



分类号\_\_\_\_\_

UDC\_\_\_\_\_

密级\_\_\_\_\_

编号\_\_\_\_\_

# 中国水利水电科学研究院 学位论文

## 流域治理修复型水生态补偿研究

学位类别 工学博士

学科专业 水文学及水资源

作者姓名 付意成

指导教师 阮本清 教高

中国 北京

二〇一三年五月



# **Study on Watershed Water related Eco-compensation of Restoration-type**

|               |                                            |
|---------------|--------------------------------------------|
| Degree Grade: | Doctor of Engineering                      |
| Major:        | Hydrology & Water<br>Resources Engineering |
| Candidate:    | Fu Yicheng                                 |
| Supervisor:   | Professor Ruan Benqing                     |

May, 2013

China Institute of Water Resources and Hydropower Research  
(IWHR), Beijing, 100038, China

图书分类码\_\_\_\_\_

UDC \_\_\_\_\_

密级\_\_\_\_\_

博士学位论文

流域治理修复型水生态补偿研究

付意成

指导教师(职称、学位、单位名称)

阮本清 教高 博士 中国水利水电科学研究院

申请学位级别 工学博士 专业名称 水文学及水资源

论文提交日期 2013 年 5 月 13 日 论文答辩日期 2013 年 5 月 25 日

学位授予单位和日期 中国水利水电科学研究院 2013 年

答辩委员会会主席\_\_\_\_\_

评阅人\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

2013 年 5 月

中国 北京

## 关于学位论文的独创性声明

本人郑重声明：所呈交的论文是本人在导师指导下独立进行研究工作所取得的成果，论文中有关资料和数据是实事求是的。尽我所知，除文中已经加以标注和致谢外，本论文不包含其他人已经发表或撰写的研究成果，也不包含本人或他人为获得中国水利水电科学研究院或其它教育机构的学位或证书等而使用过的材料。

若有不实之处，本人愿意承担相关法律责任。

学位论文作者签名：付志成

2013年5月31日

## 摘 要

随着我国经济社会的飞速发展和对水资源的过度开发利用,大多数流域的生态环境状况不容乐观,在一定程度上限制了水生态服务价值的发挥。为促进经济社会、生态环境的全面协调可持续发展,从经济补偿、综合管理层面出发,对因缺水或水污染造成水生态破坏的流域进行治理,最大程度的恢复或补救受损流域的水生态功能,已成为当前迫切需要解决的现实问题。本论文依托国家自然科学基金项目“流域生态补偿理论、方法与实现机制研究”,对流域治理修复型水生态补偿研究的理论体系、定量测算标准和完善实施机制等问题开展了系统研究。以永定河官厅水库以上流域为案例,进行了水生态补偿标准及实施策略的实例研究。

首先,从水资源开发利用综合影响评价的层面入手,结合流域发展的总体目标要求,分析了流域水生态类型与特征;通过对治理修复型流域水生态补偿的概念特征进行阐述,构建了相应的流域尺度的水生态补偿理论体系。

基于价值转移、社会公平和合作博弈等理论,进行流域水生态保护损益价值、水量水质控制、水处理成本等的分析研究,归纳提炼了治理修复型水生态补偿分类标准的计算方法。

(1) 合理界定了自然、人为因素对流域水资源开发利用影响程度,提出基于断面水量用途、水质控制目标的流域水生态补偿标准测算框架;

(2) 以社会公平机制、合作博弈为基础,利用参数区间最优、博弈理论对用水联盟最优水量的分配进行约束,构建流域整体用水部门的效益最大化水量分配模型,测算流域均衡用水补偿标准;

(3) 为促进流域整体治污效果最优,以水功能区典型断面的水质控制目标为基准,结合上下游之间的经济发展状况,在充分利用水体自净能力的前提下,综合确定总治理成本-模糊风险-安全系数间的均衡曲线,给出基于治污投入的优化补偿标准。

(4) 针对流域农业可持续发展程度较低的状况,基于能值与价值之间的可转化性,提出了农业面源污染物产生量及上下游生态补偿标准测算方法。

为全面反映流域多元化的水生态服务价值,从价值转移的层面入手核算流域损益补偿标准:借鉴流域生境及物种多样性、不同水域相关功能属性的差异性,从河流生态系统、森林生态系统、湿地生态系统层面考虑,借助投入产出对应关系确定受益补偿标准;以限制发展机会成本、水源涵养损失机会成本为依据,提出了流域生态受损补偿标准计算方法。

在综合考虑自然资源、生态环境和经济社会等要素的基础上,运用植被的去势(降

势) 典范对应分析和环境矩阵的 CANOCO 法进行流域物种组成和环境因素间的变量分析, 提出了流域水生态恢复优先序判定的评价方法。以生态物理和经济社会构成要素和发展规律为基础, 构建了 ERP 和 PES 的科学和实践平台, 从系统合作的层面处理补偿管理中的相关复杂问题。从流域治理修复型水生态补偿实施机制的主要影响要素着手, 针对补偿资金的使用、政策实施、农业面源污染监管 3 个方面, 结合 BMPs 联合管理、整体优化思想给出反馈机制实施框架。

选择永定河官厅水库以上流域为典型区, 以 2007 年流域山西省、河北省出境断面的下泄水量为控制基准, 通过确定污染物的入河量、流域水生态保护损益成本、区域均衡用水分配量, 进行流域水生态补偿标准的测算。结合最优管理模式和系统优化理论, 从研究区水生态环境最大程度改善层面出发, 给出了基于社会机制、生态要素、管理体制的永定河流域水生态补偿实施及完善策略。

**关键词:** 流域治理修复型; 水生态补偿; 理论体系; 补偿标准; 实施机制

## Abstract

At present, the ecological environment situation of most watersheds in China is bad, as the result of the economic and social rapid development and over-use of water resources. The state limits the expression of water ecosystem service function. To promote the sustainable development of the socioeconomic and ecological environment, and to achieve the harmony between human beings and nature, we should apply ecological restoration methods to hold back the destruction of water related ecosystems from the level of watershed governance and economic compensation. The thesis relies on the National Natural Science Foundation project "Ecological Compensation Theory, Method and Realization Mechanism Study", and gives the systematic research on theoretical system, compensation standard and implementation mechanism of watershed water related eco-compensation of restoration. The thesis gives eco-compensation standard calculation method and implementation key point taking the Yongding River basin as the study area.

The thesis elaborates the type and characteristics of watershed water ecological destruction from the level of water resources development and utilization evaluation. Combining the existing theoretical results and successful experience, the thesis analyzes the theoretical system of ecological compensation in-depth to form the perfect theoretical system of watershed water related eco-compensation of restoration.

The thesis gives the water eco-compensation classification standards and calculation method based on the theory of value transfer, social equity and cooperative game.

(1) On the basis of distinguishing the impact degree to watershed water resources development and utilization between nature and human factors, the thesis present the watershed compensation standard calculation framework according to the indiscerptible attribute of water quantity and quality.

(2) Taking social equity restrain mechanism for the optimal water quantity distribution process of water user alliance as the foundation, an optimal decision process of water quantity equitable distribution based on parameter interval optimal and game theory inside watershed is provided.

(3) Establishing cost standard should be considered as the ultimate goal or target value indicating a negligible risk of adverse effects on use of the water and on the ecological functions of waters. The thesis supplied the pollutant discharge-treatment trade-off curve to establish the total treatment cost by containing pollutant discharge permits trading and water quality requirements for uses of the relevant water environment.

(4) The thesis gives the study method of agro-ecological compensation standard based on the conversion between emergy and value.

Next, the thesis supplies Yongding River Basin benefit compensation standard by

considering ecosystem species and habitats diversity, water body function differentiation from river, forest and wetland system.

The thesis present evaluation method of watershed water ecological restoration priority, by considering the natural resources, eco-environment, and socioeconomic factors, also elaborates the implementation mechanism of watershed water related eco-compensation. The thesis gives the theoretical framework and quantitative evaluating method to judge the priority of water ecological restoration from the level of system theory. Connecting the different situations of ecological governance, the program of determining watershed ecological restoration priority is given. The thesis generated ERP and PES platform from the view of science and practice, to solve the complex problems from the level of cooperation. To improve people's WTP to protect ecology, the thesis chose typical areas, studying people's WTP and the payment amount under 3 different circumstances. Considering from the major impact factors of watershed governance, the thesis generates feedback mechanism implementation framework based on compensation funds use, policy implementation, and supervision of agricultural nonpoint source pollution.

The thesis gives eco-compensation standard calculation method and implementation key point taking the Yongding River basin as the study area. The thesis elaborates the theoretical basis and analysis method of watershed water related eco-compensation, as well as determines the output amount of contaminants, watershed water ecological services value and protection/restoration cost. To realize the equilibrium development of different regions in the watershed, combining integrated BMP strategies and system optimization theory, the thesis develops a general system to assess the mechanism of Yongding River basin water related eco-compensation implementation and feedback.

**Key words:** watershed with restoration-type, water related eco-compensation, theoretical system, compensation standard, implementation mechanism

# 目 录

|                                     |           |
|-------------------------------------|-----------|
| <b>第一章 绪 论</b> .....                | <b>1</b>  |
| 1.选题背景和意义.....                      | 1         |
| 2.国内外研究状况.....                      | 3         |
| 2.1 理论研究.....                       | 3         |
| 2.2 实践探索.....                       | 6         |
| 3.研究内容和技术路线.....                    | 12        |
| 4.创新点.....                          | 14        |
| 5.小结.....                           | 15        |
| <b>第二章 流域治理修复型水生态补偿理论体系研究</b> ..... | <b>16</b> |
| 1.流域水生态补偿.....                      | 16        |
| 1.1 概念阐述.....                       | 16        |
| 1.2 经济基础.....                       | 20        |
| 1.3 影响要素.....                       | 21        |
| 1.4 实施状况.....                       | 22        |
| 2.流域治理修复特征研究.....                   | 24        |
| 1.1 流域水生态破坏判定.....                  | 25        |
| 1.2 治理与修复关系阐述.....                  | 26        |
| 1.3 流域治理修复控制方针.....                 | 26        |
| 1.4 流域治理修复实施必要性.....                | 26        |
| 1.5 流域治理修复控制策略.....                 | 27        |
| 3.流域治理修复型水生态补偿.....                 | 28        |
| 3.1 概念特征.....                       | 28        |
| 3.2 影响要素.....                       | 29        |
| 3.3 实施特点.....                       | 30        |
| 3.4 实施类型.....                       | 33        |
| 3.5 实施可适性.....                      | 36        |
| 4.小结.....                           | 40        |
| <b>第三章 流域治理修复型水生态补偿标准研究</b> .....   | <b>42</b> |
| 1.流域水生态补偿标准研究.....                  | 42        |
| 1.1 研究方法.....                       | 43        |
| 1.2 研究状况.....                       | 48        |
| 1.3 定量测算.....                       | 51        |
| 2.流域均衡用水补偿标准研究.....                 | 60        |

