.16，其排序为中、高、低，在中等污染状况地区中，由于重庆、青海、安徽治理效率为 1，并且治理效率高于 0.72 的占到 80%，因此总体平均分数最高；高污染区浙江、甘肃、广东、四川的治理效率低于 0.71，占比例的 36%，导致总体平均低于污染中等地区；低污染地区虽然上海、宁夏、海南的效率为 1，但由于陕西、北京、天津、新疆、贵州的效率都低于 0.7，占比例为 56%，致使排名最后。

表 6.16 不同工业水污染状况治理效率

Table 6.16 Efficiency of different industrial water pollution situation

污染程度	高	中	低
总平均效率值	0.7261	0.7963	0.6973

表 6.17 不同区域与不同污染程度综合考虑治理效率比较

Table 6.17 Efficiency of water pollution control in different regions with different pollution levels

效率平均值	东北	中部	西部	东部
高污染区	0.8190	0.8193	0.6479	0.7010
中污染区	0.7821	0.9316	0.7963	0.5679
低污染区	0.9377		0.5780	0.7812

将不同区域与不同污染程度综合考虑计算平均值，得到表 6.17，可以看出以不同角度划分效率值有较大的差异，在高污染区中东北、中部的治理效

率较高,西部最低;在中污染区中,中部效率最高,东部最低;低污染区中,东北治理效率最高,而西部最低。从区域的角度,东北低污染区治理效率最高,中污染区治理效率最低;西部地区治理效率规律恰恰与东北相反;而东部地区规律又与东北相同。

6.4.2 基于 DEA 的工业废水治理效率 Malmquist 指数分析

对于 Malmquist 指数的计算结果见表 6.18、表 6.19 和表 6.20。2003 年全国除西藏外的 30 个省(自治区、直辖市)工业废水污染治理投资完成总额共计 873748 万元,到 2006 年增加了 637417 万元,总计增加了 73.0%,但从表 6.18、6.19、6.20 中可以看出治理效率指数变化却没有相应提高,相反治理效率指数却出现连年下降的趋势,在计算的连续三年指数变化中,下降比例达到 19.7%,下降比例明显,从下降的原因可以看出代表 TC 技术进步的平均值三年中始终小于 0.9,并且有下降的趋势,代表效率提高的 EC 虽然在最低的 2006 年仍高于 0.95,但在三年中总体下降了 16.4%,构成指数的两部分都呈现了下降趋势,其中 EC 下降过快, TC 稳中有降,最终导致整体治理效率的下降。可见能否提高技术效率,增加技术进步能力是提高工业废水治理效率的关键。

表 6.18 2003-2004 年工业废水治理效率 Malmquist 指数及其分解
Table 6.18 2003-2004 industrial wastewater treatment efficiency of Malmquist index and its decomposition

区 域	$M(\cdot)$	TC	EC
东 部	0.9946	0.8373	1.1879
中 部	0.7426	0.7908	0.9390
西 部	1.0967	0.8967	1.2231
东 北	1.1600	0.9587	1.2100
平 均	0.9875	0.8605	1.1476

对于中国的不同地区,东部地区的指数始终在下滑,虽然东部地区的技术效率在不断提高,但没有抵消技术进步下降的趋势,因此对于提高东部地区的治理效率,应从技术进步入手;中部地区虽然在连续三年中指数都小于 1,但总体趋势还是不断增加的,其主要原因是技术效率的提高,2003-2006 年累积提高了 25.4%;西部地区工业废水治理效率下降明显,2003-2006 年累

积下降了 0.453, 在所有区域中是唯一的 EC 和 TC 都连续下降的地区; 东北地区总的看虽有波动, 但还比较稳定, 主要原因是 TC 上升和 EC 下降的趋势相互抵消。从不同区域看, 东北工业污水治理较好, 东部和西部相对较差。

表 6.19 2004-2005 工业废水治理效率 Malmquist 指数及其分解

Table6.19 2004-2005 industrial wastewater treatment efficiency of Malmquist index and its decomposition

区 域	$M(\cdot)$	TC	EC
东 部	0.8750	0.9044	0.9675
中 部	0.8733	0.9232	0.9460
西 部	0.9314	0.8491	1.0969
东 北	0.9785	0.9658	1.0131
平 均	0.9050	0.8932	1.0132

表 6.20 2005-2006 工业废水治理效率 Malmquist 指数及其分解

Table6.20 2005-2006 industrial wastewater treatment efficiency of Malmquist index and its decomposition

区 域	$M(\cdot)$	TC	EC
东 部	0.8732	0.9176	0.9516
中 部	0.9102	0.7731	1.1774
西 部	0.6437	0.7478	0.8608
东 北	1.1213	1.1464	0.9781
平 均	0.7927	0.8259	0.9598

6.5 本章小结

将水污染物分类、水质控制标准、水污染物排放标准综合考虑, 建立了水污染状况的评价指标体系, 比较了不同水污染治理的评价方法, 应用熵权方法计算了各地区中国工业废水污染状况; 在建立投入产出指标的基础上, 应用 DEA 模型对中国工业废水水污染治理效率进行了评价。

第7章 提高水资源配置效率的策略研究

中国在水资源配置方面已形成了以水法为基础的一系列法律法规,逐步完善了流域管理机构,增加了饮用水的检验标准,逐步规范农药企业的排放标准,这些都标志着水资源配置管理有了长足发展,但应该看到中国配置水资源制度仍处在改革和完善阶段,尚需解决的问题还很多,要求从多方面探索适合中国国情的水资源配置策略。

7.1 强化水资源统一配置管理

7.1.1 进一步明确水资源权利划分与实施细则

公共水权制度是中国现行实施的水资源配置管理方法,计划配置水量、水资源的统一管理是其主要特征,行政部门直接干预是配置方式中主要手段,在中国水资源配置的法律法规中,涉及水资源的“所有”“开发”“利用”“保护”“收益”等条款,但没有明确规定除水资源所有权之外其他权利,这给统一管理带来了诸多不便。尤其是作为计划配水必要补充的水权交易开始推行后,水资源权利划分不明确,直接会带来水市场中水权交易成本上升,交易过程易发生纠纷等相关问题,中国许多学者对水权属性进行了理论上分析,从制度经济学、物权理论、环境经济学等角度出发,认为水权包括所有权、使用权、收益权、环境水权等多个方面,但总体上与实践水权配置联系并不十分紧密。

在水权实际应用中使用权是水资源利用中最为基本的方面,目前中国水资源配置中使用权实际配置机构主要为各流域机构和地方政府,其配置根据为流域水量状况与经济发展,对于单位和个人使用权获得是通过取水权申请和批准来实现的,其取水后使用费用根据相应条例进行收取,但对于流域中不同区域的可用水量国家是通过流域配水计划来分配,没有明确要求对使用费用进行核定,使区域用水总量与单位或用水户用水两者在使用权获得方面没有采用相同方法,对于使用权在获得中的价值体现并不明确,只有将取水权的获得与流域分配水量两者应用原则较好统一才能使水资源使用配置过程趋于优化。对于使用权中用水的顺序中国水法中强调生活用水优先的理念,

对于生活用水量以什么标准确定、生活水平提高对用水量是否有影响、不同季节生活用水的变化等具体实施细则没有明确,生活用水被挤占的现象较为普遍,使实现生活用水优先的指导原则较为困难。在水量分配中应结合区域气候条件、供水能力、生活用水主要方面,结合节水原则,确定区域水量中生活用水具体比例,使总体原则能真正得以贯彻。

水资源在提供生活与生产用水同时,还有渔业、航运、水产养殖等多种经营性用途,2007年发布的《物权法》第一百二十三条规定取水权收到法律保护,同时利用水资源进行渔业、养殖生产等经营活动受到保护,这些用途在不与水资源取用相冲突时可以共存,但在相应渔业、旅游、养殖用途水体在占用水量、水质控制、污染物排放等方面与其他非经营性取水过程有冲突时,水资源配置管理中常以“统筹兼顾”原则来解决,对于保护中涉及的民事、刑事责任认定,不同损害程度的赔偿和处罚,发生纠纷时应遵循的法律程序等没有明确说明,导致无法建立实际制度,具体操作过程中处于没有恰当依据的状态。提高对水体经营规范性,合理确定其利用水体经营获得收益的标准,以此为依据解决赔偿和处罚标准是合理利用水资源经营权的关键。

环境水权的相关概念由于出发点不同有较大差异,中国在有些流域在水量配置中已经应用了生态用水量来对流域生态系统进行修复,但总体上来看生态用水量并没有得到足够的重视,生态用水总量的比例在所有用水量中最低,并且不同地区分布不均衡,尤其在流域经过多个行政区域时,不同行政区域中用水量和用途有较大差异,而对流域环境保护作用上游高于下游,这使环境水权和区域发展产生冲突,从流域规划角度确定环境水权责任,对实施环境水权带来经济效益和损失的计算应成为划分环境水权依据。

7.1.2 完善初始水权分配方案制定方法

2006年4月15日起施行的关于取水许可及水费征收相关条例和2008年2月1日实施的对于水量分配规定,在初始水权分配、收费的关键环节上完善了相应管理规范,这两部法规规章的颁布实施,标志着中国初始水权分配制度已经基本建立。对于水量分配暂行办法中贯彻着以供定需的基本原则,强调了对地表水与地下水同时控制,改进了水法中偏重于地表水控制的倾向,其分配过程根据所针对水量涉及范围,贯彻着从流域到区域再进一步细分的

基本思路,其中流域管理机构和地方政府为水量分配主要执行者,并强调水量分配应从生产、生活、生态保护等多方面进行统筹安排,并对相应的水量配置规划中应主要包括的内容做出了规定,其管理办法中对预留水量、水事纠纷、突发事件等方面给出了适用的一般原则,这些方面从总体上规划处水量分配的基本方向,为中国各流域及区域配置水资源提供了指导,但同时也应看到中国水量分配方案要点还没有形成规范细则,对不同方面还需进一步明确。