## 目 录

|                                 |            |
|---------------------------------|------------|
| 2.1 公平用水补偿标准 .....              | 60         |
| 2.2 合作博弈补偿标准 .....              | 63         |
| 3.生态保护成本补偿标准研究 .....            | 68         |
| 3.1 污染治理成本补偿 .....              | 68         |
| 3.2 农业面源成本补偿 .....              | 74         |
| 4.流域水生态补偿标准实效判定 .....           | 77         |
| 4.1 理论基础 .....                  | 77         |
| 4.2 效益模型 .....                  | 78         |
| 5.小结 .....                      | 81         |
| <b>第四章 永定河流域水生态现状分析 .....</b>   | <b>83</b>  |
| 1.研究区概况 .....                   | 84         |
| 1.1 地理条件 .....                  | 84         |
| 1.2 水资源状况 .....                 | 85         |
| 1.3 经济社会 .....                  | 91         |
| 1.4 区域概化 .....                  | 91         |
| 2.水资源开发利用 .....                 | 95         |
| 2.1 水量核算 .....                  | 95         |
| 2.2 污染物量计算 .....                | 103        |
| 3.典型污染计算 .....                  | 106        |
| 3.1 农业面源污染 .....                | 106        |
| 3.2 城市径流污染 .....                | 113        |
| 3.3 畜禽养殖 .....                  | 122        |
| 3.4 点源污染物入河 .....               | 124        |
| 3.5 面源污染物入河 .....               | 126        |
| 4.水质状况 .....                    | 129        |
| 4.1 判定依据 .....                  | 129        |
| 4.2 评价方法 .....                  | 130        |
| 4.3 污染物降解 .....                 | 132        |
| 5.小结 .....                      | 138        |
| <b>第五章 永定河流域水生态补偿标准研究 .....</b> | <b>140</b> |
| 1.流域水生态补偿框架 .....               | 140        |
| 1.1 实施基础 .....                  | 140        |
| 1.2 补偿框架 .....                  | 141        |
| 2.断面水生态补偿标准 .....               | 143        |
| 2.1 水量补偿标准 .....                | 144        |
| 2.2 水质补偿标准 .....                | 145        |

|                                  |            |
|----------------------------------|------------|
| 3.流域均衡用水补偿标准.....                | 146        |
| 3.1 公平用水补偿标准.....                | 146        |
| 3.2 合作博弈补偿标准.....                | 149        |
| 4.生态损益补偿标准.....                  | 150        |
| 4.1 生态受益价值补偿标准.....              | 150        |
| 4.2 生态受损价值补偿标准.....              | 157        |
| 5.生态保护成本补偿标准.....                | 159        |
| 5.1 污染治理成本补偿.....                | 159        |
| 5.2 农业面源成本补偿.....                | 166        |
| 6.补偿标准.....                      | 171        |
| 7.污染物消减程度.....                   | 172        |
| 8.补偿标准实效判定.....                  | 173        |
| 8.1 经济可适性.....                   | 173        |
| 8.2 实效判定.....                    | 174        |
| 9.小结.....                        | 176        |
| <b>第六章 永定河流域水生态补偿实施机制研究.....</b> | <b>178</b> |
| 1.水生态补偿机制实施.....                 | 178        |
| 1.1 联合管理.....                    | 178        |
| 1.2 优化策略实施.....                  | 183        |
| 2.水生态补偿机制完善.....                 | 191        |
| 2.1 影响水生态保护的社会因素模拟.....          | 191        |
| 2.2 流域水生态指标联合管理框架.....           | 199        |
| 2.3 流域水生态补偿管理机制.....             | 204        |
| 3.水生态补偿实施反馈.....                 | 206        |
| 3.1 补偿资金使用监管.....                | 206        |
| 3.2 补偿政策实施反馈.....                | 207        |
| 3.3 农业面源污染治理.....                | 208        |
| 4.小结.....                        | 209        |
| <b>第七章 结论与建议.....</b>            | <b>211</b> |
| 1.结论.....                        | 211        |
| 2.建议.....                        | 212        |
| <b>附录.....</b>                   | <b>213</b> |
| <b>参考文献.....</b>                 | <b>215</b> |
| <b>科研及获奖情况.....</b>              | <b>225</b> |
| <b>学术论文发表情况.....</b>             | <b>226</b> |
| <b>致 谢.....</b>                  | <b>228</b> |

## 第一章 绪 论

### 1. 选题背景和意义

生态环境问题是一个非常古老的问题。自从地球上出现人类以来,生态环境问题便作为与人类社会最为密切的一种伴生现象长期存在着<sup>[1]</sup>。联合国在 1972 年人类环境会议上提出“我们只有一个地球”,并指出“未来人类面临的挑战将主要来自经济和生态环境方面”。当前,部分发达国家及科技界对资源和环境的态度,已从盲目开发利用转变为保育和协调;人们的环境意识已由增长的极限演化为全球变化与可持续发展<sup>[2]</sup>。在中国,生态环境问题尤为严重,生态破坏的范围在扩大、程度在加剧、危害在加重<sup>[3]</sup>。

近年来,随着我国经济社会的飞速发展和对水资源的过度开发利用,大多数流域的生态环境状况不容乐观。在水资源短缺情景下,用水部门间激烈的竞争进一步加剧了水资源分配的不均衡性。生态缺水引起的环境破坏已严重影响到流域的可持续发展。经济社会“又快又好”发展背后的高耗水和超标排放污水,对水资源生态服务价值的发挥起到一定的遏制作用。鉴此,为促进经济社会、生态环境的全面协调可持续发展,从经济补偿、管理层面出发对因缺水和水污染造成水生态破坏的流域进行综合治理,最大程度的恢复或补救受损流域的生态服务功能,已成为实现人与自然和谐共处的关键技术。从长远发展考虑,建立流域水生态补偿机制,尤其是进行科学合理的补偿标准研究,是用水竞争激烈的流域遏制水环境恶化趋势的主要策略。

生态补偿作为一种新型的环境管理制度,在协调生态环境保护中各种利益关系、维护社会公平等方面效果显著,如美国、英国、德国、日本、瑞典等国家依靠实施生态补偿机制解决了经济社会发展中的资源耗竭和生态破坏问题<sup>[4]</sup>。流域生态补偿起源于德国 1976 年开始实施的 *Engriffsregelung* 政策和美国 1986 年开始实施的湿地保护 *No-net-loss* 政策。流域水循环的整体性、生态服务价值的共享性以及区域发展的不均衡性,导致在对流域水生态服务价值的开发利用过程中出现成本效益的不对称问题,实施流域水生态补偿正是解决这一问题的有效手段。流域水生态补偿作为一种将环境外部效应内部化的经济激励措施,是实现生态治理工作从重点治理向预防保护、综合治理、生态修复相结合转变的基础,日益备受关注。

流域治理修复型水生态补偿的提出具有一定的时代背景和理论依据。治理修复型水生态补偿的内涵和要求,从不同层面反映出恢复河湖健康、遏制地下水超采、治理水环境、水生态脆弱河流生态修复的重要性和紧迫性。《国务院关于实行最严格水资源管理制度的意见》(国发[2012]3 号)指出:加强重要生态保护区、水源涵养区、江河源头区和湿地的保护,开展内源污染整治,推进生态脆弱河流和地区水生态修复,建立健全水

生态补偿机制。正如“十二五”规划纲要中指出的“加快建立生态补偿机制，加强重点生态功能区的保护和管理，增强涵养水源、保持水土、防风固沙能力，保护生物多样性。”，充分体现出生态补偿机制的实施在促进生态治理恢复方面的重要性。“十八大”报告提出“建立反映市场供求和资源稀缺程度、体现生态价值和代际补偿的资源有偿使用制度和生态补偿制度。积极开展节能量、碳排放权、排污权、水权交易试点。”，表明生态补偿已成为解决我国经济社会发展中出现的环境问题的重要手段。

实施流域水生态补偿机制是紧扣时代背景，贯彻落实科学发展观的具体行为体现。自“要完善生态补偿政策，尽快建立生态补偿机制”提出以来，《国务院 2007 年工作要点》（国发[2007]8 号）便将“加快建立生态环境补偿机制”作为实施节能减排工作的重要。国家《节能减排综合性工作方案》（国发[2007]15 号）也明确要求改进和完善资源开发生态补偿机制，开展跨流域生态补偿试点工作。针对当前大多数流域日益脆弱并逐步退化的生态系统，2008 年中央“一号文件”逐步深化的给出流域生态补偿工作的实施重点：即“建立健全森林、草原和水土保持生态效益补偿制度，多渠道筹集补偿资金，增强生态功能”；2009 年提出要“提高中央财政森林生态效益补偿标准，启动草原、湿地、水土保持等生态效益补偿试点”；2010 年进一步要求“加大力度筹集森林、草原、水土保持等生态效益补偿资金”；2011 年明确指出“搞好水土保持和水生态保护：继续推进生态脆弱河流和地区水生态修复，加快污染严重江河湖泊的水环境治理；加强重要生态保护区、水源涵养区、江河源头区、湿地的保护”。自“十一五”规划、“十七大”报告相继提出要建立完善生态补偿机制以来，生态补偿机制的完善策略研究已被列为我国政府“十二五”规划的重点。

实施流域治理修复型水生态补偿作为完善生态补偿机制的重点举措，为建立系统的生态补偿标准体系，探索多样化的生态补偿模式，实现流域生态共建共享的长效机制提供依据。生态环境的恢复，难以简单地通过人类活动的退缩而恢复到原有的状态。为此，论文依托国家自然科学基金课题“流域生态补偿理论、方法与实现机制研究”，结合流域预防保护型水生态补偿的研究状况，选择竞争用水激烈、水污染物超标排放的官厅水库以上的永定河流域作为研究区，从水量水质属性和价值层面出发，全面研究补偿标准实施类型，形成较为完善的流域水生态补偿标准理论与方法体系，实现流域上下游达成的水生态可持续发展目标。

总之，我国自然条件及水资源状况的多样性、流域上下游经济社会发展状况的特殊性，使得流域治理修复型水生态补偿机制的研究具有较强的针对性和实用性。流域治理修复型水生态补偿作为寻求实现水生态价值多元化的一种综合手段，是协调当前社会发展进程中经济发展同生态资源开发利用间矛盾的一种有效策略。然而，我国对流域治理

修复型水生态补偿的相关研究刚处于起步阶段，在概念深化和实施机制研究等方面存在诸多问题尚未解决，亟需进行深入研究。

论文通过对流域治理修复型水生态补偿机制进行深入研究，有利于改变“先污染，后治理”的传统发展模式，增强流域上下游保护水资源及周边生态环境的积极性和责任感；利于建立流域水生态保护长效机制，完善我国流域水生态补偿体系，实现水资源的可持续管理具有一定的理论价值和实践意义。

## 2.国内外研究状况

流域水生态补偿作为一种治理与修复已被破坏的流域水生态的关键技术，被广泛的应用到水环境保护、水资源开发、流域管理等诸多领域。国外在流域生态补偿方面，具有相对完善的理论基础和实施体系，实践领域已涵盖与之相关的水资源、森林、矿产开采、农业、公用设施建设、交通等方面，补偿标准和反馈机制较为灵活，并且已将突发事件造成的风险损失考虑在内，可操作性强。

完善的管理体系是保证补偿机制长效实施的关键。国际上在对社会体系、补偿资金筹措方式、补偿标准制定实施等方面进行深入研究的基础上，从法制、经济、谈判协商角度建立起流域生态补偿管理体系，并且已在相关的流域进行了落实（如在“欧洲下水道”——莱茵河的治理中就显示出管理体系的完善性）。因此，国外已在治理修复型流域的生态补偿实施、管理方面积累了一定的经验，如美国、日本实施的具有生态补偿性质的流域管理计划。国内尚未构建治理修复型流域水生态补偿管理体系。当前主要针对流域水生态破坏的现状，结合区域发展规划和流域水生态恢复目标，借助中央、区域政府资金的扶持，从遏制生态退化、逐步恢复层面进行补偿标准的制定、实施体系的完善。