对于每条河流来说都有自己的流域,一个大流域可以按照水系等级分成若干小流域,流域面积、河网密度、流域形状、流域气候条件、干流方向等是体现每个流域特征的指标,而对于水量分配来说,不仅仅是与水资源的自然状况有关,而且和流域所在地区的产业发展、居民生活、行政区域划分等密切相关,所以对于一个流域的初始水量分配除了遵循必要的分配原则外,很难找到一个共有的模式,“每个流域应形成符合自身水文特征和经济发展的流域分配方案”是流域水量分配方案的发展趋势,这个基本原则中国目前已形成的水量分配方案中表现的较为明显,如黄河流域除对流域中九个省份进行水量分配外,还特别对从黄河调水的河北、天津进行了分配,其分配比例占到黄河总供水量的 5.41%,对于永定河由于涉及到河北和山西两个省,分别规定了不同年份的出境水量,河北和山西平均比例为 70.3%: 29.7%,对于江西省水量分配方案中是以行政区为划分单位,将供水来源分为江西五河供水和江西五河外供水两种情况,对于江西五河外供水还将江西省内的湖泊供水能力计算在内,形成了对地表水系全面控制的分水方案,广东东江水量分配方案对于流域内水量采用截面流量控制,对于水质设立了多个监控点,大凌河中对流域中内蒙古、冀和辽三省的地下水开采量进行了限制,由此可见由于不同流域中对水量缺乏程度不同,对于水质控制能力有较大差异,产业用水需求也不尽相同,如果对每个流域都确定相同的配置内容是配置管理的理想状态,但实际在实施过程中有较大难度,如果对于水量分配提供原则性规定如水量“确定地下水可开采区域”则实施时相应标准过于宽泛,对此应在实施流域水量分配方案时,应规定与基本原则相对应不同等级的选用方法,如对于不同区域内的水量分配,较为简单的规定其出境水量,对于稍复杂的对每季度或每月的跨境水量进行分配,如果条件允许可采用实时监控流

域截面水量的方法进行水量控制,通过细化水量分配模式,使不同流域或地区能根据自身特点进行选择,并且其方法由于是通用的规则,在实施时有可借鉴经验和实施细则依据,既保证了流域或地区水量分配方案的特殊性,同时在管理时具有普遍性特点,易于在全国范围内的统一管理。

提高配水方案适用性,流域中不同降雨、洪涝灾害发生可能性大小、不同地区蒸发量、水污染突发事件、用水户私自取水或超量取水、用水户不同时段取水流量、水库下泄水量、河道径流中渗漏损失、工业和生活用水中退水状况、地区中地下水回复能力、不同河段取水量差异等不同因素,都可能影响到初始水权配置方案的实施,对于初始水权分配方案应具有随外部影响因素变化而调整能力。为实现对于不同因素的调整应具有对水量分配方案进行细化的能力,将流域不同河段内的水量分配给出具体指标,可包括总用水量、单位时间内可取最大水量、河段截面流量最小量等,同时对于水量调节的基础是流域中水量信息共享,在流域中设立水量监测点,对水量数据进行实时传输,将水文地理特征与水量控制模型结合,给出水量变化预测值,通过各流域委员会决策并与流域各行政区协调,通过流域中水库等水利工程实现对水量迅速调节。其调整时间段可根据影响因素变化程度来确定,对于由于年降水减少带来的水量减少,可以在制定下一年初始水权分配方案时给予调整,其调整方法为根据对下一年来水量减少比例,将各地区总配置水量减少相同比例,这种方案简单易行也相对公平,但可能对流域内重要的城市 and 产业发展有较大影响,因此可以根据流域实际产业发展与水量下调比例综合评估,以下调比例为基数进行上下浮动,这种方法考虑了不同区域的重要程度,此外对于水量分配和季节有着密切关系,农业一般是流域中用水量最大的产业,其用水根据农作物生长特性不同有固定区域,因此对于流域中灌区水量分配调整就必须考虑农作物需水特点,在现有水量基础上通过调节季节或月份水量差异,保证农作物灌溉关键期用水。对于流域中出现如上游水库闸门出现故障、有毒物质泄漏需要进行稀释等紧急情况时,如临时进行调度则由于不同区域沟通、方案形成需要一定时间,可能会错过最佳处理时间,对此应在没有发生紧急情况时制定类似情况的应对措施,一旦有紧急情况出现可按已制定好的方案进行应对,以降低突发事件危害。

初始水权分配方案由于涉及到地区发展中资源约束,对于在实施过程中

难免会出现超量用水现象,使初始水权配置在实践中不能得到完全的贯彻,如何约束不遵守初始水权分配方案的管理者是不可避免的问题。中国在促使水资源合理配置中,主要采用的是行政处罚和罚款手段。水法中对违反许可证制度超量取水、不缴纳取水费的行为采取“追究刑事责任”和“行政处分”两种处理方法,但从刑法的规定中没有明确针对发放许可证、执行水量分配中违法行为的规定,只能从财产损失等方面判定是否可以适用于刑法,而水量分配过程是其财产损失较难直接统计,同时很少出现人员伤亡,所以对于刑法适用情况极少,多数情况仍以“行政处分”为主,这种情况在流域初始水权分配方案实际应用中表现的也较为明显,例如在黄河水量分配方案中规定,对没按要求保证下游需水或重要断面径流量的情况,黄河水利委员会采用“下一调度时段加倍扣除”、“本年度不增加取水工程项目”、对责任人“依法给予处分”等措施,当从实际操作过程可以看出对于没有按要求取水的制约相对较弱,如某区域超标用水在枯水期或农田灌溉关键期,而随着季节的变化随后流域进入到丰水期“加倍扣除”的处罚作用明显减弱,而对于责任人处分是由“其上级主管部门”或“监察机关”做出,多数情况还是在同一区域内,受到“地方保护”影响其处罚往往不能起到惩戒作用。对此应使处罚手段更为科学,对于不同需水程度时段的超量取水情况应采用不同的“扣除”比例,如对于枯水期或干旱严重时期的超量取水,由于其危害较大,影响恶劣,应以三倍扣除或两年内不增加取水工程审批作为处罚方法,而对于丰水期的超量取水则可根据实际情况减轻处罚力度,通过对不同时段超量用水的处罚,保障了在用水紧张时期初始水权配置方案的实施,能避免在水量最为缺乏时用水冲突发生。对于人员处罚应由流域委员会会同上下游地区政府协商,并由流域水利委员会做出处罚决定,同样体现了公平、公正原则。

7.1.3 整合流域中不同水资源管理部门职能

1988年水法已经开始对水资源配置实行统一管理,但由于部门之间协调困难,只有采用折中的方法将两种管理方式“相结合”,这是造成中国水资源管理长期以来“多部门”管理的主要原因,2002年水法对这种管理方法进行了修正,形成了“流域”与“行政区”相结合的管理方式,同时提高了流域管理机构在水资源配置方面的地位。

从目前实践上看流域机构还没有很好的实现对流域水量和水质的总体配置,中国只有在对经济发展和社会生活起重要影响作用的流域设立相应的流域管理机构,因此流域管理机构并不是一个通常意义上必须机构,而对于那些虽然不在同一行政区域内,但属于同一流域,且流域不为“重要江河、湖泊”时,其水量分配没有从整体进行管理的相关机构,对于这些流域的水量分配仍以“县级以上地方人民政府”的水资源相关管理机构进行管理,还是没有从根本上改变区域配置水资源的问题,无论流域大小从水资源配置总体优化角度,对整个流域水资源配置进行管理是实现资源利用效率最大化的途径。因此,中国在对水资源管理时,应将可用水资源归于某个流域。

区分“流域机构”和“行政区”在水资源配置管理中的不同地位,虽然从流域水量分配角度,流域机构具有一定权威性,对于水量调配“有关地方人民政府必须服从”。但对于水资源配置管理除了水量分配之外还包括水利工程建设、城市供水设施管理、流域中航运管理、水产养殖、流域中污染物控制、水资源旅游开发、流域中防洪抗旱项目建设、饮用水源地保护、生态物种保护、节水灌溉、流域水土保持、流域中企业选址、上下游水权纠纷补偿、流域中病险水库维护、地下水开采等诸多问题,对这些水资源配置相关问题的管理有相当一部分职能是由行政区的水政部门进行管理的,对于区域水政部门大多从区域自身利益出发,其管理方法与管理目标与流域总体优化原则产生抵触,这使流域整体管理水平下降,对此应对流域统一管理的必要内容进行明确规定,从流域综合规划制定角度,对流域不同区域内各项管理内容所承担责任、拥有权力进行划分,明确各区域水政管理部门的目标,使其与流域总体目标相一致,如不涉及其他区域则流域机构只是对其管理过程进行监督,对于涉及流域中其他地区的水资源配置管理过程应逐渐形成以流域管理机构决策为主,区域水政管理部门监督为辅的管理格局,其中对于流域中区域发展、人口增加、项目新建等数据由区域提供,而流域机构根据相关数据对整体水资源配置进行优化,尤其是水法中强调对“调蓄径流和分配水量”进行管理,在区域配置水资源中地下水也是重要的水量来源,在区域地表水量不断减少的情况下,加大对于地下水的开采成为大多数区域应对水量减少的方法,导致地下水水位降低,有的地区形成了漏洞区,为保护地下水源应逐步实现地表水与地下水同时配置管理模式。

7.1.4 推广节水技术提高可用水量

节约用水是提高水供给重要方面,其优势在于不提高对水资源的开发能力,同时能提供更多的可用水量,是从根本上实现资源合理利用方法。中国节水潜力很大,节水技术可应用范围广泛。农业由于长期供水渠道老化致使水资源输送损失较大,采用大水漫灌方式使作物对水资源利用率下降,总体统计中国农田灌溉水资源有效利用比例不到输水总量的一半;同样的问题存在于城市输水管道中,虽然随着中国城市化水平的迅速提高,输水实施建设不断完善,管线漏损问题仍是城市供水损失主要方面,较高的输水漏损率在一定程度上抵消了城市节水成果;在生活用水方面由于节水器具价格较高影响了普及程度,生活用水浪费现象没有明显改变;在生产用水方面中国单位产值用水量普遍高于发达国家数倍,由此附带产生的水污染问题,给中国水资源配置增加了难度;由于污水处理厂处理总数偏少,城市生活污水再生利用一直较低。用水效率提高要求加强公众节水意识,在农业、工业、生活用水的不同环节减少用水量,更重要的是节水技术的应用,使相同的水量有更大的产出。

对于节水技术推广应考虑适用条件、技术应用成本、技术成熟程度、鼓励措施、新技术开发等多方面因素。对于农业、工业及生活用水其水量损失主要原因各不相同,可根据现有统计资料应用ABC分类法,得出影响相应产业用水关键环节,有针对性的减少关键环节用水量,在采用节水技术时不能仅以提高节水效果为标准,应结合节水项目的建设投资、日常运营成本、节水设备的大修费用、节水设备运行的稳定程度等多方面因素考虑,选用总体投资和成本费用适中、技术成熟、日常运转管理和维修方便的技术,这种技术虽然可能达不到最为理想的节水效果,但由于具有对设备条件要求不高、运行稳定、管理方便、企业或个人花费较少等优点,能起到了较好的示范作用,可以在短时间内得以推广,总体节水效果要优于对设备要求高、需要产品生产方专人维护、投资与日常费用都较高的技术。同时对于不同产业的主管部门可发挥协调作用,促进企业、科研机构、大学的联合,可由政府提供部分投资开发新的节水技术,并加速实现节水技术的产业化。此外,政府各主管部门可以利用对所在行业企业比较熟悉的优势,组织企业对已有成熟节水技术进行培训,提高节水技术应用效果。

中国工业单位用水量有较大差异,不同工业用水重复利用程度也各不相同,各地区工业发展总量、产业结构、工业总体技术水平等都各有特点,所以对于工业节水技术应用应根据区域特点进行选择,应从调整工业产业结构、限制高耗水设备的政策导向促进工业节水技术应用,目前中国工业推行节水技术的主要受地方保护主义和节水技术应用成本限制,由于区域的高耗水工业产业如钢铁、火电、化工等,既是区域经济的利税大户同时也是高耗水产业,地方政府面临着节水降耗和发展经济的双重压力,限制高耗水产业发展必然影响区域经济增长,因此产业调整成为节水技术应用的主要政策导向,通过金融、税收等手段,对应用节水技术企业给予优惠,降低企业应用技术成本,促进企业淘汰高耗水设备,同时发展低耗水的替代产业,总根本上降低工业用水。

为减少城市供水漏水量,应从普及用水计量和提高漏损监测技术两方面应用节水技术。通过提高使用水表用户比例,对实际用水量能有确切数据基础,为漏损点查询提供初步方向,将 20 世纪 90 年代开始使用“水传声”的检测仪应用到各供水厂中,对于供水部门应成立相应的监测机构,通过合作交流和培训方式提高检测技术应用水平,目前中国 2010 年城市平均漏损率目标为美国目前漏损率的两倍、2007 年日本东京漏损率的 4.5 倍,由此可见降低中国城市漏损其节水潜力还很大,是城市节水的主要方向。

农业节水技术目前应以提高输水效率为主要节水方向,农业用水 2003 年到 2007 年期间平均占到中国总用水量的 63.7%,而在农业用水中有一半以上损失在输水过程中没有发挥其灌溉等作用,如果其灌溉水有效利用系数提高 5%,就意味着节约下来的水量超过全国生态用水总量,因此如何减少农田水渠渗漏是农业节水关键,采用管道输水或应用新型防渗材料可以大幅度提高水资源利用效率,同时其成本相对较低,对于条件许可地区可推广节水灌溉,发达国家节水灌溉比例高达 80%以上,是农业节水发展方向,不过目前由于其成本较高、技术复杂,农户自己实施节水灌溉有较大困难,政府应予以扶持,其主要方法为提供低息贷款或直接进行补贴。由于农业生产用水方面较多,某一方面节水技术的应用具有局限性,因此将农业生产过程不同环节综合考虑是大幅度提高节水效果的主要方法,如改变农作物种植品种、

提高整地的精确性、稻田干湿交替灌溉技术等都可以使农业用水下降。此外可借鉴以色列利用城市再生水灌溉经验,将城市废水用于农业生产。

7.2 发展宏观调控下的水资源市场配置机制

7.2.1 依据水权交易模式采用不同宏观调控方式

中国《水法》明确规定水资源属于国家所有,在某种程度上水资源具有公共物品性,其开发利用直接影响到社会稳定与经济发展,此外其配置过程存在外部效应,会导致市场配置缺乏效率,决定了中国不可以建立完全市场化的水权交易,应建立宏观调控下的水资源市场交易机制。对于水权交易的调控主要是通过对审批手续、水权交易的相关税收、金融支持等手段来实现。

从目前的中国水权交易市场实践,水权交易可划分为多种形式,有同流域省内城市间水权交易模式,如东阳义乌两地的水权交易;流域省内产业间水权交易模式,如宁夏、内蒙农业与火电企业之间水权交易;同流域省内农户间水权交易模式,如张掖农户之间水权交易;同流域省际间水权交易模式,如漳河的水权交易;不同流域省际间水权交易模式,如南水北调工程。

对于跨流域水权交易,由于需要建设水利工程输送水量,不仅需要巨额资金,而且涉及环节繁多,其中主要包括移民、生态保护、输水路线中各省利益分配、配套工程建设,这些问题导致从开工到实现正常供水周期长,工程沿线各区域地质水文情况复杂,考虑到水量输出地的水量变化、引水过程中消耗,买方实际获得水量要小于输出水量,这都使不同流域水权交易管理难度增加,必须由国务院会同各省、自治区、直辖市政府进行管理,其水权交易进行应以宏观调控为主,其分配的水量与转让价格应由国务院相关机构决定,并与强制性的经济约束相配合,对输水沿线水价、供水量必须严格控制,否则由于涉及利益相关者太多,很容易产生纠纷,对于跨流域的水权交易,除非能对调水的区域产生较高经济效益,一般不作为鼓励实施的水权交易模式。

而同一流域、同一区域水权交易则具有工程量小,水量输送损失小,需要资金少,涉及环节相对简单,不涉及省际利益分配,从开工到实现正常供水周期短,工程沿线各区域地质水文情况基本相同,通过市场交易协商成本

低。正是由于其具有以上优点,各级政府可通过规范市场、制定优惠政策方法,促进同一流域、同一区域内的水权交易市场的发展。政府主要应从限定最低水价、监督交易水量来源等方面进行宏观调控。其转让价格可根据对工程成本、水污染治理、水资源价值等方面的综合考虑应设立最低限价,保护水资源不被过度交易。对于同一流域内不同地区其分配水量目前是由相应的流域管理机构规定,因此各级政府必须考察交易水量是由于用水效率提高而产生的节省水量,还是因为不同区域的分配水量不合理产生的多余水量,如是前者则应鼓励,如是后者则应通过宏观调控重新分配水量。

7.2.2 通过评估保证水权交易的规范性

水权交易评估的目是促进水权制度的改革、推进水市场建设、配合水资源配置的优化,并对通过评估对水权交易中公共利益进行保护,使水权交易方案通过调整、改进,不断提高配置资源的效率,降低资源约束,促进区域经济和社会的发展。为了使水权市场健康发展,应参照发达国家的资源评估的成功经验,把与水权交易评估相关的原则、制度、程序等方面的内容形成相应的法律法规,使水权交易评估活动有法可依,具有坚实的法律基础,并且可以利用法律特有的强制性等特点强化水权交易的规范性,使相关原则、制度、程序能够得到顺利实施和执行。组建相应的独立评估机构,培养合格的职业评估人员,制定科学合理的评估指标体系和评估方法,确认水权交易的评估程序,减少人为因素在评估过程中的影响,是保障水权评估能依法进行的基础条件。

水权交易评估应由流域管理机构和各政府的水行政管理机构授权给具有评估资质的独立评估机构,逐步形成规范运作的专业化市场中介服务行业。评估机构应在人员、财务、业务等方面与水权交易主管部门及其下属单位没有相关联系,为自主经营、自担风险、平等竞争的经济组织,可根据评估机构评估人员数目和注册资金等指标确定可评估范围。为保证评估机构的公平性,流域管理机构和各级政府的水行政主管部门应对评估机构进行定期抽查中发现的问题进行整顿和规范,对评估机构迎合委托方不正当要求搞虚假评估,出具虚假评估报告,损害国家利益的行为,应制定相应的规范,可采用注销其企业法人营业执照,并予以公告的方法进行处罚。

根据水权交易评估过程的目的评估人员的工作内容可分为专业评估与水权交易的咨询。对于专业评估人员其主要任务是设计评估方案、撰写评估报告,对于水权交易的咨询主要是回答关于所交易水权是否符合国家规定、交易的程序、交易合同文本的一般内容、审批过程等。对评估人员必须进行资格考试,应按照科学的标准和规范的程序,通过严格的审核来确定从事水权交易评估评估人员的合法地位和从业资格。此外作为政府重大决策的水权交易评估过程,评估机构由于评估指标相对单一,所掌握资料有限,评估结论应用的是常规方法,面对涉及金额巨大、工程复杂、对生态环境有重大影响的水权交易,很难做出恰当的评估,在这种情况下,应扩大评估人员范围,广泛咨询来自科研院所、大学、产业界、政府管理部门及社会团体等单位的专家,专家的学术领域应包括水利、经济、环境等不同方面。

在水权交易价格评估方法选择方面,如有已有比较成熟的资料,可采用可比销售法,可比销售法是指根据最近发生的具有类似环境和类似水文特征的水权交易为参考,通过比较和适当修正进行评估的方法,这种方法主观性比较强,但具有简单快速的特点,适用于短期少量的水权交易。对于长期大量的水权交易,可采用直接贴现法,运用直接贴现法计算水权交易价格时,关键的问题之一就是贴现率的选择问题,可采用被广泛接受和使用的项目风险贴现率计算方法——资本资产定价模型,对贴现率可根据实际情况进行适当修正。

7.2.3 合理确定供水价格兼顾效率与公平

2009年以来天津、沈阳、上海、广州、南京、银川、河南周口、驻马店等地区通过召开听证会,讨论水价上涨问题,其焦点主要集中在水价中成本是否合理方面,供水企业和公众对于成本认定存在不同看法,使水价作为资源配置的杠杆作用没有很好发挥,在确定供水成本组成、保证数据来源准确性、明确统计样本的代表性基础上,才能对水价涨跌做出一个正确的判断,进一步使水价发挥提高用水效率作用,同时对于供水的弱势群体应通过政府补贴或减免政策保证其基本用水权利。

中国供水企业作为计划配水重要组成部分一直以来以垄断经营为主,企业组织形式多样,除了占比例较大的国有企业外,由于其他经济形式可以通

过合作经营,或“特许经营”等方式进入供水市场,中外合资企业、私营企业、股份合作企业等在中国供水市场中影响作用正逐渐增加,各种企业组织形式导致不同的经营模式,实际造成对供水管理困难,同时各地方政府在管理供水市场时,采用的管理方式和管理导向与较大区别,有的供水企业是在政府的直接管辖下,总体来看水价仍主要以“保本微利”的原则制定,这导致中国供水企业没有从根本上形成应对市场机制,管理效率提高、成本降低、供水能力提高等因素对企业利润影响不是很大,此外由于各供水企业在区域供水中相互独立、互不影响,没有形成真正意义上的供水市场,正是由于供水市场的特殊性和现阶段中国供水企业管理模式多样性,供水企业成本统计和财务报表没有统一规范,使供水成本管理存在着先天的缺陷,在对成本进行统计时没有可以对比的基础,由于没有标准报表使物价部门在对企业实际运行状况进行考察时缺乏必要依据,此外各地区基础设施建设水平不一,用于供水水质有一定差异,导致供水成本差异较大,企业提供数据由于是基于内部统计对公众缺乏说服力,导致水价的合理性受到质疑,使作为市场调节杠杆的水价在确定时存在诸多困难。在保证供水市场多方参与前提下,应统一成本核算基本内容,对影响水价的取水、净化、输送成本,以及在供水员工工资、供水漏损率、设备维修等方面综合考虑,形成供水成本的标准计算方式,将标准指标汇总成为规范记录表格,并制定统一审核周期等措施,提高水价中成本核算准确性,定期向公众公布供水成本变动,通过长期记录可形成针对某一特定地区的供水成本样本,样本数达到一定量的情况下可以更好地发现行业运营表现的平均水平,进而克服特定区域内“独家经营”而造成的“不可比较”,还可以通过信息公开形式公布供水成本变动,由公众监督保障水价涨跌合理性。