### 2.1 理论研究

#### 2.1.1 管理层面

当前国际上对流域水生态补偿机制的管理，通常依据补偿标准、区域特征，通过协调水生态保护的付出方与受益方之间的矛盾，实现流域水生态服务价值最大化。借助对流域上游正向生态保护行为的激励，依据下游地区的收益程度和潜在支付意愿协商确定补偿额度，是保证流域水生态补偿机制顺利实施的关键。流域生态补偿机制主要包括流域生态资源价值的评估体系、转移支付体系与管理体系<sup>[5]</sup>。水质招标或水质交易这种基于市场机制的管理工具的应用，可以提供给生态保护者更多的激励，鼓励其对流域生态环境进行治理改善。印尼个案的研究作为首先使用招标机制进行费用支付的研究，为水质招标在生态补偿方面的应用提供了经验参考<sup>[6]</sup>。纽约市政府在 1990 年，通过向上游卡茨基尔河和特拉华河流域内的奶牛场和林场经营者支付 4000 万美元，鼓励其采用环

境友好的生产方式进行生产,以减缓面源污染对流域水质的影响<sup>[7]</sup>。B.Kelsey Jack<sup>[8]</sup>选择肯尼亚的 Nyanza 省为实验模型,在上游土地使用投资和下游支付赔偿对应的情况下,进行个人对环境服务的干涉程度研究。结果表明,适度干预可能会影响个人对资源保护的行为决策,进而影响流域生态补偿标准的实施。Falk 等<sup>[9]</sup>利用不同的实验设计思路,证实流域上游对下游支付机制的不信任,可能会导致上游保护行为的低效收益率。由此,实现流域生态补偿的最佳途径是政府监督、协调的联合模式<sup>[10]</sup>。

协商机制是解决补偿标准实施过程中矛盾冲突的有效手段。哥斯达黎加的“水资源环境调节费”<sup>[11]</sup>、伊朗南部协商和非协商机制的水资源配置<sup>[12]</sup>、Niksokhan<sup>[13]</sup>的基于相关者利益冲突的污染物排放控制方法,从不同层面体现了协商机制在保障生态补偿机制运行中的重要性。Muradian, R.等<sup>[14]</sup>指出生态补偿机制的良性运作需要各方的共同合作,并阐述了进行广泛体制评估的重要性。

国内学者针对日益退化的流域水生态状况,结合国家或区域层面的法规体制,从流域水资源可持续利用的基本特征出发,构建基于水量水质联合调控的流域水生态补偿标准。针对饮用水源地生态补偿标准的界定,学者以生态建设成本投入与生态效益的差额作为依据,利于发挥竞争激励机制双向约束作用<sup>[15]</sup>。基于流域水体特征的水质控制目标对确定生态补偿量及资金流向起导向作用。曹国华等<sup>[16]</sup>通过确定污染转移量及排污对流域经济效益的影响,实现了排污量调整与污染物运移对应下的最优经济效益。崔琰<sup>[17]</sup>将流域水量、水质等水生态指标作为测算流域水生态补偿标准的控制因子,探讨可行的跨省流域水生态补偿实施机制。流域水生态补偿标准的研究过程与法规体制的约束作用密不可分,是从量化层面对现有规章制度的应用和完善。

### 2.1.2 方法层面

当前对流域生态补偿的概念虽未达成一致的见解,但对其实质的理解上却是相通的:利用经济和政策干预措施激励正向的生态保护行为,遏制生态破坏行为,实现流域生态环境与区域经济社会的协调可持续发展。流域生态补偿标准作为表征生态补偿策略可适性的关键,已成为生态补偿领域的研究重点。

流域作为一个闭合的整体系统,具有复杂的内部结构和功能特性。研究者结合各自的研究重点和专业特长,在对流域生态补偿实施机制进行深入研究的基础上,从水体特性(水量水质)、河道特性(水生态及周边环境)、土地特性(森林、湿地、农田)、社会特性(区域经济、发展差距)等方面进行了生态补偿标准的测算。

流域水生态补偿标准应由流域上、下游依据水污染治理成本投入及水生态保护丧失的机会成本,在政府政策的合理协调下,双方经博弈协商后给出。流域水生态补偿标准的界限,可以采用等量变差和补偿变差进行描述<sup>[18,19]</sup>:补偿变差指消费者为了获得对公

共物品的享用而必须支付的最大数额；等量变差指为了维持消费者的效用而需支付的最小补偿数额。当前对流域生态补偿“上限”（生态价值）的研究，一般根据生态服务的类型和属性，采用相应的经济核算方法实现其内在价值的外部性显现。国内外通常采用市场价值法、影子工程法（替代费用法）、旅行费用法进行计算。当前对补偿“下限”（生态资源供给者的收益损失）的确定，难以准确量化，一般借助支付意愿的相关调查，依据补偿前后流域水生态保护者失去的发展机会成本确定。流域生态系统具有要素的多样性及各要素间相互联系的复杂性特征，加之当前研究理论和方法滞后，缺乏统一的计算指标和估算体系，导致计算的生态系统服务经济价值与区域的经济支付能力之间存在较大的差距。

水资源价值的准确核算是确定流域水生态补偿标准的前提。许丽丽<sup>[20]</sup>、韩艳莉等<sup>[21]</sup>、彭晓春等<sup>[22]</sup>从不同角度、不同层面运用一定的经济核算方法确定水资源相关价值，间接推算生态补偿标准的上下限。学者针对补偿标准经济核算方法的局限性，结合水量水质的不可分割性，提出补偿标准测算的新思路。白景锋<sup>[23]</sup>的跨流域调水水源地生态补偿测算模型、庞爱萍等<sup>[24]</sup>的基于水环境容量的流域生态补偿标准确定方法、卢艳等<sup>[25]</sup>的基于水质和污染物总量的流域生态补偿测算模型，均从一定程度上揭示了水质好坏与生态补偿标准核算之间的潜在关系。

基于不同出发点的生态补偿标准的计算方法不同。国际上主要针对流域/区域的生态服务价值从补偿资金的筹集和配置效率方面着手进行补偿标准的计算。Plantinga 等<sup>[26]</sup>在对农民的退耕支付意愿进行调查的基础上，借助数学模型预测了退耕意愿下的补偿标准。为实现补偿资金的合理配置，Johst K 等<sup>[27]</sup>运用生态经济模型，进行生态补偿资金的时空配置研究。国内主要借助中央和地方政府的财政扶持以及部分区域生态自筹基金，进行环境破坏区域的生态修复补偿。经济补偿计量方法过多的依赖经济学理论，忽略对生态系统本身规律的分析，难以形成较为全面的评价方法<sup>[28]</sup>。为此，Winkler 针对当前评价方法多偏爱经济学理论的弊端，给出了一种同时考虑社会、生态、经济系统的动态评价方法<sup>[29]</sup>。金艳<sup>[30]</sup>则结合人口数据、GDP 数据，构建了区域生态补偿估算模型，模拟和分析我国的生态补偿分布格局。

基于市场经济、生态服务价值的计算方法，在生态补偿标准的确定上各有利弊，并且均有需要改进之处。为此，学者结合经济价值核算、生态服务价值界定上的新方法，对已有的生态补偿标准计算方法进行修正或改进。阮利民<sup>[31]</sup>利用实物期权方法研究了流域生态补偿的额度、分担率等关键因素，为实施流域水生态补偿提供了理论基础。水足迹将水资源问题拓展到经济社会领域，建立起了水资源利用与人类生活消费层面间的联系。威瑞<sup>[32]</sup>以水足迹理论为依据，在判定流域生态补偿的主要动因和影响因素的基础上，

建立基于水足迹的流域生态补偿标准测算模型，针对研究区的不同情景设置进行测算。

## 2.2 实践探索

### 2.2.1 生态服务价值确定

生态服务价值的计算结果在很大程度上与提供服务的时空尺度相关。学者以生态服务价值计算为基础，对全球或区域尺度不同功能的水生态服务价值进行研究，为进行流域治理修复型水生态补偿标准的测算提供依据。

生态服务价值的静态计算是当前确定流域水生态服务功能价值量的主要依据。学者针对流域涉及尺度的不同，从不同层面对当前研究方法的可行性进行探讨。在 Costanza、Pimentel、Boumans 等对全球多元化生态服务价值进行全方位研究的同时<sup>[28,33-34]</sup>，Loomis 等则从区域层面采用条件价值法对受损的普拉特河流域的废水稀释、水体自净、土壤侵蚀控制、野生动植物栖息地、休闲娱乐的生态服务价值进行评估<sup>[35]</sup>。我国基于生态服务价值的区域补偿标准的测算主要集中在西部地区<sup>[36,37]</sup>，但在沿海地区的浙江和广东也进行了积极的探索。但当前国内的研究方法比较单一，并且多数直接套用国外的研究方法或参数取值，导致不同人员给出的计算结果差异较大。随着生态服务价值评估方法的完善和参数获取技术的提高，构建体现生态服务类型、质量状况差异的生态资产测量模型，已成为进行生态服务价值准确核算的前提。金艳<sup>[30]</sup>在考虑到研究单元提供的消费水平和生态服务量存在差异的基础上，从时空层面分析入手，构建了利用计算单元人口、面积不均匀系数进行修正的生态补偿量分配模型。卢慧等<sup>[38]</sup>借助生态系统服务价值基准单价，在对生物量等因子进行校正的基础上，计算了青海湖流域的生态服务价值。

水资源作为形成多元化流域生态服务价值的基础，在其生态服务价值核算方面具有特殊性，由此造成区域水生态补偿标准存在差异性。由于水资源价值在界定范畴上的模糊性和计算方法上的不确定性，通常将水价作为水资源价值的表征量。水源地生态保护对维护水资源的质量具有重要影响。生态补偿标准的确定是决定水源地能否维持良好的生态现状的关键，已有的研究主要采用机会成本法、支付意愿法、水量水质费用分摊法进行研究。由于生态系统的复杂性，计算方法的应用局限性，当前基于水资源生态服务功能计算的流域生态补偿标准在一定程度上可为遭受破坏或受保护流域实行生态补偿提供数字参考。

### 2.2.2 流域生态补偿实施

#### (1) 国际方面

国际上对流域生态补偿的实践，主要集中在水体水质较差、水生态服务功能发挥受限的流域。当前的流域生态补偿模式主要有政府补偿、市场补偿两种，具体的案例和实施情况，如附录 I、附录 II 所示。

国际上的流域生态补偿实践,主要通过行政立法、政府横向转移支付、设立生态补偿专项资金、私人购买生态服务等方式实施。在此过程中,治理修复型的水生态补偿实施案例有:1990年,德国和捷克针对水质日益恶化的易北河流域进行联合整治,恢复流域两岸的生物多样性和河流水体的生态服务功能,治理费用主要来源于易北河下游的德国对上游捷克的经济补偿;哥伦比亚通过征收流域生态服务税,用于补偿私有土地所有者保护流域生态环境的成本付出;厄瓜多尔借助水资源保护基金对流域生态环境进行保护,补偿流域内上中游区域的保护行为。在已有的流域生态补偿实施案例中,半市场、市场理论被普遍的应用于生态补偿标准的计算中,该方法能够兼顾补偿方和受偿方的利益,易于进行损失成本的确定。