供水产业对区域生产、生活有重要影响,其产品具有一定公共物品属性,供水企业不能因为经营不善而轻易退出相应行业,随着居民生活水平提高,供水区域不断扩大,要求供水管线及其配套的基础设施建设有相应的增加,但目前供水管网建设中各级政府投资不足,供水工程中大部分投资由企业自行筹措,由于水价实行“保本微利”原则,使供水管线建设投资回收周期长,供水企业在较长时间内没有收益,负债过高、长期亏损使企业发展受到限制,企业提高水价是加速收回投资的主要方法,但由于其影响范围广,产生的附

带效应明显,对区域生产、生活影响较大,为此政府可以在城市供水投资方面起到推动作用,通过减少贷款利息、增加贷款数额、减免供水企业税收等方法,增强供水企业融资能力,也可通过政府直接投资减轻供水企业的资金压力。

与发达国家相比较,中国水价成本计算内容相对较少,水价在收入中所占比例偏低,但同时也应看到中国在居民平均收入水平、劳动力成本、医疗保障方面与发达国家有着较大差距,相对于对于弱势群体这种差距就更为明显,在水价制定方面不仅应起到调节资源配置作用,同时应保障弱势群体的基本用水权利,形成保护弱势群体的制度,对此可根据家庭平均收入等标准确定申请减免部分水费,保证在正常用水量范围内,弱势群体支出水费低于所在地区平均水平,其减免可以采用分级水价办法,即对在规定用水量以下执行针对弱势群体的较低价格,而对于超出规定用水量的部分可采用正常水价,此外可对弱势群体在节水器具安装等方面减免部分费用,减轻因保障基本用水给弱势群体带来的生活压力。

7.3 多方面治理水污染

7.3.1 提高对水环境的流域监测和治理能力

美国推行了基于日负荷总量的水污染管理方法,欧洲水框架指南提出“排放流域”的概念,以一个新的背景和方法提出调节水质的规则,日本 1973 年在赖户内海的污染治理中实行了总量控制原则,综合这些成功经验可知,从污染物总量角度对水污染进行控制、建立对水污染物排放申报制度、实现对污染物实时监测与统计、对相关责任者进行约束、对水体污染物进行去除,是流域污染物从监测到治理的全过程。其中对水污染状况监测是实现水污染治理的先决条件,而水污染去除是实现总量控制的主要手段。

目前中国水污染监测的指标主要来源于水质控制指标、污染物排放标准中的指标以及各地区根据实际情况确定的监测指标,这些指标来源不一,重要程度有较大差别,在对流域水体监测过程中往往由于不同河段水体用途不同,会选择不同指标,如果河段处于“集中式生活饮用水源地”则应采用 GB3838 中对于水质要求,河段位于工业废水排污口时,可执行相应行业工

业废水排放标准,如果位于生活污水排污口,可采用对城镇污水排放标准进行监控,监测适用标准不统一使流域水污染监测无法获得全面数据。对于排放标准其主要指标大多是通过控制浓度来减少污染物进入水体,不能保证水体中污染物由于持续排放而污染程度加重。此外,中国农业生产过程中化肥、农药施用量较大,明显高于发达国家的安全界限,多余化肥、农药经过降水等作用进入水体,由于分布零散,没有固定排放时间,其监测很难形成连续统计数据。这些问题的存在促使流域监测应建立与以往点源污染不同的监测体系,应将基本监测与重点监测相结合,通过考察流域中水文、地理特征,分析流域中生活、生产过程产生的主要污染物,确定流域中共同的水体污染物监测指标,将其确定为流域基本监测指标,在流域中不同行政区交界处设立监测站,监测站其上级管理部门应归属流域机构,通过对水体断面监测,实现对上游来水的水污染物监控,其主要目的是避免上游地区出于地方利益将水污染物向下游排放,同时对点源与面源污染共同作用结果进行记录,通过计算可以得出流域中某一污染物指标总量状况。规定基本水污染物监测时间,以便将流域中不同监测点的统计数据汇总,形成对整个流域基本污染物的监测报告,为流域水污染治理提供依据。对于流域中长期排放量较大的工业企业,流域中水质要求较高地区如饮用水源地或生态环境保护区,应根据实际情况设立重点监测指标,其指标主要是针对与水体要求相符的特殊水污染物指标,要求流域中各行政区对这些企业或地区进行监测,其监测数据应报送流域机构备案,同时流域机构有权对相应重点指标实行抽检。将基本监测指标与重点监测指标结合,从而实现对整个流域的水污染物监测。

由于流域水污染治理具有跨行政区治理、污染源种类多、水环境维护困难、治理后容易出现再污染现象等问题,始终是中国水污染治理的难点,在“十五”计划中“三河三湖”成为水污染治理的重点区域,但从治理效果看没有从根本上改变水污染状况,“十一五”进一步提出了治理目标,但从目前进度看仍然存在进展较缓慢问题。为实现流域治理目标,应从提高流域治理资金使用效率、强化地方政府水污染治理责任、建立流域水污染“生态补偿”机制等方面提高流域水污染治理效果。

资金支持是治理流域水污染的重要的条件之一,流域内水污染治理资金主要用于污水处理工程、再生水工程等与流域水污染密切相关的污染治理项

目,其资金来源可以有国家投资、区域财政投资、民间资金等多种来源,提高资金总体到位比例、保障已开工项目不同阶段资金、优先考虑已完成项目的辅助项目资金投入、通过合理收费保障运行项目日常运行资金、防止和纠正治理资金挤占和挪用现象,是使流域治理资金能发挥作用主要方法,目前中国流域水污染治理面临的水污染治理突出问题是如何在经济发展过程中实现对污染物消减,流域在制定污染物消减计划时,是根据当期污染物水平为基准进行消减,但由于流域中经济在计划期内增长,可能会引起部分污染物增加,这就要求流域治理只有在计划期内按要求完成全部投资才可能收到治理效果,否则会出现旧账未结又有新账问题,使流域治理达不到预期效果。在资金有限条件下,应突出重点,将投产快、治理水污染显著的项目作为资金的主要投入对象,而不应片面强调项目开工比例。对已开工项目应避免由于收尾阶段资金不到位,或辅助工程没有完工,项目无法投入使用,必要时可采取政府垫付的方式促进项目及时投产。流域水污染治理资金被挤占和挪用现象时有发生,对此应强化资金审计,及时纠正违规资金使用。可通过建立相应的水污染治理收费标准,提高治理收费比例等方法,保障流域水污染治理项目的日常运行。

中国各流域中跨界污染较为普遍,主要原因是上游政府忽视对本地区污染源控制,而下游地区在承担上游水污染后果同时没有规范的申诉和索赔机制,导致上游污染下游治理的现象在各大流域中都有不同程度出现。对此应通过制定确定治理主体和明确索赔依据两方面细化法律规定,中国环境保护法中虽规定“县级以上人民政府”是区域水污染治理主体,但没有明确发生在本区域内污染同时对其他地区产生影响时如何处理,在此种情况下应发挥流域机构作用,会同流域上、下游政府相关部门,通过现场取样、共同认可的检验机构化验、专家评估等方法,明确跨界污染的来源、主要污染物、危害程度等基础资料,形成上、下游双方都认可的数据,确定水污染治理责任。如上游确实对下游水资源产生较严重污染,则由上游行政区域政府制定跨界污染整治方案,治理方案要经下游的相关行政部门同意,如双方协商不成的,由共同的上一级政府或流域管理机构负责制定协调。方案要明确治理目标、达标时间及无法达标时的惩戒措施。对于没有完成相应污染控制指标的地区,流域机构可通过减少分配水量、控制供水工程项目等手段强化对各地政府的

监管。此外,由于各行政区域所处功能区定位不同,上游区域可要求下游区域对其保护水源水质所做努力给出“生态补偿”,对此应综合各自区域责任和义务基础上,对“生态补偿”或“赔偿”的数额做出明确规定,避免由于流域水污染冲突长期得不到解决,导致冲突不断升级。

7.3.2 建立完善的排污权市场机制

美国在治理酸雨的成功经验促使中国开始排污权交易探索,在二十一世纪初中国开始与美国环保总局合作对排污权的有偿使用进行尝试,浙江嘉兴于2007年成立了针对化学需氧量COD和SO₂的排污权储备交易中心,2008年对于地表水中湖泊排污权交易首先在太湖进行试点,2009年杭州、湖北等地排污权交易开始推行,这些实践表明中国排污权交易正从理论探讨走向实际应用。从全国范围看,通过排污权交易治理水污染仍然只在少数地区推行,多方面原因造成排污权交易发展相对缓慢,建立排污权交易的法律地位、实行统一的水环境容量评估标准、规范初始排污权分配方案、对水环境中污染物准确监测、避免排污权市场的“寻租”现象等是完善中国排污权市场的主要方面。

中国虽然在推进排污权实际操作方面起步较早,并且在实践中已取得了一定的成绩,但在相应法律法规建设方面明显滞后,排污权既可以交易,能否具有“用益物权”的属性,能否用于抵押、担保等一系列法律问题随着排污权交易的实施而产生,从目前实际操作过程中可以看出,排污权交易主要局限对水污染物排放总量的减少,而没有涉及到更多的法律规定,在目前排污权交易并不普及时对其性质没有明确规定不会影响其发挥作用,但随着排污权交易普及,如对其性质不明确规定必然会引发纠纷,要求水污染治理管理者在立法角度进行创新。排污权交易是以区域总量控制为基础的,因此实际上排污权交易相当于对于区域内排污总量的二次配置,其是否有效取决于对区域内对污染物自净能力估计是否准确,如果对区域内自净能力估计过高,则排污权的转让不会达到降低污染目的,水环境会继续恶化,所以对于区域排污总量必须形成标准计算方法,而目前仍主要以经验为主,在一定程度上影响了排污权交易效果。对于初始排污权分配方案,可分为有偿和无偿两种方法,中国在实践中两种方法都进行尝试,如嘉兴对于原有企业排污指标可

无偿占有,而太湖根据排污企业性质确定了不同的初始排污权价格,从两种方法实践看各有优缺点,无偿占有排污权的指标可减少分配核算过程利于短期推行,而有偿使用则可起到产业结构调整作用,同时可以为水污染治理提供一定资金,因此在排污权交易初期可以采用无偿占有方式,而在普及后应以有偿分配为主。从发达国家的经验可知,有效推行排污权交易的要点是对企业实际排放量进行严格监测,否则排污权交易对于企业毫无意义,增加对水污染物的监测网点,通过实时监测形成连续记录,是鼓励企业提高水污染治理效果的必要手段。由于进行排污权交易后排污指标可以作为“商品”卖出,而初始排污权交易指标可以无偿占有或以较低价格购买,这可能会产生企业通过提供虚假信息而提高排污量,通过排污权交易市场获利的问题,对此应形成监管和处罚机制,对环保部门、企业进行监督,一旦发现“寻租”或虚报信息的问题,可根据造成影响程度采用行政或刑事处罚。

7.3.3 把握重点解决饮用水不安全问题

饮用水安全问题与居民生活密切相关,对于发达国家和发展中国家饮用水安全都是不容忽视的挑战,对美国城市供水调查表明饮用水中存在多种药物残留,欧洲地区的腹泻、甲肝等疾病主要原因是饮用水不安全,非洲由于许多国家水资源缺乏,饮水安全问题更为严重。

中国从二十一世纪初就开始解决农村饮水安全问题,主要通过发行国债、地方政府资金匹配、居民自筹等方法多方面筹集资金,将不安全饮水人口降低了五分之一作用,但从总体看中国不安全饮水居民数量仍较多,从饮水安全主要指标水质和水量两方面考察,以水质不达标占比例较大,目前中国解决饮水安全的主要方面是提高饮用水水质,对于饮用水水质不达标的原因可以细分为地方水质不合格、水源地被污染、供水与净化能力低等方面,对于不同地区产生饮水不安全的原因各不相同,必须有针对性地进行治理才能在短时间内收到较好效果。对于地方性水质不合格主要是饮用水中某种元素超标,中国较为普遍为饮用水中氟、砷超标,其中饮用高氟水的地区较为广泛,在取用地下水作为饮用水源地区,如果区域有高氟岩层、地形较为低洼、气候较为干燥、地下水循环缓慢等一定地理环境会导致氟含量超标,而水中砷超标可受地质变动等多方面因素影响,其危害范围和总人口都远小

于氟超标影响程度,地区水质超标由于其产生原因与区域地理特征有关,无法通过重新选择水源地、水污染治理等方法去除,因此采用有针对性的污染物去除技术是实现饮水安全的保证。对于水源地污染产生的饮水问题,其实质是经济发展与环境保护的矛盾,据国务院统计数据表明重点城市的水源地水质不达标比例超过三分之一,其主要污染物来源于流域点源污染,区域内农业生产中农药、化肥及生活污水带来的面源污染,由于饮用水源地污染区域范围相对较小,可以通过划定专用保护区的方法治理,水污染防治法对其划定方法有明确规定,但由于划定保护区后对排污口设定会有严格控制,各地方政府对此积极性不高,此外对于保护区范围涉及两个行政区时,由于区域利益冲突,保护区建立更为困难,为提高对饮用水源地保护可将其达标比例作为各级政府考核的必要指标,在流域生态补偿制度基础上,采用协商方式建立跨界的饮用水保护区。中国农村地区由于居民居住分散、使用自备水源、引水设施老化、生活污水和垃圾不能集中处理等问题导致其供水能力低、水质无法保证等问题,由于目前中国农村的经济条件所限,集中供水和污水统一处理虽然为提高供水水质的根本解决方法,但却难以在短时间内普及,因此通过水质检验确定现有水源质量,合理选择分散水源,有步骤地提高集中供水比例,为改善农村供水安全的可行策略。

7.3.4 提高应对突发水污染事件能力

突发水污染属于偶发事件,具有时间、空间的不确定性,但由于其造成的危害在短时间内难以消除,并且由于水体流动性对流域中其他地区会产生附带影响,有的很可能引起国际争端,因此提高应对突发水污染事件能力是污水污染治理的重要方面。

事先建立水污染事件的应急预案,是保证在最短时间内对水污染事件采取有效措施的基础。制定应对水污染事件时不同部门职责和程序,形成互相配合的组织网络,明确决策机构的构成,使流域范围内的水利、环保、公安、交通、消防等众多相关部门切实履行其职能,以协调一致的方式做出恰当反应的能力。应急预案的内容应包括:根据突发性水污染事件影响的面积、人口、有毒物质的种类将水污染事件划分为不同等级,以便根据等级不同采取不同的措施,如调用水库水量稀释有毒物质,临时关闭取水口等;确定发现

水污染事件上报的程序,避免由于上报不及时造成危害扩大,失去最佳控制时间;规定各级政府对公众发布水污染事件的渠道与方法,避免由于谣言而影响社会秩序稳定;确定对水污染事故应急指挥的机构,并明确其下属的组织结构,划分每个组织机构的作用、职责、权力和任务;规定应急资金的来源,调用方式,负责使用的机构;规定应急过程中的激励和惩罚措施。

对于水污染突发事件处罚力度低,也是造成相应事故频发的重要原因,以2005年松花江水污染事件为例,中国吉林石化分公司最终受到的处罚为100万元,相当于该企业2004年总利润的万分之三,与“十一五”期间国家规划治理松花江流域投资相比为万分之零点七五,比例之悬殊可以很明显看出对水污染突发事件处罚力度上的缺陷。2008年修订的水污染防治法对处罚力度有所加强,提出根据“水污染事故”危害程度应以“直接损失”的“百分之二十”或“百分之三十”计算罚款,仍可以看出在处罚方面以警示为主,而不是确实补偿,因为对于水污染事件其损失可分为直接损失和间接损失,其直接损失包括处理事故费用、因水污染事件供水中断造成的经济损失、恢复供水后为使水质达标而增加的成本,而间接损失包括对事故发生区域渔业、农业、畜牧业、旅游业等不同行业产值的影响,对流域生态环境破坏,对流域居民健康长期影响等,其间接损失往往大于直接损失,而在法规中没有对此做出赔偿规定,对以做出处罚比例的直接损失,没有对直接损失计算方法、评定机构、如不执行后果等进行规定。此外,直接损失的其余百分之七十至八十,由谁来承担没有明确说明,结果对污染监测投入大量的物力和人力,消除污染对流域的影响所花成本都只能由国家支付,这些使处罚对水污染突发事件的约束作用有限。对此,应从明确水污染事件直接损失的标准计算方法、制定间接损失的取证程序,通过民事诉讼提高赔偿金额方面完善法律法规,减少突发事件对流域居民影响。

7.4 本章小结

目前水资源配置管理要求将法律法规中原则性规定细化,通过制度化使水资源配置管理的成功经验得以推广,本章从水资源统一管理、水权交易市场的完善、水污染治理等方面提出了具体的策略,为优化水资源配置管理过程提供了依据。

结 论

在总结各国水资源配置管理经验基础上,结合中国水权、水市场、水污染治理方面理论与实践,提出了水资源配置管理存在的主要问题。建立反映供需两方面能力的指标体系,对目前中国水资源供需状况进行定量分析。在遵循以供定需、水量水质同时控制、统一协调生态水量原则下,考虑到社会经济发展与水环境保护,将改进神经网络模型应用于流域水量分配。分析水权交易系统的组成,构建水权交易评价指标体系,对评价方法进行比较,为提高水权交易配置效率提供了依据。明确水污染物分类和性质,对中国工业水污染指标影响变化趋势进行比较,得到工业水污染状况排序结果,从投入产出角度对水污染治理效率进行评价,通过投入产出效率值分析了不同地区水污染治理差距。从统一配置管理、市场配置、污染治理三个主要方面提出优化中国水资源配置策略。

论文研究结论具体为以下几个方面:

1.对于水资源配置管理发展,流域统一管理是适合于水资源特点的管理方式,各国将经济手段应用到水资源配置中取得较好成效,水资源通过市场配置效率高低很大程度取决于市场机制完备性,“公共参与”和“利益相关者”成为水资源配置优化过程重要影响因素,数学模型与信息化技术结合的决策支持系统成为提高流域管理水平重要手段,如何协同水资源配置管理中各种资源是实现合理利用水资源的关键,随着虚拟水贸易制度完善对解决水危机作用日益明显,将点源污染与面源污染同时控制,是实现总量控制的必要保证,污染税、排污权交易等管理方法正逐渐完善。

2.中国 2007 年水资源总量比 2000 年减少了 8.8%,人均水资源量、地下水、地表水下降比例分别为 12.7%、10.4%、8.7%,都呈现下降趋势。通过因子分析可将水资源供给能力分成自然供水能力、实际供水能力、节省水量三个主因子。在体现供水潜力的自然供水能力中西藏、云南、四川位于前三名,上海、天津、宁夏为最后三名,中部为自然供水能力最强地区。实际供水能力体现着区域可用水量,广东、江苏、新疆为前三名,海南、青海、西藏为最后三名,东部由于经济发达水利工程和城市基础设施相对完善,实际供水

能力明显高于其他地区。区域节水能力高低通过节约水量主因子反映,山东、辽宁、北京占据前三位,云南、湖南、新疆为最后三位,受区域节水技术应用程度影响,东部和东北地区节水效果较高,西部地区节水程度明显较低。综合三个主因子影响,东部水资源供给能力高水平比例为 40.0%,优于其他地区,西部地区供水能力呈现两极分化趋势,中水平比例只有 8.3%,中部、东北供水能力属于中等。