## (2) 国内方面

我国的流域生态补偿研究由于起步较晚,且由于流域管理部门的多样性、社会体制的复杂性等原因,导致当前的补偿机制不完善、融资渠道单一、实施范围过于狭窄,并缺乏必要的政策法规扶持<sup>[39]</sup>。我国已有的流域生态补偿实践主要以省内(际)上下游地区之间经济补偿为主,如“西部江河源生态建设工程”,浙江东阳和义乌间的水权交易,福建省在晋江、闽江、九龙江开展的流域生态补偿实践,江西省、广东省境针对东江流域开展的生态补偿,这些实践案例为完善我国流域水生态补偿实施中的经济策略提供依据。但当前实施的流域生态补偿,通常以政府为主导,采取“一刀切”的补偿模式,容易造成“吃不饱”与“吃的撑”的现象,挫伤生态保护者的积极性。为反映区域经济社会发展水平对生态补偿可执行力的影响,王女杰<sup>[40]</sup>针对山东省17个地市的经济发展水平和生态建设支付能力,提出利用区域生态服务的非市场服务价值与GDP的比值确定生态补偿优先序,进而确定补偿方和受偿方,为进行跨区域流域生态补偿标准的制定提供依据。为确保生态补偿标准的公平实施,满足区域生态服务价值的需求,学者从生态补偿系数(区域地区生产总值与区域生态服务价值的比值)、生态补偿效率(单位面积补偿标准与单位面积生态服务价值的比值)层面出发,结合流域生态服务价值、生态修复成本、发展机会成本的计算结果进行生态补偿标准的确定。

市场化的生态补偿模式是解决生态补偿资金有效运作的最佳方案。当前的流域生态补偿实践,主要针对完善水资源有偿使用制度,建立国家初始水权分配和排污权分配制度展开。江苏省针对太湖流域区内交界断面和入湖断面的水质控制目标,依据现状排污量的多少,设立超标排污补偿标准;辽宁省以有林地面积和森林蓄积量为控制因子,并在综合考虑水质污染和水土流失程度指标的基础上,给出生态补偿实施标准;浙江省颁布《浙江省生态环保财力转移支付试行办法》,对建立一级支流源头的生态补偿机制进行了探索。为实现流域上下游之间的发展目标,流域生态补偿在消除上游的贫困,促进

流域整体协调发展方面起到了积极作用，如在我国的广东省、北京市等地区实施的生态补偿有效的促进了区域的协调发展。

我国生态状况的多样性以及研究区经济社会状况的特殊性，使得生态补偿标准的计算方法针对性和实用性较强。区域相关部门结合水资源管理的现状和实践经验，依据水资源价值的转移性，从水资源的水量水质属性出发，在合理界定自然、人为因素对流域水资源开发利用影响程度的基础上，借助流域内部实施生态补偿的成功经验，探索性的进行流域治理修复型的生态补尝试点研究。

### **(1) 区际补偿实践**

在流域治理修复型水生态补偿概念提出以前，国家/地区对水生态破坏的有关流域实施的生态补偿项目虽未明确以生态补偿的名义进行，但实施的目的和控制措施均与生态补偿等效。

#### **1) 京冀流域生态补偿**

近 10 年来，北京市为补偿河北省相关地区因生态建设和保护水源造成的发展受限损失，采取多种方式支持官厅水库上游地区经济发展、生态环境恢复和水污染治理：借助财政转移支付，开展省际间的合作，给上游张家口、承德两市的水资源和水环境保护投入予以补偿，增强其生态建设和发展的能力。

北京市围绕农业综合节水、小流域整治、水污染治理、水源地涵养保护等方面同承德、张家口两市开展生态补偿和水资源开发治理工程，建立水资源有偿使用机制：即北京作为用水受益方，相应地给予张承地区资金、技术扶持，促进流域整体发展。两地针对水生态退化严重的永定河流域开展生态补偿的进程为：

2005 年，北京市与张家口市、承德市在组建水资源环境治理合作协调小组的基础上，制定了《北京市与周边地区水资源环境治理合作资金管理办法》，确定北京市在未来 5 年每年安排 2000 万元资金，资助张家口、承德地区开展水资源保护项目。

2006 年 10 月，北京市与河北省在北京就经济社会发展问题，召开双向座谈会，签订了针对水资源和生态环境保护、交通基础设施建设、能源开发等相关问题的《加强经济社会发展合作备忘录》。备忘录的签订为京冀间探寻流域生态补偿模式开辟了新途径，也为构建跨区域流域治理修复型水生态补偿机制提供依据。

2007 年《永定河干流水量分配方案》得到国务院的批复，对不同水平年的河北省出境断面水量做出了规定。河北省出境水量按八号桥水文站实测径流量核定。《方案》的实施为京冀间水生态补偿标准的制定提供参考。

#### **2) 京晋流域生态补偿**

为保证首都供水稳定,改善周边地区农村耕作条件,保护桑干河上游生态环境,2006年2月由大同市发改委设计批准施工,工程总投资797.96万元(北京市投资400万元,册田水库管理处自筹397.96万元)的大同市册田水库下游环境治理和开发新水源综合工程顺利实施。

2003年以来,永定河流域连续干旱,降水量减少。为缓和北京用水紧张局面,保证生态可持续发展,永定河上游的河北、山西省联合周边多水库连续多次集中向官厅水库调水。从官厅水库的收水率知,总放水与实际收水量之间存在的差值,有效的弥补了流域生态需水不足带来的不利影响,为流域多元化功效的发挥提供水量支持。为确保向北京的供水水质,山西省大力整治了册田水库,投资上千万元在上游的大同、朔州、忻州3市规划建设17座污水处理厂,并对水库附近的御河城区段进行综合改造,使目前册田水库水质达到Ⅲ类水,达到饮用水水质标准。下游北京市在享用上游优质水资源价值的同时,应充分考虑到上游供水区为实现生态保护目标作出的贡献,对处于水源区的山西省进行生态补偿,并建立一个科学、长效的实施机制。

### 3) 京冀水源地补偿

2006年,初步核算京冀永定河流域可分配水资源量为1.28亿 $\text{m}^3$ (根据永定河的分水协议,属于偏枯年份),依据京冀永定河流域面积和流域人口比重计算,北京市、河北省永定河流域初始水权为28%、72%。河北永定河流域向北京实际转让水量0.72亿 $\text{m}^3$ 。采用近10年基础数据初步核算,2006年冀北地区因转让水资源而遭受的实际损失(包括水资源费损失、水源保护直接投资、关停企业及限制产业发展损失等)为2.60元/ $\text{m}^3$ (水资源量直接价值补偿),为此,北京地区应为受让0.72亿 $\text{m}^3$ 水资源向冀北地区支付约1.872亿元补偿。

## (2) 区域补偿实践

### 1) 河北省治理修复型水生态补偿

2008年河北省政府为治理子牙河水系的水污染问题,发布实施了《子牙河水系污染综合治理实施方案》,在全国率先出台了重大流域水污染生态补偿金机制。依据该方案,在子牙河水系主要河流实行跨区市界断面水质COD目标试点尝试考核,对造成水体污染物超标的区市试行水污染生态补偿金扣缴政策,专项用于水污染防治综合整治的减排工程。

2009年河北省推行全流域生态补偿制度,涉及全省7大水系的56条河流、201个断面。环保部门依据断面水质监测结果,对造成水体污染物超标的区、市、县试行生态补偿金扣缴政策,即“出境水质超标,就扣缴财政的钱,上游污染下游将付出代价”,

根据出境断面水质超标程度，向超标排污城市扣缴最多 300 万元的“生态补偿金”。扣缴“生态补偿金”的依据为：

$$\begin{array}{lcl}
 \text{入境水质达标} & & \text{入境水质超标} \\
 V_E = \begin{cases} 10 & \frac{C_{s,O}}{C_{c,O}} \geq 0.5 \\ 50 & 0.5 < \frac{C_{s,O}}{C_{c,O}} < 1.0 \\ 100 & 1.0 < \frac{C_{s,O}}{C_{c,O}} < 2.0 \\ 150 & \frac{C_{s,O}}{C_{c,O}} \geq 2.0 \end{cases} & (1-1) & V_E = \begin{cases} 20 & \frac{C_{s,O}}{C_{c,O}} \geq 0.5 \\ 100 & 0.5 < \frac{C_{s,O}}{C_{c,O}} < 1.0 \\ 200 & 1.0 < \frac{C_{s,O}}{C_{c,O}} < 2.0 \\ 300 & \frac{C_{s,O}}{C_{c,O}} \geq 2.0 \end{cases} \quad (1-2)
 \end{array}$$

式中： $V_E$ 为扣缴的生态补偿金额度（万元）； $C_{s,O}$ 为出境断面指标污染物监测浓度（mg/L）； $C_{c,O}$ 为出境断面指标污染物考核浓度（mg/L）。

同一地区范围内，对所有超标断面实行超标费用的累计扣缴。从超标排污部门账户上扣缴的资金，作为全省水污染生态补偿资金，专项用于群众饮水安全项目、污染赔偿和水污染综合整治的减排工程。

## 2) 北京生态廊道建设

20 世纪 70 年代以来，由于北京市把永定河主要作为泄洪河道，一定程度忽视了其具有的生态涵养和城市景观价值，使得永定河及沿岸的生态环境逐步恶化，严重影响了其作为北京“母亲河”的形象。沿河的门头沟、石景山、丰台、房山、大兴 5 区，土地面积占全市面积 30%，GDP 只占 12%，地方财政收入只占 5% 左右。5 区的社会和经济水平与发展快速的北京东部和北部地区相比，存在一定差距。

为改善京城南部、西南部地区发展环境，加快永定河下游绿色生态发展带的建设，北京市围绕“人文北京、科技北京、绿色北京”的战略思想，通过“京西绿色生态走廊与城市西南生态屏障”的建设，实现永定河的防洪、供水、生态功能，为两岸 5 区创造优美的生态水环境。北京市在 2010~2014 年计划投资 170 亿，将永定河北京段自上而下建成溪流-湖泊-湿地连通的健康河流生态系统，形成各具特色的自然景观。

## 3) 山西省跨界断面水质生态补偿

2009 年 9 月，山西省政府下发《关于实行地表水跨界断面水质考核生态补偿机制的通知》，于 2009 年 10 月 1 日起在山西的大同、阳泉、朔州、晋中、忻州等市实施跨界断面水污染生态补偿。该通知明确了生态补偿的考核范围、考核监测、扣缴生态补偿金、增加生态补偿奖励等具体内容，标志着山西省实施地表水跨界断面水质考核生态补偿政

策的正式启动。

1.跨界断面水质考核区域和监测范围。考核区域以各行政区域内主要河流的出市界水质断面（含国家考核的出省界水质断面）为主。考核指标、考核断面及考核范围的设定，由省环境保护行政主管部门组织上、下游市环境保护行政主管部门共同设定。省环境监测中心站负责组织对跨界断面水质每月进行监测，并将监测结果上报省环境保护行政主管部门。

2.生态补偿金的发放。当入境水体的水质达到标准时，监测断面的污染物浓度没有超过考核标准，予以发放生态补偿金；当污染物浓度超过考核标准时，扣发生态补偿金，具体判定依据为：

$$V_E = \begin{cases} \frac{C_s}{C_c} \times 10 & es \leq 5 \\ \frac{C_s}{C_c} \times 50 & 5 < es < 10 \\ \frac{C_s}{C_c} \times 100 & es \geq 10 \end{cases} \quad (1-3)$$