3.2003-2007 年期间中国用水量增加 8.8%,虽然农业用水量增加比例最小仅为 5.3%,但仍是水资源消耗主要方面,生态用水量增加比例最大达到 29.69%,其主要原因是在总用水量中比例相当小,最高没有超过 1.8%,工业用水和生活用水都保持着持续增长趋势,2006 年生活用水增长速度超过工业用水增长速度。通过因子分析将水资源需求分为发展与环境对水资源需求、水资源单位消耗、农业水资源浪费状况、水资源已消耗状况四个主因子。发展与环境对水资源需求主因子中广东、江苏、广西位于前三名,天津、青海、西藏处于最后三位,东部、中部需求较高,西部需求明显较低。水资源单位消耗因子排序前三名为新疆、宁夏、西藏,最后三名为天津、重庆、北京,西部水资源单位消耗高水平地区比例为 50.0%,明显高于其他地区。农业水资源浪费主因子中西藏、海南、上海占据前三位,西部地区总体浪费严重。水资源已消耗状况主因子中宁夏居于榜首,随后的上海、北京都为发达地区,东部、东北水资源消耗较大,高消耗比例高于中部、西部。综合四个主因子得分,对水资源总体需求东部、中部地区高于西部、东北地区。

对水资源供给和需求两方面进行比较,全国水资源可持续利用能力前三名为西藏、山东、四川,最差地区为新疆、海南和宁夏,东部地区虽然水资源较丰富,但由于经济发展迅速对水资源需求大,水资源消耗严重,其可持续利用能力在各地区中最低。

4.通过对滦河、黄河、永定河、江西五河、广东东江、大凌河水量分配方案总结,流域水量分配方案应包括流域正常水量、区域分配水量、生态用水量、来水年份调整幅度、不同产业用水比例、流域不同截面水质要求、流域不同截面水量控制、地下水可开采比例等方面。确定了生活用水、经济发展用水、流域水质控制、生态环境用水四个方面的流域分配水量相关指标,从流域统一管理角度出发,以调整流域中不同地区水量分配比例为目的设计

水量分配模型, 将基于模拟退火改进的径向基神经网络与径向基神经网络、BP 神经网络比较, 得出该模型收敛速度快、误差小, 根据对流域中区域人口、经济、环境等方面的预测, 给出了流域水量分配的调整方案。

5. 随着中国社会主义市场经济完善, 水权交易已成为水资源计划配置的有效补充。对于水权交易评价应遵循普遍性与特殊性结合、短期利益与长期利益结合、公开与公正、节水优先、评价与监督结合等主要原则。水权交易系统应包括水权交易动力、市场交易、效应、政策法规、政府监督等子系统。水权交易评价应包括水权交易合理性、交易绩效、政府调控与服务能力、交易市场完备性、环境保护等方面。比较了不同方法在水权交易评价中的应用条件, 将灰色聚类、德尔菲法、问卷调查综合形成模糊评价矩阵, 实现了将定量与定性相结合的水权交易评价方法。

6. 水污染评价指标体系应综合水污染物性质、水质标准、排放标准不同方面。应用熵权法对工业废水权重进行了分析, 数据计算结果为 2006 年中国工业废水污染物中铅、氰化物、氮氨的权重排在前三名, 是影响中国工业水污染主要因素, 而化学需要量 COD、石油类、汞权排后三名, 对区域水环境影响相对较小。2003-2006 工业废水污染物权重变化最大是铅, 由 2003 年最末迅速提高到 2006 年排名第一, 同样具有上升趋势的有六价铬、氰化物, 出下降的指标主要有汞、石油类、氮氨。通过计算熵值对各地区工业水污染状况进行排序, 结果湖南、广西、甘肃为前三名污染最为严重, 西藏、海南和北京为工业废水污染最少的三个地区。

应用变量聚类方法将工业水污染指标进行分成重金属指标和复合指标两大类。通过对相应指标排序可知, 工业废水重金属污染湖南、甘肃、广西排在前三名, 西藏、海南和北京为工业重金属污染最少的三个地区, 中部、西部地区重金属污染较为严重, 而东北、东部地区污染较轻。工业废水复合指标水污染湖南、河南、广西排在前三名, 西藏、海南、北京复合污染最少的三个地区, 东部、中部地区复合指标污染较为严重, 西部地区较轻, 东北在各个地区之中污染程度居于中等。东部和中部是中国工业水污染比较严重地区, 东部地区受复合指标污染影响较大, 而中部地区重金属指标和复合指标污染都比较严重。

根据 Malmquist 指数计算 2003-2006 年期间工业污水治理效率变化趋势,

从结果可知工业废水治理效率指数出现下降的趋势,下降比例总体达到19.7%,从下降的原因为代表 *TC* 技术进步和代表效率提高的 *EC* 都呈现了下降趋势,其中 *EC* 下降过快, *TC* 稳中有降,最终导致工业废水治理效率在2003-2006年期间整体下降。

水资源配置管理是涉及人口分布、经济发展、技术进步、环境保护、区域间协调等多方面的系统工程,中国水资源配置还处在不断改进过程中,无论从水资源配置理论探讨,还是管理措施的创新,都不断地面临新问题,这需要对相应研究内容进一步扩展,理论研究逐渐深化。对中国地表江、河、湖泊水量分布情况的统计与分析,地下水开采限度的确定,水权交易系统中不同子系统相互作用的数量关系,流域统一分配水量中流域管理机构、行政区政府、具体用水户之间的博弈关系,生活污水污染、农业面源污染状况及其治理效率等方面都需要进行深入研究,以促进中国水资源配置管理的完善。

参考文献

- [1] 张允,赵景波.中国水制度的历史演变特征与启示[J].前沿,2009,(2):98-101 页
- [2] Tuomo M. Saloranta, Juha Kämäri, Seppo Rekolainen, Olli Malve. Benchmark Criteria A Tool for Selecting Appropriate Models in the Field of Water Management[J]. Environmental Management, 2003, 32(3): 322-333P
- [3] Edella Schlager. Challenges of governing groundwater in U.S. western states[J]. Hydrogeology Journal, 2006, 14(3): 350-360P
- [4] Aditi Mukherji. Spatio-temporal analysis of markets for groundwater irrigation services in India: 1976-1977 to 1997-1998[J]. Hydrogeology Journal, 2008, 16(6): 1077-1087P
- [5] Naoya Fujimoto, Tatsumi Tomosho. A viewpoint to apply water pricing to the Asian humid tropics[J]. Paddy and Water Environment, 2003, 1(2): 75-83P
- [6] Walter H. Corson. Recognizing hidden environmental and social costs and reducing ecological and societal damage through tax, price, and subsidy reform[J]. The Environmentalist, 2002, 22(1): 67-81P
- [7] Eugene Z. Stakhiv. Disintegrated Water Resources Management in the U.S Union of Sisyphus and Pandora[J]. Journal of water resources planning and management, 2003, (6):151-154P
- [8] Alberto Garrido, Pedro Martínez-Santos, M. Ramón. Llamas. Groundwater irrigation and its implications for water policy in semiarid countries: the Spanish experience[J]. Hydrogeology Journal, 2006, 14(3): 340-349P
- [9] I. Heinz, M. Pulido-Velazquez, J. R. Lund, J. Andreu. Hydro-economic Modeling in River Basin Management: Implications and Applications for the European Water Framework Directive[J]. Water Resources Management, 2007, 21(7): 1103-1125P
- [10] Beatrice Hedelin. Criteria for the Assessment of Sustainable Water Management[J]. Environmental Management, 2007, 39(2): 151-163P

- [11] C. S. McCulloch. Integrating Research for Water Management: Synergy or Dystopia?[J]. *Water Resources Management*, 2007, 21(12): 2075-2082P
- [12] Marielle Montginoul. Analysing the Diversity of Water Pricing Structures: The Case of France[J]. *Water Resources Management*, 2007, 21(5):861-871
- [13] Hideaki Tanaka.Strengthening solidarity among the Asian monsoon countries for establishing sustainable water policy for agriculture[J]. *Paddy and Water Environment*, 2008, 6(1): 1-3P
- [14] Zankhana Shah, M. Dinesh Kumar. In the Midst of the Large Dam Controversy: Objectives, Criteria for Assessing Large Water Storages in the Developing World[J]. *Water Resources Management*,2008, 22(12): 1799-1824P
- [15] Jaime J. Carrera-Hernández, S. J. Gaskin. Water management in the Basin of Mexico: current state and alternative scenarios[J]. *Hydrogeology Journal*, 2009, 17(6): 1483-1494P
- [16] A. Fadlelmawla. Towards Sustainable Water Policy in Kuwait: Reforms of the Current Practices and the Required Investments, Institutional and Legislative Measures[J]. *Water Resources Management*, 2009, 23(10):340-349P
- [17] Najmeh Mahjouri, Mojtaba Ardestani. A game theoretic approach for inter-basin water resources allocation considering the water quality issues[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009: in press
- [18] Colin Schenk, Bastien Roquier, Marc Soutter, André Mermoud. A System Model for Water Management[J]. *Environmental Management*,2009, 43(3): 458-469P
- [19] Ilke Borowski, Matt Hare. Exploring the Gap Between Water Managers and Researchers: Difficulties of Model-Based Tools to Support Practical Water Management[J]. *Water Resources Management*, 2007, 21(7):1049-1074P
- [20] B. Delworth Gardner. Weakening Water Rights and Efficient Transfers[J]. *Water Resources Development*, 2003 19(1): 7-19P
- [21] Alberto Garrido. Water markets design and evidence from experimental

- economics[J]. *Environmental and Resource Economics*, 2007, 38(3): 311-330P
- [22] Betsy Kiernan Landre, Barbara A. Knuth. The role of agency goals and local context in Great Lakes water resources public involvement programs[J]. *Environmental Management* 1993 17,(2):153-165P
- [23] Timothy L. McDaniels, Robin S. Gregory, Daryl Fields. Democratizing Risk Management: Successful Public Involvement in Local Water Management Decisions[J]. *Risk Analysis*, 1999, 19(3): 216-227P
- [24] J. David Tabara, Akgun Ilhan. Culture as trigger for sustainability transition in the water domain: the case of the Spanish water policy and the Ebro river basin[J]. *Regional Environmental Change*, 2008, 8(2): 59-71P
- [25] Thomas Horlitz. The Role of Model Interfaces for Participation in Water Management[J]. *Water Resources Management*, 2007, 21(7):1091-1102P
- [26] Md. Sirajul Islam, Taikan Oki, Shinjiro Kanae, Naota Hanasaki, Yasushi Agata, Kei Yoshimura. A grid-based assessment of global water scarcity including virtual water trading[J]. *Water Resources Management*, 2007, 21(1): 19-33P
- [27] Dik Roth, Jeroen Warner. Virtual water: Virtuous impact? The unsteady state of virtual water[J]. *Agriculture and Human Values*, 2008, 25(2): 257-270P
- [28] Rodrigo Maia, Andreas H. Schumann. DSS Application to the Development of Water Management Strategies in Ribeiras do Algarve River Basin[J]. *Water Resources Management*, 2007,21(5):897-907P
- [29] Qin Zhang, Shigeya Maeda, Toshihiko Kawachi. Stochastic multi-objective optimization model for allocating irrigation water to paddy fields[J]. *Paddy and Water Environment*, 2007, 5(2): 93-99P
- [30] David R. Purkey, Annette Huber-Lee, David N. Yates, Michael Hanemann, Susan Herrod-Julius. Integrating a Climate Change Assessment Tool into Stakeholder-Driven Water Management Decision-Making Processes in California[J]. *Water Resources Management*, 2007, (5): 315-327P
- [31] Yue-Ping Xu, Yeou-Koung Tung. Decision-making in Water Management

- under Uncertainty[J]. *Water Resources Management*, 2008, 22(5):535-550P
- [32] Bojan Srdjevic, Yvonilde Dantas Pinto Medeiros. Fuzzy AHP Assessment of Water Management Plans Bojan Srdjevic and Yvonilde Dantas Pinto Medeiros[J]. *Water Resources Management*, 2008, 22(7):877-894P
- [33] N. Van Cauwenbergh, D. Pinte, A. Tilmant, I. Frances, A. Pulido-Bosch, M. Vanclooster. Multi-objective, multiple participant decision support for water management in the Andarax catchment, Almeria[J]. *Environmental Geology*, 2008, 54(3):479-489P
- [34] Mahdi Zarghami, Ahmad Abrishamchi, Reza Ardakanian. Multi-criteria Decision Making for Integrated Urban Water Management[J]. *Water Resources Management*, 2008, 22(8): 1017-1029P
- [35] Jos Timmermans. Interactive Actor Analysis for Rural Water Management in The Netherland An Application of the Transactional Approach. *Water Resources Management*, 23 (6): 1211-1236P
- [36] Parviz Fattahi, Saeed Fayyaz. A Compromise Programming Model to Integrated Urban Water Management[J]. *Water Resources Management*, 2009,(9): in press
- [37] Leonie J. Pearson, Anthea Coggan, Wendy Proctor, Timothy F. Smith. A Sustainable Decision Support Framework for Urban Water Management[J]. *Water Resources Management*, 2009: in press
- [38] Roberto J. Llanso, Daniel M. Dauer, Jon H. Volstad. Assessing Ecological Integrity For Impaired Waters Decisions In Chesapeake Bay, USA[J]. *Marine Pollution*, 2009, 59(3): 249-258P
- [39] Kenneth W. Chilton. Reengineering U.S. Environmental Protection. *Business Horizons*[J]. 2000, 43(2):7-16P
- [40] Kristin Rowles. An Evaluation of Water Quality Trading For Georgia Watersheds[M]. Georgia State University Andrew Young School of Public Policy, North Georgia Metropolitan Water Policy and Planning Center, 2005:56P
- [41] Greg S. Lyon, Eric D. Stein. How effective has the Clean Water Act been at

- reducing pollutant mass emissions to the Southern California Bight over the past 35 years? [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009, 154(7): 1-4P
- [42] David A Degenhardt, Christian C Fromuth. Monitoring in the Tualatin River Basin to assess the effectiveness. *Environmental Monitoring and Assessment*[J]. 1993, 26(3): 235-247P
- [43] Pradeep K. Mishra, Zhi-Qiang Deng. Sediment TMDL Development for the Amite River. *Water Resources Management*[J]. 2009, 23(5):839-852 P
- [44] Srinija Srinivasan, Leonard Ortolano. Factors Influencing Adoption of Automation at Wastewater Treatment Plants in Japan[J]. *The Journal of Technology Transfer* 1994, 19(1):33-42P
- [45] M. Clercq. The political economy of green taxes: The Belgian experience[J]. *Environmental and Resource Economics* 1996, (8): 273-291P
- [46] R. Hawkins. The Use of Economic Instruments and Green Taxes to Complement an Environmental Regulatory Regime[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2000(123): 379-394P
- [47] Heaton, R. D, Denver. Wastewater Reclamation and Reuse[J]. *GeoJournal*, 1981 5(5): 483-501P
- [48] A. Brenner, S. Shandalov, R. Messalem, A. Yakirevich, G. Oron, M. Rebhun. Wastewater Reclamation for Agricultural Reuse in Israel Trends and Experimental Results[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2000 12(3): 167-182P
- [49] C. Pharino. Sustainable water quality management policy the role of trading: the U.S. Experience [M]. Springer Netherlands, 2007:45P
- [50] Mohammad Hossein Niksokhan, Reza Kerachian, Pedram Amin. A stochastic conflict resolution model for trading pollutant discharge permits in river systems[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009: in press
- [51] C. J. Rickwood, G. M. Carr. Development and sensitivity analysis of a global drinking water quality index[J]. *Environmental Monitoring and*

- Assessment, 2009, 156(4): 73-90P
- [52] Adrienne J. Sutton, Thomas R. Fisher, Anne B. Gustafson. Historical Changes in Water Quality at German Branch in the Choptank River Basin[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2009, 199(4):353-369P
- [53] R. K. Isaac, T. K. Khura, J. R. Wurmbrand. Surface and subsurface water quality appraisal for irrigation[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009: in press
- [54] John H. Dorsey. Improving water quality through California's Clean Beach Initiative: an assessment of 17 projects[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009: in press
- [55] 徐鸿德. 关于水资源分配引入市场机制的探讨[J]. 上海环境科学, 1991, (2): 2-5 页
- [56] 何逢标, 唐德善. 塔里木河流域适时水权: 构架初始水权与水量调度间的桥梁[J]. 干旱区资源与环境, 2007, (3): 11-14 页
- [57] 李月, 贾绍凤. 水权制度选择理论——基于交易成本、租值消散的研究[J]. 自然资源学报, 2007, (5): 692-699 页
- [58] 胡军华. 基于初始水权分配的阿克苏河流域适时水权管理研究[J]. 干旱区资源与环境, 2007, (10): 79-82 页
- [59] 王亚华. 关于我国水价、水权和水市场改革的评论[J]. 中国人口·资源与环境, 2007, (5): 153-158 页
- [60] 夏朋, 倪晋仁. 流域水权初始分配机制中的节水激励[J]. 中国人口·资源与环境, 2008, (3): 206-209 页
- [61] 张小民. 中国水权管理制度问题及政策建议[J]. 软科学, 2008, (8): 77-90 页
- [62] 吴齐. 水伦理在水资源保护与水权管理中的价值[J]. 人民长江, 2008, (18): 99-100 页
- [63] 韩锦绵, 马晓强. 共生与过渡: 中国水权市场的构架和运行[J]. 中国人口·资源与环境, 2008, (5): 161-167 页
- [64] 张丽珩. 流域初始水权配置[J]. 系统工程, 2008, (12): 83-86 页
- [65] 马晓强, 韩锦绵. 政府、市场与制度变迁——以张掖水权制度为例[J]. 甘肃社会科学, 2009, (1): 49-53 页

- [66] 刘东勃.水权交易中的水量分配问题[J].水利经济,2009,(1):49-51 页
- [67] 乔刚,王中义,潘朗.我国水权流转主、客体范围的厘定[J].行政与法,2009,(3):117-119 页
- [68] 何逢标.塔里木河流域水权市场构建探讨[J].干旱区资源与环境,2009,(7):44-47 页
- [69] 王清军.取水权流转的若干问题研究[J].资源开发与市场,2009,(7):625-631 页
- [70] 向朝晖,刘攀.洞庭湖区水权有偿出让应用研究[J].人民长江,2009,(14):84-85 页
- [71] 王清军.排污权交易若干问题之思考——以水污染为视角[J].武汉理工大学学报(社会科学版),2009,(4):65-72 页
- [72] 张勇传,李福生,熊斯毅,黄益芬.水电站水库群优化调度方法的研究[J].水力发电,1981,(11):48-52 页
- [73] 李同升,徐冬平.基于 SD 模型下的流域水资源-社会经济系统时空协同分析——以渭河流域关中段为例[J].地理科学,2006,(5):551-556 页
- [74] 夏朋,倪晋仁.政府管制下的水权制度博弈分析[J].中国人口.资源与环境,2007,(5):75-79 页
- [75] 王慧敏,佟金萍,林晨,刘银,张晓璇.基于 CAS 的水权交易模型设计与仿真[J].系统工程理论与实践,2007,(11):164-176 页
- [76] 李长杰,王先甲,范文涛.水权交易机制及博弈模型研究[J].系统工程理论与实践,2007,(5):90-94 页
- [77] 刘妍,郑丕谔.初始水权分配中的主从对策研究[J].软科学,2008,(2):91-93
- [78] 玄英姬,许江松.水资源优化配置的冲突问题博弈分析[J].三峡大学学报(自然科学版),2008,(1):35-37 页
- [79] 戴天晟,赵文会,顾宝炎,孙绍荣.基于实物期权理论的水权期权价值评估模型[J].系统工程,2009,(5):67-71 页
- [80] 孟戈,王先甲.水权交易的效率分析[J].系统工程,2009,(5):121-123 页
- [81] 王慧,王慧敏.基于期权市场和现货市场的水资源配置最优策略研究[J].经济纵横,2009,(5):88-90 页
- [82] 余美,芮孝芳.宁夏银北灌区水资源优化配置模型及应用[J].系统工程理

- 论与实践,2009,(7):181-192 页
- [83] 吕一兵,万仲平,胡铁松,陈忠.水资源优化配置的双层规划模型[J].系统工程理论与实践,2009,(6):114-119 页
- [84] 唐德善,陆海曙.塔里木河下游输水优化配置模型研究[J].水科学进展,2009,(3):441-445 页
- [85] 兰峰.再生水资源行业资本结构的优化模型与分析[J].统计与决策,2009,(6):59-61 页
- [86] 刘洋,胡恩召,贾利民.组合优化的城市供水量预测模型[J].计算机仿真,2008,(8):77-82 页
- [87] 王慧敏,王慧,仇蕾,刘银,佟金萍.水期权及其定价模型——以南水北调东线为例[J].系统工程,2008,(7):45-51 页
- [88] 方燕娜,陈兴伟,杨青春.多层递阶方法在变化环境下非一致性水文序列分析中的应用[J].自然资源学报,2008,(3):528-533 页
- [89] 宁宝英,何元庆.丽江古城的旅游发展与水污染研究[J].中国人口·资源与环境,2007,(5):123-127 页
- [90] 黄凯,郭怀成,郁亚娟,刘永.流域水污染综合防治的生态效益分析[J].中国人口·资源与环境,2007,(6):109-112 页
- [91] 施南峰,李海明,陈国华,叶建杰,虞建锋.浙江省慈溪市水环境污染现状及控制策略[J].疾病监测,2008,(1):61-64 页
- [92] 李丽.对完善我国水污染防治法的思考[J].经济师,2008,(1):87-88 页
- [93] 孟宪林,于长江,孙丽欣.突发水环境污染事故的风险预测研究[J].哈尔滨工业大学学报,2008,(2):223-225 页
- [94] 石红梅.昌平区温榆河水系水污染研究[J].水利水电技术,2008,(5):10-19 页
- [95] 王庆改,赵晓宏,吴文军,杨木水,马强,刘坤.汉江中下游突发性水污染事故污染物运移扩散模型[J].水科学进展,2008,(4):500-504 页
- [96] 叶松,谭德宝,陈蓓青,黄艳芳.水污染扩散模拟三维可视化研究[J].系统仿真学报,2008,(16):4453-4457 页
- [97] 尹常健,梁晨辉.突发性水环境污染事故刑事案例探析[J].环境保护,2008,(22):40-42 页
- [98] 易志斌,马晓明.我国跨界水污染问题产生的原因及防治对策分析[J].科