式中： $V_E$ 为扣缴的生态补偿金额度（万元）； $C_s$ 为指标污染物监测浓度（mg/L）； $C_c$ 为指标污染物考核浓度（mg/L）； $es$ 为指标污染物超考核浓度值（mg/L）。

同一个地域范围内，所有监测断面的生态补偿金以月为单位进行发放（扣发）。

3.水质达标或改善的部门给予生态补偿奖励。根据水质改善情况，每个断面奖励金额为 200~500 万元不等。一是在河流入境水质达到标准的情况下，所考核跨界断面的水质与考核目标相比有所改善的情况下，奖励 200 万元。二是在河流入境水质超过标准的情况下，监测断面 COD 浓度较入境水质有所改善的情况下，达到水质考核要求，奖励 300 万元；对跨水质级别改善的情况，奖励 500 万元。

4.省财政加强生态补偿金的管理。生态补偿金的扣缴程序：省环保厅负责核定各断面每月水质和扣缴补偿金数额或奖励资金数额，通报各设区市政府，同时抄送省财政厅。年终先由省环保厅督促有关市上缴应缴纳的生态补偿金，仍不能上缴的，由省财政年终结算时统一扣缴。对未完成水质考核指标的地区，除扣发生态补偿金外，还应按相关规定对区域政府负责人实施督查。生态补偿金实行自求平衡，用途明确。鉴于山西省地表水污染严重，且受地表水径流少、生态水量不足、自净能力差影响，改善难度大，因此，此项工作实施初期，全省扣缴生态补偿金总额必定大于奖金总额。因此，规定全省扣发的生态补偿金当年奖励和结余部分全部适用于跨流域水污染的综合整治，以及考核断面

水质监测分析、考核断面水质自动监测站建设和运行补助,不得用于平衡财政预算。当水质得到较大幅度改善时,奖励额度将会有所增加,为保持扣缴生态补偿金与奖励资金的平衡,财政不需另外出钱,具体奖励额度可依据当年扣发的生态补偿金总数,经省环保厅、省财政厅调整后,报省人民政府批准备案后实施。

### 2.3 结语

在对国内外前人大量的流域生态补偿成果进行梳理、学习、分析、研究的基础上:当前的理论研究针对性强,通用性较差,尤其是对基于水量水质联合调控补偿标准的耦合研究较少,且缺少具体的操控细则;当前对生态补偿标准的管理体制及实现机制研究,方法灵活,并取得了一定的阶段性成果,但通常以社会管理经验为主,且多针对小区域实施区域内的水量补偿,忽视天然因素对水循环及其相关环节的影响,实施过程中一般将水质作为约束条件进行补偿总量的协调。除此之外,国内外针对跨区域的缺水流域进行的生态补偿研究甚少,补偿标准缺失,严重制约了区域间的协调可持续发展。

在研究层面上:1)理论研究逐步深入,但没有形成比较完整的理论体系。2)补偿标准定量测算的科学基础不够扎实。多数研究侧重于研究水量方面带来的外部效益(损失)的补偿(赔偿)问题。有些研究虽将跨区断面断面的水量水质因素综合考虑,但以人为活动造成的影响为主,缺少对水循环的丰枯变化、本底水质情况及其自净能力等自然因素对水量水质变化的影响分析。3)标准测算模型的外部性估算方面,经济外部性的估算较多,而对生态环境的外部效应的测算较少。4)多数研究仅考虑了点源污染所带来的生态补偿问题,忽视面源污染引起的补偿标准核算。

在实施层面上:1)区域内流域生态补偿研究较多,跨省、区域的流域生态补偿问题的研究较少。2)补偿方式上政府补偿比重过大,市场补偿尚不成熟、相关法律和制度不配套等问题,缺少综合监管体系。3)缺少对各类补偿方式互补问题的研究,有效生态补偿标准的选取合理性较差。4)实施层面的原则和机制设计与生态补偿理论和标准计算的研究衔接性较差,理论难以支持实践。

## 3.研究内容和技术路线

补偿对象、补偿标准、补偿实施机制是生态补偿领域的研究重点。论文通过实地调研、文献归纳和理论分析,综合运用数学模型和数字分析技术,结合流域污染物控制模型和补偿标准测算方法,提出跨区域治理修复型水补偿标准测算体系。结合最优管理模式,从可持续发展的角度出发给出流域水生态补偿实施机制。主要研究内容如下:

1)流域治理修复型水生态补偿理论体系研究。从水资源开发利用综合影响评价的层面出发,结合流域生态状况和发展目标,分析流域治理修复型水生态补偿的内涵及相

关特征。结合经济学、环境生态学的相关理论,从双方非零均衡博弈纳什均衡、生态环境适宜性分析出发,阐述流域实施治理修复型水生态补偿的必要性。掌握当前研究进展和最新实践状况,形成较为完善的治理修复型水生态补偿标准的理论体系。

2) 污染物产生量、入河量及消减量控制研究。针对以往研究以人为干预影响为主的弊端,论文在对点源污染控制模型进行完善的基础上,构建流域典型面源污染模拟模型(农业、城市径流)。在界定人为影响程度的基础上,提出流域污染物的入河、消减控制措施。

3) 流域水生态服务价值测算。在对治理修复型水生态补偿实施环境和运行条件进行阐述的基础上,结合流域水资源丰枯变化、水资源利用、污染物排放、治理与净化等因素对河流水量、水质的影响,针对当前流域与水相关的生态服务价值计算体系存在的模糊性,进行流域水生态服务的损益价值测算。

4) 流域水生态保护成本估算。针对水生态破坏流域的特点,依据河流跨界断面的水量、水质考核标准,在构建污染物处理成本控制模型的基础上,通过对基于均衡理念的流域污染物排放许可交易进行研究,合理的分配各排污口的污染物排放总量,给出流域超标污染物总治理成本—模糊风险—安全系数、污染物治理成本—水质达标程度(超标风险)—概化污水处理厂处理能力均衡曲线。

5) 流域治理修复型水补偿标准的确定。针对业已开展的流域生态补偿标准以水量为主的弊端,在对区域间利益协调方法进行研究的基础上,结合污染物治理成本和生态服务功能价值,分析流域上下游的成本与效益转移规律,给出不同影响因素下的水量水质补偿标准的计算方法。

6) 治理修复型水生态补偿实施机制研究。结合跨界断面水生态补偿实施机制中出现的问题,结合最优管理模式和系统优化思想,提出流域治理修复型水生态补偿的实施及完善策略,并对生态补偿实施过程中的反馈机制进行探讨。

7) 研究区实例验证。

论文基于流域生态补偿理论和标准测算方法的研究侧重点,结合流域(永定河流域)治理修复型水生态补偿实施要素,给出涵盖补偿标准测算体系、补偿体系实施框架及完善措施、反馈机制在内的具体研究技术路线,如图 1.1 所示。

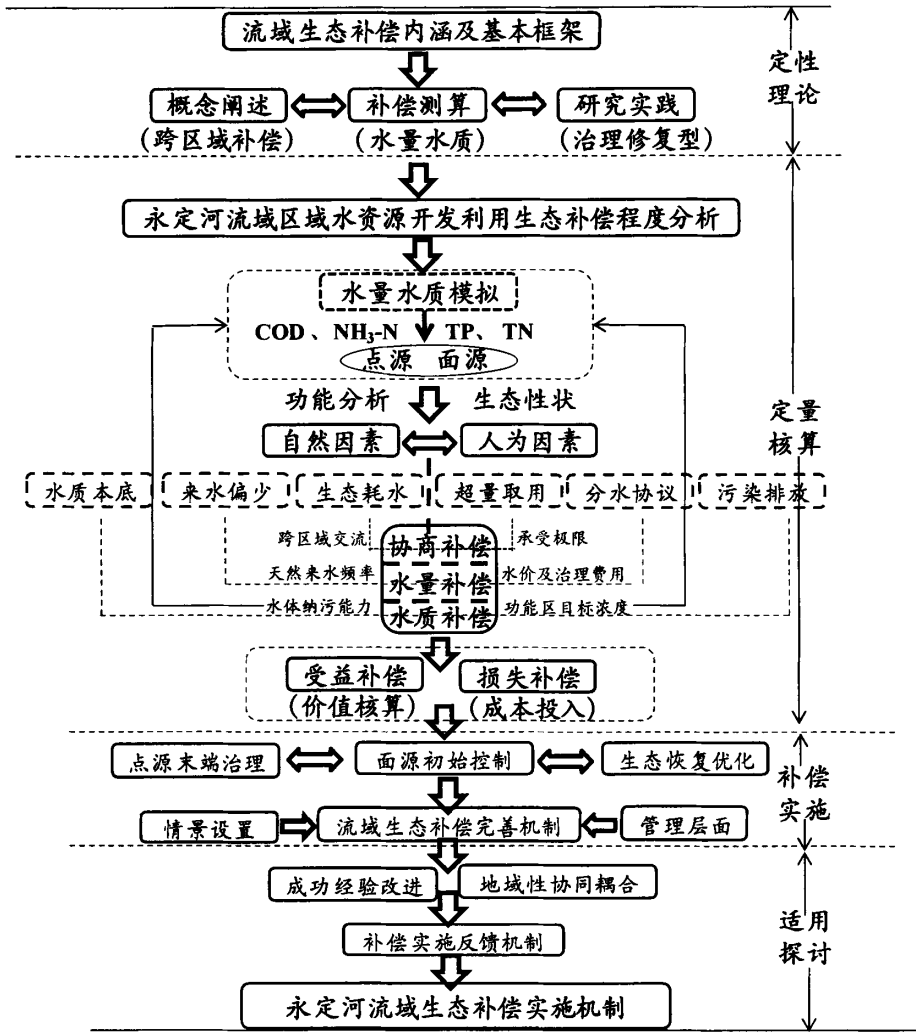


图 1.1 论文研究技术路线

4.创新点

流域水生态补偿标准测算应结合具体的水量、水质要求进行。构建跨区域的流域水质达标控制和水量分配机制是实施流域水生态补偿的关键。借鉴国际上管理体系的成功经验，结合永定河流域水生态破坏状况，给出可适性的流域水生态补偿实施机制。主要创新点为：

(1) 基于价值转移、社会公平和合作博弈等理论，开展了流域水生态保护损益价值、水量水质控制、水处理成本等分析研究，归纳提炼了治理修复型水生态补偿分类标

准的计算方法：在合理界定自然、人为因素对流域水资源开发利用影响程度的基础上，提出了基于水量用途、水质控制目标的流域水生态补偿标准测算框架；借助能值与价值之间的可转化性，给出了基于农业可持续发展的生态补偿标准计算体系；以水功能区典型断面的水质控制目标为基准，结合上下游之间的经济发展状况，在充分利用水体自净能力的前提下，借助总治理成本-模糊风险-安全系数间的均衡曲线，给出了基于治污投入的优化补偿标准；以社会公平机制为基础，对用水联盟最优水量的分配进行约束，给出了基于参数区间最优、博弈理论的流域内部水量公平分配的最优决策过程；以合作博弈的水量分配框架为基础，通过对确定、含糊信息合作博弈的沙普利值进行计算，构建了流域整体用水部门的效益最大化水量分配模型。

(2) 在综合考虑自然资源、生态环境和经济社会等要素的基础上，提出了流域水生态恢复优先序判定的评价方法。基于永定河流域 8 个研究区植被分布的样方调查数据，构建了生态恢复植被组成矩阵。从植被多样性、新增（外来）植被覆盖程度、1 年生植被分布状况、自然和谐度、物种丰富度指标计算上，运用植被的去势（降势）典范对应分析（DCCA）和环境矩阵的 CANOCO 法进行流域物种组成和环境因素间的变量分析。

(3) 流域水生态补偿实施机制反馈研究。从流域治理修复型水生态补偿实施机制的主要影响要素着手，针对补偿资金的使用、政策实施、农业面源污染监管 3 个方面，结合 BMPs 联合管理、整体优化思想给出反馈机制实施框架。

## 5. 小结

本文以当前国家和社会对流域生态恢复治理的迫切需求为背景，在尽量减少外部投入、公平分配流域水生态资源的基础上，给出流域水生态补偿的研究背景和意义。在对国内外流域生态补偿研究状况进行系统分析和分类总结的基础上，从理论体系和实践应用层面对已有的生态补偿研究成果进行阐述。结合流域生态补偿研究和实施过程中存在的补偿标准测算不准确、实施机制落实性差等问题，给出本文的研究内容和技术路线。本文的系统研究成果，为推动流域水生态补偿理论体系和实施机制的完善，以及从跨流域层面治理破坏的流域水生态提供方法依据和技术参考。

## 第二章 流域治理修复型水生态补偿理论体系研究

水资源是流域生态环境的重要控制性因素，也是区域间实施水生态补偿的主要纽带。当前，流域内一定数量和质量的水资源无序开发利用存在竞争性，导致由水引起的外部性问题日益显著。在流域水生态环境状况日趋恶化的情况下，经济发展与环境保护之间的非零和博弈结果，成为决定生态环境改善与否的关键影响因素。为进一步的改善流域生态环境状况，流域上下游之间反复进行博弈，促使流域水生态保护的结果趋向帕累托最优。

流域生态补偿作为水文水资源领域的一个热门研究课题，是解决水资源开发利用过程中区域用水矛盾、生态环境破坏的一种有效手段。论文从水资源开发利用综合影响评价层面入手，结合流域水生态状况和保护目标，阐述流域治理修复型水生态补偿的相关特征及实施特点。当前，对治理修复型水生态补偿的研究正处于探索阶段，尚有许多问题亟待解决。为此，论文结合已有的理论成果和实践基础，借助对流域生态补偿相关理论体系的深入分析，构建较为系统的流域治理修复型水生态补偿理论体系。

### 1.流域水生态补偿

流域水循环系统的整体性、河流水系的连续性和流动性，以及行政区域和经济社会各部门之间的相互分割性，导致水资源开发利用过程中出现了成本与效益的不对称现象。实施流域水生态补偿正是解决这一问题的有效手段。流域水生态补偿需要协调处于同一流域的各个区域的生态、经济利益。水作为流域水生态的主要制约因素，具有流动的特性。因此，对特定区域内流域水质的保护能够使受益成果辐射到区域以外，而特定区域使用流域水资源的质量取决于其上游对水质的保护程度。

本文依据生态补偿在理论层面的共性和研究内容上的专属性，给出流域水生态补偿的理论研究与实施状况分析，为从深层次剖析治理修复型水生态补偿相关理论特征及实施框架提供依据。

#### 1.1 概念阐述

环境补偿机制正越来越多地应用于世界各地，用以平衡一个地区因发展对环境造成的破坏与另一个地区希望改善环境之间矛盾。环境补偿的目的是确定一个合适的环境补偿金额，以确保整体生态状况不会受到损害<sup>[41]</sup>。生态补偿作为环境补偿的一部分，在国际上又被称为“生态服务付费（PES）”、“生态效益付费（PEB）”，体现了生态保护与社会发展间的耦合关系。

当前，世界上许多地区根据经济社会发展过程中出现的生态退化、生态功效下降等

问题,结合区域的可持续发展策略,进行了不同种类的生态补偿理论与实践探索研究。各种不同性质的生态补偿及实现机理具有生态补偿的衍生特征。

### 1.1.1 生态补偿

生态补偿作为一种实现经济社会发展与生态保护可持续发展的“绿色策略”,具有较强的政策亲和功能和现状耦合性能。生态补偿的种类已扩展到能源、环保、水资源、海洋、耕地(土地保护)、区域均衡等门类,并形成了具有门类特性的生态补偿理论基础与实践机制。

生态补偿作为管理环境资源,实现流域/区域均衡发展的综合集成手段,具有生态、经济、管理、制度方面的相关特性:(1)从生态视角看,生态补偿指借助人为干预,实现生态系统功能的自我修复和还原的外界干预措施。生态环境是否得到保护、恢复、治理是衡量生态补偿成功与否的标志。生态补偿在冲破环境演化自然规律的基础上,利于准确反映经济活动的各种环境代价和潜在影响,实现生态保护的实施者与受益者在时间利益上的均衡分配<sup>[42]</sup>。(2)从经济学意义上考虑,生态补偿主要指克服环境外部不经济性,实现环境外部效益内部化的一种制度安排。生态补偿由20世纪90年代以前的单纯的对环境破坏者收费拓展到90年代后期的对生态环境保护者补偿的双重含义。在此过程中,作为衡量区域间、区域内部个体间发展均衡的重要指标——社会公平性的出现,将生态补偿的经济学含义延伸到社会学领域。(3)随着制度体制与经济学的结合,生态补偿作为一种机制,成为内化生态环境保护者与破坏者之间相关利益活动产生的外部成本为原则的一种具有经济激励特征的制度<sup>[43]</sup>。(4)高速的经济增长导致对自然资源的超负荷开发利用,并引发在生态资源和功能价值分配上的不公平性。效率和公平作为衡量社会均衡发展的重要指标,存在对立统一的关系。生态补偿作为社会经济发展与生态环境保护两相兼顾的一种调节手段,通过发挥其经济激励特性,使环境保护的利益相关者找到理想的利益结合点,利于生态资源的保护和社会生产力的提高。(5)从法学意义上讲,生态补偿是从社会学的角度对不同利益群体生态保护责任分配的一种制度层面的界定。

### 1.1.2 流域水生态补偿

在“水资源取之不尽”和“水资源无价”占统治地位时期,人们只是一味的将流域作为索取的对象,没有对过度开发利用水资源造成的生态环境问题进行补偿;在人们意识到自己的行为给流域生态造成的影响日益严重时,作为改善水生态环境以便提供自然资源和生态服务的流域生态补偿的理念日益流行,使得在生态经济系统内部出现了索取和保护补偿的双向输入和输出<sup>[44]</sup>。流域水生态补偿的产生过程,如图2.1所示。

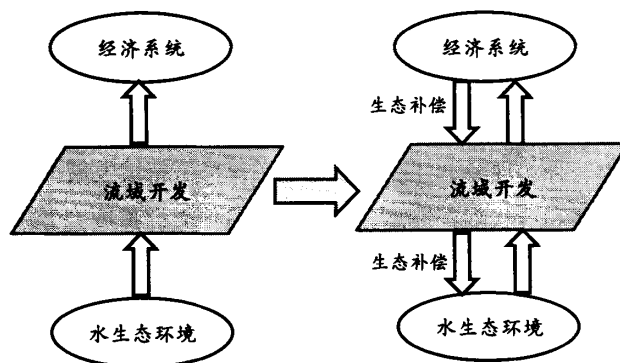


图 2.1 流域水生态补偿产生过程

当前,随着流域水资源紧缺形势日趋严峻、部门间竞争性用水的矛盾突出,流域水生态补偿成为协调流域间利益冲突的有效手段。尽管国内外已针对流域生态补偿进行过相关研究和实践探索,但对于流域水生态补偿尚没有较为公认的定义。当前对流域水生态补偿的描述通常以具体的研究实例为基础,针对性强,缺少对生态补偿本质的理解。因此,流域水生态补偿在遵循流域生态演变、区域经济发展规律的基础上,呈现出不同的理论特点和发展分支。

流域水生态补偿指对流域水生态功能(或服务价值)实施保护(或功能恢复)行为的补偿<sup>[45]</sup>。随着国际上对生态补偿相关机制研究的日趋深入,以及流域水资源竞争性开发利用、水污染加剧、水生态环境恶化等一系列问题的出现,使得流域水生态补偿作为一种全面、系统的资源管理策略和政策调控手段,备受环保及生态人士关注。各国学者结合各自区域的实践经验,在对生态补偿定义进行完善的基础上,给出对流域水生态补偿的概念阐述。

(1) 流域水生态补偿是一种对流域生态环境进行潜在保护的经济手段,是生态补偿机制在流域生态保护中的创新运用。流域水生态补偿作为流域各级政府实施的环境协商与利益博弈的经济行为,对财富分配和缩小贫富差距具有一定的调控作用。以往流域水生态补偿的实施经验表明,公平有效的补偿机制有助于实现贫困最小化和财富的转移。

从流域水资源的循环、开发、利用与保护的动态全过程考虑,流域水生态补偿既是对流域良好水生态维持所需投入的分摊和补偿,也是对区域内不同利益主体间发展不均衡现象的弥补。耿涌等<sup>[46]</sup>出于对流域生态功能价值的认识和避免环境效益免费“搭便车”现象的思考,将流域水生态补偿界定为:由流域生态环境利益的受益者弥补为保护流域生态环境而自身经济利益受到损害的受损者的过程。辛长爽<sup>[47]</sup>认为流域生态补偿应包括:1)对流域生态系统本身保护(恢复)或破坏的成本进行补偿;2)通过经济手段将经济效益的外部性内部化;3)对个人或流域保护生态系统和环境的投入或放弃发展机会的

损失的经济补偿；4）对流域内具有重大生态价值的区域或对象进行的保护性投入。因此，从某种意义上讲，流域水生态补偿主要通过一定的政策手段将流域水生态保护的外部效应内部化，并给流域生态保护投资者以合理的回报，激励流域上下游从事生态保护投资并使生态资本增值<sup>[48]</sup>。

（2）水资源具有水量水质的双重属性，水资源量质联合控制是落实最严格水资源管理制度的依据。郑海霞等<sup>[36]</sup>提出，流域水生态补偿机制是以水质、水量环境服务为核心目标，以流域水生态系统服务价值增量和保护成本与效益为依据，运用财政、税收、市场等手段，调整流域利益相关者之间的利益关系，实现流域内区域经济协调发展的一种制度安排。结合当前流域的分区管理现状，张大伟等<sup>[17]</sup>提出基于河流水质水量的跨行政区划界的生态补偿量计算办法，将流域水体行政区界河流水质和水量指标列为生态补偿测算内容，并认为“跨区域的流域生态补偿”指为各级地方政府之间，在因行政管辖权划分所产生地方利益不同而导致的流域资源分配和跨界环境污染等生态问题上，所进行的一种环境协商与利益博弈的经济行为。

（3）随着区际流域生态问题的日益凸显，跨界流域水生态补偿机制的构建成为妥善解决水生态与环境效益外部性问题的有效途径。为促进流域水生态补偿方式明晰化，胡熠等<sup>[49]</sup>认为构建流域区际生态保护补偿机制实质上是利用横向财政转移支付的方式，将上游生态保护成本在相关行政区之间进行合理的再分配过程。中国水利水电科学研究院新安江流域生态共建共享机制研究课题组<sup>[50]</sup>认为流域水生态补偿应遵循“谁开发谁保护，谁受益谁补偿”的原则，由造成流域水生态破坏或影响其他利益主体发展的责任主体承担补偿或修复责任；由水生态效益的受益主体，依据受益比例对水生态保护主体的成本投入进行分摊。