- 技进步与对策,2008,(12):151-152 页
- [99] 郑丽波,史利江,俞立中,贾丽,王莹.水污染控制规划的 GIS 辅助技术研究[J].长江流域资源与环境,2009,(2):175-178 页
- [100] 王希泉,张阳,周海炜.基于非市场环境的企业社会责任博弈分析:以水污染为例[J].软科学,2009,(3):40-44 页
- [101] 王飞儿,徐向阳,方志发,俞洁.基于 COD 通量的钱塘江流域水污染生态补偿量化研究[J].长江流域资源与环境,2009,(3):260-263 页
- [102] 李云生.从流域水污染防治看“河长制”[J].环境保护,2009,(9):24-25 页
- [103] 冷罗生.《水污染防治法》值得深思的几个问题[J].中国人口·资源与环境,2009,(3):66-69 页
- [104] 司言武,全意波.我国水污染税税率设计研究:以工业废水为例[J].经济理论与经济管理,2009,(6):36-40 页
- [105] 徐丙立,林琚,龚建华,臧永强,黄明祥.扬州市区京杭大运河水污染可视化模拟研究[J].系统仿真学报,2009,(12):3653-3657 页
- [106] 张永明,胡一珍,严荣,刘芳.用生物膜缺氧修复受污染的城市河道水[J].环境科学,2009,(7):1920-1924 页
- [107] 姬鹏程,孙长学.完善流域水污染防治体制机制的建议[J].宏观经济研究,2009,(7):33-38 页
- [108] 余建英.数理统计分析与 SPSS 应用[M].人民邮电出版社,2003:294 页
- [109] 马庆国.管理统计[M].科学出版社,2002:319-323 页
- [110] 王娜,李明三.分配中国水量[N].21 世纪经济报道,2006-04-21
- [111] 毕铭.国务院批复《永定河干流水量分配方案》[N].中国水利报,2008-01-11
- [112] 谢元鉴,胡淑婷.江西完成五大江河水量分配工作[N].中国水利报,2008-08-05
- [113] 叶珊.东莞年分东江水 20.95 亿方[N].东莞日报,2008-09-02
- [114] 李坤.水利部批复大凌河流域水量分配方案[N].中国水利报,2008-11-25
- [115] 丛爽.径向基函数网络的功能分析与应用的研究[J].计算机工程与应用,2002,(3):85-87 页
- [116] 范晔,周泓.作业排序模拟退火算法影响因素分析和一种多次淬火模拟退

- 火法[J].系统工程理论方法应用,2003,(1):73-74 页
- [117] 刘思峰,党耀国,方志耕.灰色理论及应用[M].科学出版社,2005:100-109 页
- [118] 缪应祺.水污染控制工程[M].东南大学出版社,南京,2002:5 页
- [119] 郑涛,穆怀珍,黄衍初.非点源污染控制研究进展[J].环境保护,2005,(2):31-34 页
- [120] 王小文.水污染控制工程[M].煤炭工业出版社,北京,2002:9 页
- [121] 张军,梁川.基于灰色关联系数矩阵的 TOPSIS 模型在水环境质量评价中的应用[J].四川大学学报(工程科学版),2009,(4):97-100 页
- [122] 周林飞,许士国,孙万光.基于灰色聚类法的扎龙湿地水环境质量综合评价[J].大连理工大学学报,2007,(2):240-245 页
- [123] 刘仁兵,袁治平,郭雪松.基于无偏灰色模型的水环境预测研究[J].科学与管理,2009,(2):47-49 页
- [124] 杨芳,原松.基于 BP 神经网络的水环境质量评价模型的研建[J].人民长江,2008,(23):46-48 页
- [125] 朱长军,李文耀,张普.人工神经网络在水环境质量评价中的应用[J].工业安全与环保,2005,(2):27-29 页
- [126] 祝慧娜,袁兴中,曾光明等.基于区间数的河流水环境健康风险模糊综合评价模型[J].环境科学学报,2009,(7):1527-1533 页
- [127] 邵立南,何绪文,王春荣等.基于层次分析-模糊综合评价的矿井水质量评价[J].辽宁工程技术大学学报(自然科学版),2008,(3):450-453 页
- [128] 赵德勇,宋辉.基于熵权的改进型多指标综合评估方法及应用[J].军械工程学院学报,2001,13(3):47-51 页
- [129] 杨开云,王亮,朱峰.改进的熵权模糊评价模型在水利工程中的应用[J].节水灌溉,2007,(8):60-62 页
- [130] 周思毅,罗毅.我国小草浆厂污染治理技术分析和评价[J].环境科学研究,1999,(5):24-27 页
- [131] 全玉莲,郭慧玲,梁红等.水污染治理投资与工业废水排放的关系研究[J].节水灌溉,2008,(6):27-29 页
- [132] 宇永益,冷广东.工业污染点源削减吨 COD 需投资金额的探讨[J].山东环境,1996,(3):6-7 页

- [133] 张智, 杨骏骅. 城市内湖综合治理及效果评价[J]. 水科学与工程技
术, 2006, (1): 27-29 页
- [134] 实现“十一五”环境目标政策机制课题组. 中国污染减排战略与政策[M].
中国环境科学出版社, 北京, 2008: 94-130 页
- [135] A. Charnes, W. Cooper, E. Rhodes. Measuring the efficiency of decision
making units[J]. European journal of operational research, 1978,
15(2): 429-444P
- [136] Fare R, Grosskopf S, Lindgren B, Roos P. Productivity change in Swedish
pharmacies 1980-1989: A nonparametric Malmquist approach[J]. Journal of
Productivity Analysis, 1992, 36(3): 85-102P
- [137] Fare R, Grosskopf S, Norris, M. Zhang Z. Productivity growth, technical
change and efficiency change in industrialized countries[J]. American
Economic Review, 1994, 84(1): 66-83P

攻读博士学位期间发表的论文和取得的科研成果

发表的论文:

- [1] 陈旭升,范德成.中国工业水污染状况及其治理效率实证研究.统计与信息论坛,2009,(3): 30-35 页(CSSCI)
- [2] 陈旭升,李磊,范德成.我国水权交易管理模式研究.生产力研究,2007(5): 50-51 页(CSSCI)
- [3] 陈旭升,范德成,綦良群.我国发展现代农业的策略研究.统计与决策,2008(13): 111-114 页(CSSCI)
- [4] 陈旭升,綦良群,范德成.资源型城市产业创新策略研究.商业研究,2008(12): 23-27 页(CSSCI)
- [5] 陈旭升,綦良群,孙勋成.基于产业创新的黑龙江省劳动力转移策略探讨.科技与管理,2008(2): 105-108 页(CSSCI 扩展)
- [6] 陈旭升,彭海燕.黑龙江省城市化与服务业互动发展研究.学术交流,2006(8): 81-83 页
- [7] 陈旭升,綦良群,孙勋成.黑龙江省工业产业创新策略研究.商场现代化,2008(2): 260-261 页
- [8] 陈旭升,陈春明.基于信息技术的 ECR 管理模式研究.商业研究,2006(07): 100-102 页
- [9] 陈旭升,孙勋成,綦良群.黑龙江省产业与城市化互动发展策略研究.商场现代化,2008(3): 272-273 页
- [10] 陈旭升,李磊.我国水权交易发展中若干问题研究.商业研究,2006(8): 158-160 页

科研成果:

- [1] 中国水资源配置管理研究(20070217065), 教育部博士点基金项目,项目组成员,在研 2008.01-2010.12

致 谢

在完成论文之际,感谢我的导师范德成教授,在攻读博士期间导师无论从做人方面,还是治学方面都给我树立榜样。导师渊博的学识、丰富的经验、严谨的治学态度,废寝忘食的工作精神,一丝不苟的工作作风,在学术研究道路上孜孜不倦的探索精神和高尚的人格力量,这一切都深深影响着我,不仅使我在专业知识和理论方面得到提高,并且在人生观建立方面使我受益匪浅。导师以敏锐的洞察力对论文选题、构思、章节设置进行改正,在论文主题提炼和最后修改定稿过程中导师付出了大量的心血,论文的完成凝聚着导师的智慧和思想。在此,谨向我的导师范德成教授表示深深的感谢和崇高的敬意!

在哈尔滨工程大学学习期间,学校浓厚的学习氛围,严谨的治学风气对完成学业起到了重要的推动作用,哈尔滨工程大学经济管理学院的老师给予我许多帮助和支持,衷心感谢李柏洲教授、刘希宋教授、陈伟教授、张铁男教授、孟凡生教授、傅毓维教授、徐建中教授、梁静国教授、赵金楼教授、龚福麟教授、宋艳教授、杜蓉教授,感谢他们在学习期间无私的传授理论知识,在形成论文思路等方面给予我的指导与帮助,使我能顺利完成学业。

在论文研究工作中,得到了实验室潘霞、胡顺东、王晓辉、唐晓旭等同学的真诚帮助,在此表示深深的谢意。真诚地感谢哈尔滨理工大学同事们所给予的无私帮助。

感谢家人的大力支持。

衷心感谢在哈尔滨工程大学求学生活中,给予我帮助的人们!

个人简历

姓名：陈旭升

性别：男

出生：1970 年 5 月 29 日

籍贯：辽宁北镇市

学习与工作经历

1988 年 9 月至 1992 年 7 月	大连理工大学	学生
2001 年 9 月至 2004 年 3 月	哈尔滨理工大学	硕士研究生
2005 年 9 月至今	哈尔滨工程大学	博士研究生
1992 年 9 月至 1997 年 7 月	哈尔滨飞机制造公司	工程师
1997 年 8 月至今	哈尔滨理工大学	教师