综上所述，国内学者借鉴国际成功的研究经验，在探讨的基础上，从管理、治理、恢复层面，给出流域水生态补偿的概念。流域水生态补偿以可持续发展理论为指导方针，通过保护或修复受人类经济活动影响的水资源和生态资源，实现流域水生态服务功能的恢复和维持；同时对各利益主体因开发利用与保护流域水资源过程中产生的外部性问题予以补偿或赔偿；综合利用宏观调控和微观管理等手段，实现流域水生态整体管理、并保证水资源可持续利用的一种有效管理手段。

论文作者结合研究目标、研究方法、实施机制的特殊性，提出跨区际流域水生态补偿：以流域生态补偿的基本原则、实施机制为依据，以流域水资源分区与行政区的结合为单元，借助区域政府的导向作用及行政区边界的约束限定，以“受益者补偿、损害者赔偿”为原则，通过采用经济、行政、政策手段，在区域间（受益与受损区、开发与保护区）进行不同形式的补偿，平衡区域间利益差距，实现全流域水资源的可持续开发利

用。

1.2 经济基础

生态补偿最初源于自然生态补偿，指自然生态系统对干扰的敏感性和恢复能力，后来逐渐演变为促进生态环境保护的经济手段和机制<sup>[51]</sup>。当前，流域水生态补偿主要以生态、经济学理论为基础，环境外部成本内部化原理和公共物品理论为理论依据。

生态补偿问题由外部性理论引起。生态资本理论和可持续发展理论对于生态价值的确定、资源开发利用状态的延续起到重要的调控作用。为实现水生态环境对经济社会发展的持续促进作用，通过对损害（或保护）水环境的行为进行收费（或补偿），提高该行为的成本（或收益），从而激励损害（或保护）行为的主体减少（或增加）因其行为带来的外部不经济性（或外部经济性），达到保护资源的目的<sup>[52]</sup>。依据庇古理论，恰当政府干预能够纠正外部性引起的市场失灵：对于正的外部影响，政府应以财政税收方式给予补偿；对于负的外部影响应处以罚款。依托庇古理论的水生态补偿实施依据，如图 2.2 所示。

图 2.2 中，假设生产某种水生态产品会产生负外部性影响，横坐标为生态产品的产量，纵坐标为生态产品的价格/成本。不考虑外部不经济性的成本曲线为  $MPC$ ，考虑后为  $MSC$ ，两种情况下对应的水产品数量分别为  $Q_1$ 、 $Q_2$ ，价格为  $P_1$ 、 $P_2$ ，在  $Q_2$  点达到帕累托最优状态。如果对水生态服务的受益者征收一定的税收  $d$ ，对应的需求曲线下降为  $D'$ ，与  $MPC$  相交于  $C$  点，对应的产品数量为  $Q_2$ ，价格为  $P_3$ ，则  $d=P_2-P_3$ 。由此可知，流域水生态产品以价格  $P_2$  出售， $d$  为税收，用于补偿流域水生态保护的利益受损者。图 2.3 显示，政府应对正外部性活动提供补贴，补贴额度等于私人收益与社会收益的差额，即“反庇古税”，以此鼓励正外部性活动，实现私人成本（收益）与社会成本（收益）之间的均衡。

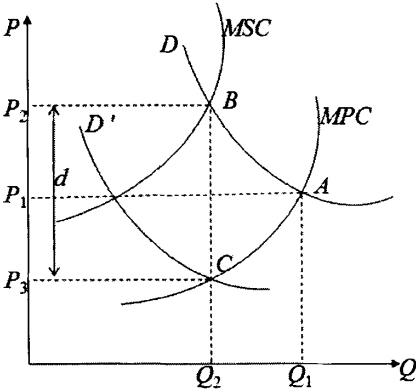


图 2.2 庇古税理论阐述

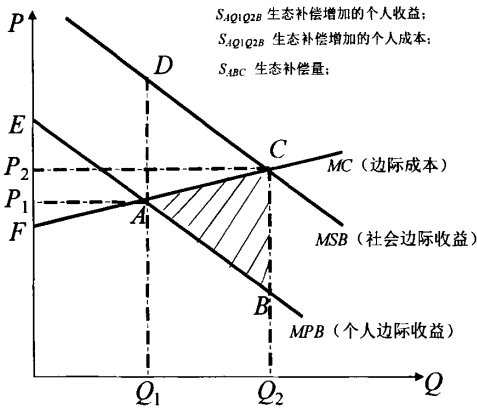


图 2.3 流域生态水补偿实施依据

### 1.3 影响要素

生态补偿具有系统性特征，其实施过程具有复杂性。论文在对生态补偿的实施要素及运行环境进行分析的基础上，从制约机制运行的经济、体制层面考虑，提出影响水生态补偿实施的要素阐述。

#### (1) 不确定性信息

流域水生态补偿的实施，通常以生态服务供给方义务和享用方权利的高度不确定性为特点。这种不确定性与生态特性的复杂程度相关。Kosoy 等<sup>[53]</sup>强调指出，生态体系的特征由生物、物理、社会层面行为的相互影响演化而来。当前人类实施诸如生态补偿机制的管理干预，能够可从预见性和不可预见性层面影响生态系统。Norgaard 指出<sup>[54]</sup>，当前的生态知识在准确描述环境服务、巩固生态补偿机制方面仍然是不健全的。

在生态信息不完备的情景下，为避免知识的局限性给流域水生态补偿实施带来干扰，研究过程中应借助信息模糊评判理论、改进的信息扩散理论、盲数理论，将区域水生态服务供应、生态保护投入产出数据进行量化计算和综合评价，形成保证水生态补偿机制顺利实施的政策环境。

#### (2) 有效性和公平性

分配问题是大多数生态补偿参与者关心的问题。如果利益相关者的行为，被生态补偿的实施机构接受并使其实施合法化的机会较小，则生态补偿机制可能导致双方在收入和付出上的不公平分配。Sommerville 等<sup>[55]</sup>通过研究马达加斯加地区不同利益相关者对公平性和利益分配的认知程度，表明伪环保主义者和较为贫穷的群体对生态补偿实施机制的感兴趣程度较低。Clements 等<sup>[56]</sup>在柬埔寨的研究表明，环境目标的有效性与社会公平性之间的结合程度，能够影响到生态补偿机制的长效实施。因此，在流域水生态补偿机制设计中应充分考虑公平，因为长远看来，公平与有效性的分离将会阻碍水生态补偿机制的实施。

#### (3) 社会体系

社会体系的正常运作，将在一定程度上影响到流域水生态补偿机制的功效发挥。Gong 等<sup>[57]</sup>指出社会资本是促使生态补偿机制成功实施与否的关键因素，同时缺乏社会责任感的利益相关者之间的不信任行为，将会限制生态补偿目标的实现。对资源利用和水生态服务供应之间关系的社会认识，是决定水生态补偿机制可行性的重要因素。在信息不确定的背景下社会体系的作用尤为重要。Kosoy 等<sup>[58]</sup>认为基于社会体系的一些流域层面的生态效益付费，在森林覆盖率的提高和水量水质保护间起到积极作用。

#### 1.4 实施状况

在生态补偿研究方面, 国际 PES 有坚实的理论基础, 并且充分依靠市场机制、政策与制度扶持, 形成了较为完备的生态补偿框架体系。20 世纪 90 年代, 鉴于现行经济核算体系与生态环境治理修复外部效应的不包容性, 学者在参考国际生态补偿实践成功经验的基础上, 从理论层面构建我国的生态补偿实施框架。近几年来, 我国在国家、地方、区域层面均开展了试点性的生态补偿研究, 但主要限于林业、流域及矿产资源方面。

在流域水生态补偿实践方面, 国际凭借完善的产权制度、完备的法律法规体系、成熟的市场调节机制, 充分运用公共支付、市场自由调节手段, 将资源开发的外部成本内部化, 利于水生态补偿机制的实施。国内主要在探索的基础上, 结合我国现行经济发展模式给水生态环境带来的负面影响, 针对国家“以人文本、建设生态文明”的生态恢复发展策略进行了卓有成效的实践探索。已有的实践成果在一定程度上遏制了日趋严重的水生态破坏, 维持了生态服务功能价值的多样性。我国实施流域水生态补偿的难点与重点、补偿标准的复杂性、补偿方式的社会性制约了我国以公共支付为主的水生态补偿模式的发展。国内外流域水生态补偿的实践现状, 如图 2.4 所示。

当前, 国外许多国家为有效解决资源、生态保护与经济协调发展间的矛盾, 都已成功的建立了一套有效的流域水生态补偿实施机制。西方国家的“先破坏后治理”的发展模式严重违背了基于生态可持续发展的经济发展规律, 我国在发展中应从中吸取有益的经验教训为我所用。由于国家所处的发展阶段和政治经济体制的不同, 我国在适当借鉴国外经验的同时, 需针对我国实际情况展开区域研究。我国对重要流域的水生态补偿基本上以行政干预的方式介入, 没能形成规范有效的补偿机制, 缺乏相应的保障体系。尽管我国在理论研究和实施案例上已做出了许多探索, 但在理论基础、法制、管理和实施机制等方面仍存在许多亟需解决的问题。

流域水生态系统服务的产生与功能转化, 以经济和法律制度与生态系统服务的概念和实施框架广泛的融合为前提。笔者借鉴经济学、制度理论、政策层面的相关知识, 从管理、相关性嵌套角度给出较为系统的水生态补偿实施框架。本文以水生态补偿的产生依据为出发点, 结合补偿机制实施过程中的不确定性、有效性和公平性等相关知识, 将社会层面的制度理论、政策适用维度贯穿其中, 给出与水生态服务产品交换过程中的直接转化、商品化程度、经济激励相适应的流域水生态补偿实现形式。流域水生态补偿实现流程, 如图 2.5 所示。

流域水生态补偿机制的建立和完善是一项复杂的系统工程, 它涉及到经济社会、资源环境等多个领域, 并将国家、地区的宏观管理政策、经济政策、行政法律法规制度包含其中。本文构建的流域水生态补偿实现机理较为系统、完善, 但在管理、实施层面尚

存在的问题。为此，论文结合理论指导实践、实践完善理论的思路，给出如下完善策略：

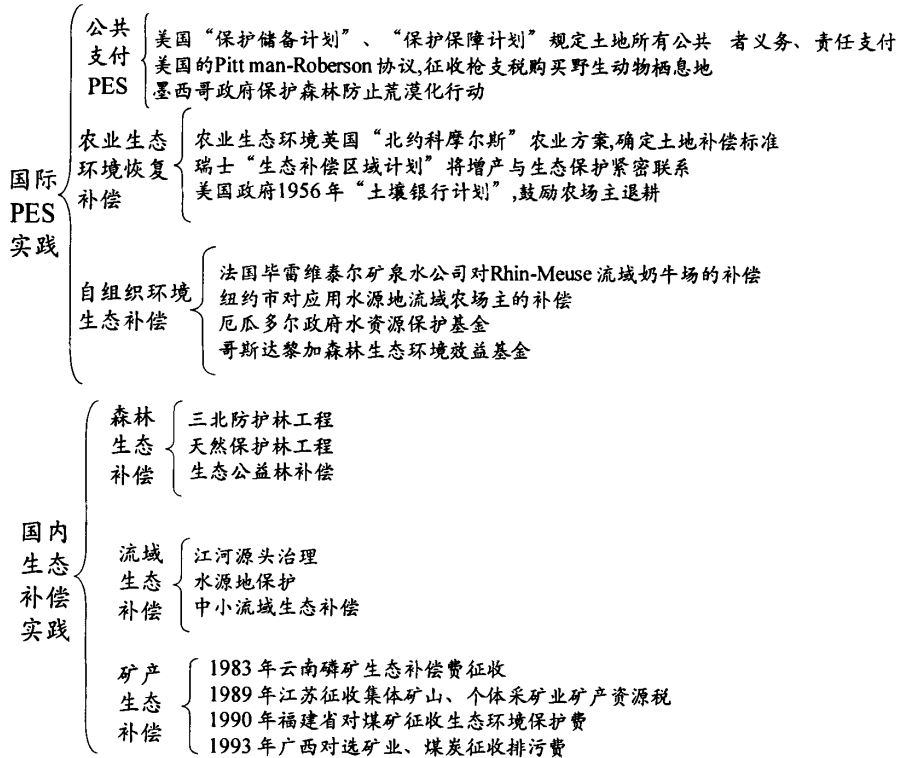


图 2.4 国内外流域水生态补偿实践

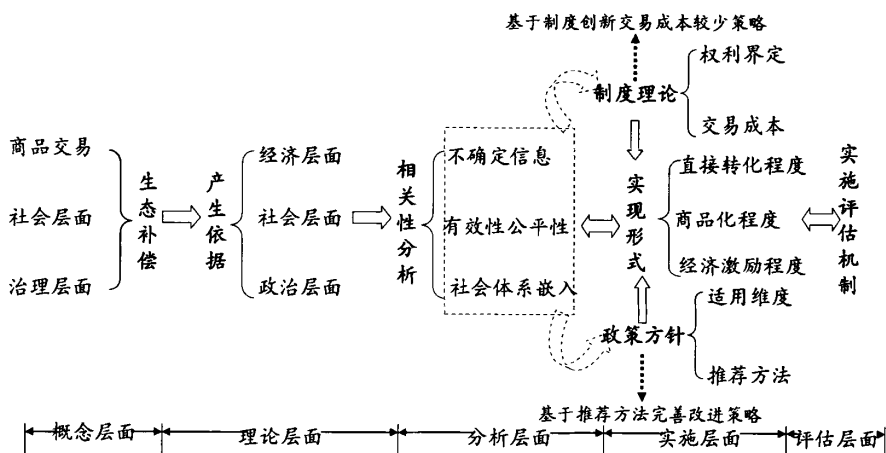


图 2.5 流域水生态补偿实施流程

1) 当前基于水生态补偿机制的自由市场是有必要的，但并非是合适的。民主机制

在分配必须的、不可替代资源时优于市场。为此，水生态补偿机制实施过程中，应优先考虑必须的、不可替代的生态服务。对于这些不可估价的资源，补偿的支付水平应该由供应成本决定，完全竞争的自由市场尚不具有此种功能。考虑到完整水生态系统服务产品的自然特性，以及损失的不可逆性，民主机制下的公众参与机构在生态补偿机制实施中占重要地位，同时也应兼顾个人支付的个人服务转化为集体支付的公共服务时的潜能。

2) 构建合适的财产权管理体制利于流域水生态补偿机制的实施。为此，针对大部分水生态服务产品的自然属性，应利用现有的私人财产权改变其权限归属，或者针对水生态系统或服务构建财产化体系，而并非使其私有化。例如，公共资产评估信托就是一种有效的方式。

3) 完善财政评估和市场管理体系。从社会的观点考虑，以区域财政为基础的水生态补偿机制，由于其在补偿支付分配方面的公平性、个人在家庭或社区层面损失的易控性，因此，获得全面实施的可能性较大。在水补偿机制实施过程中，区域财政部门对收益补偿资金的不合理管理，将会阻滞民众保护生态环境的积极性。因此，应将监测社会经济指标的财政评估和市场管理体系贯穿于保护干预的整个过程，实现流域水生态补偿的有章可循。

4) 完善连接不同利益相关者的中介机构的网络沟通作用。作为中介机构的 NGO、政府机关、专业咨询公司、当地组织，在促进流域水生态补偿机制实施中扮演重要角色。虽然当地组织受政府控制，但因其具有较好的组织体系和有效的信息联络方式，是表达弱势群体观点的重要平台。当地政府作为水生态系统服务的卖方，需要提高生态服务的监测能力、合同实施的保障能力。中介机构在不同层面运行，并且具有不同的功能。为确保中介机构功效的最大程度发挥，本文认为构建多学科的、多部门有效联合机制，在确保不同群体有效参与的前提下，借助网络沟通对不同中介结构的缔结影响，实现协调统一的水生态补偿行为管理。

5) 构建基于数字化技术和经济效益评估的联合水生态补偿评估机制。本文通过将数字化技术与生态补偿工程的实施规划联合起来，实现不同区域类型下，土地利用变化聚类分析和管理规划中多元化的生态格局的有机整合。数字化技术通过将土地利用变化导致植被覆盖率变化的区域面积进行对比，提供水质改善甄别区域。

## 2.流域治理修复特征研究

流域水生态恶化已经成为当前经济社会发展过程中不可忽视的问题。流域治理修复型水生态补偿作为一种循序渐进的理念，广泛的出现在国家以及区域生态治理的相关决策中。治理修复型水生态补偿作为一种兼顾经济社会、生态环境协调发展的综合管理措

施,其相关理念和实施策略已经被全面推开,只是缺少系统的理论和实践经验总结。本节在归纳的基础上,结合流域生态治理中遇到的问题,进行流域治理修复特征的阐述。

### 1.1 流域水生态破坏判定

流域作为典型的社会-经济-自然复合生态系统<sup>[59]</sup>,是一种从整体上解决人类干扰自然水循环过程所导致的一系列生态问题的理想管理单元<sup>[60]</sup>。因此,流域水生态问题的出现是流域水资源开发利用过程中矛盾长期积累的结果,是不可调和负面影响的产物。

从水资源开发利用综合影响评价的层面出发,针对当前我国大多数流域面临的资源性缺水、水污染严重的现状,给出流域水生态破坏的判定要点:1)生态用水需求的保障程度,有无严重的天然生态缺水现象,以区域的最低生态需水保障率为基准;2)水体污染物的自净及水环境的恢复能力评价,以流域水体污染物的总量、浓度控制为依据;3)生态脆弱河流湖泊和湿地占流域健康水域面积的比例,以各流域实施的水生态修复综合治理规划中的相关界定为参考;4)地下水生态系统的健康与否,根据水量开采保障程度和水中矿物、营养元素的含量进行判定。流域水生态破坏程度的判定内涵和要求,从不同层面体现出河湖健康指标、地下水超采遏制、水环境治理、水生态脆弱河流的生态修复及水生态补偿机制的相关内容。

判定当前流域水生态破坏的程度,通常以流域水生态保护与修复目标和影响程度为依据。在对流域内的水生态现状进行调研分析、综合诊断流域水资源和水生态保护中存在的主要问题的基础上,依据开展流域水生态环境综合治理的实际要求和重点,识别流域水生态破坏的具体类型(水量水质均差、水量缺少、水污染物超标型)。结合当前流域水生态破坏的不同层面,从综合治理、遏止退化的角度考虑,将经济社会发展、生态保护、流域整体生态功能模块加以整合,给出流域水生态破坏的表现形式,如图 2.6 所示。

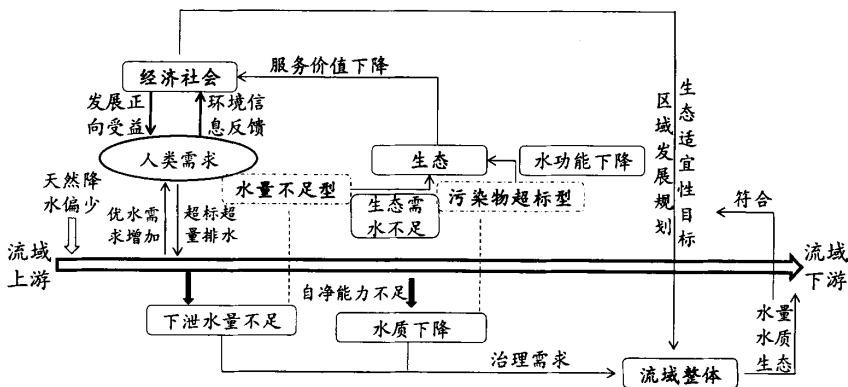


图 2.6 流域水生态破坏的表现形式

## 1.2 治理与修复关系阐述

治理与修复的关系体现出系统性与整体性的特点。治理指个人和公共或私人机构管理其公共事务的诸多方式的总和。修复指对事物进行外界力量的干预,使之恢复原有性状或功能的行为。从行为的承受主体而言,治理和修复的对象均是破坏的流域水生态;从行为的实施时间而言,治理是修复的实施前提,只有经过治理的流域生态才有恢复的可能性。从行为的受益对象看,治理的受益效果惠及整个流域,具有不固定的受益主体;修复的直接受益主体是流域的水生态环境,但随着水体的流动,效益价值具有向下游转移的特点,也体现出收益对象的多元化特点。因此,对流域水生态进行治理修复的过程体现了复杂事物间的协调和统一关系,是从协调发展角度对当前流域水生态问题的一种阐述。水生态破坏流域的治理修复是一个动态过程,需要一定的时间间隔,从一定层面体现了事物发展的连续性和过程性。

## 1.3 流域治理修复控制方针

流域的治理修复具有一定的方针指导和生态恢复目标。按照人与自然和谐相处的社会、自然规律,为保持流域水生态系统的完整性结构特性,本文基于可持续发展的思想,给出流域治理修复的控制方针:1) 加快流域内产业发展的方式转变,从开发利用层面向开发保护并重转变,从事后治理向事前预防转变;2) 严格控制区域用水总量,限制水资源开发利用总量,切实满足生态用水需求;3) 采取生态保护、水土保持等措施,实施水生态系统的修复工作,逐步实现水功能区保护目标和水生态系统的功能改善,推进流域综合治理规划的实施;4) 加强地下水生态系统的修复治理,建立科学的水资源保护和明确的健康保障体系。

国内相关部门依据流域的治理修复控制方针,业已对相关的流域开展过治理修复型水生态补偿的相关研究,只是没有明确的给出概念阐述。20 世纪 90 年代末,我国水利部门开始探索通过应急调水的方法恢复急剧退化的河流生态系统便是实施治理修复型水生态补偿的一次有益尝试。徐大伟等<sup>[61]</sup>将流域生态补偿的模式分为流域生态环境污染损失、流域生态资源保护 2 种类型,其中流域生态环境污染损失类型即为流域治理修复型水生态补偿。

## 1.4 流域治理修复实施必要性

当前,我国主要流域的水生态环境状况不容乐观,出现水量水质均差、水量缺少、水污染物超标类的流域屡见不鲜,水生态破坏现象较为普遍。1) 随着长江上游干支流污染加剧、水电梯级开发、航运发展,水域生态呈现生境单一、破碎化,珍稀、特有种类逐渐减少的趋势<sup>[62]</sup>。2) 黄河水环境的低承载能力和高污染负荷,造成了流域日趋严重的水污染问题,已使黄河流域部分河段水生态退化严重<sup>[63]</sup>。3) 海河流域以不足全国

1.3%的水资源量,承担着 11%的耕地和 10%人口的用水任务,水资源供需矛盾突出<sup>[64]</sup>。同时迫于巨大的需水压力,海河流域内长期过度开发利用水资源,使流域内水生态退化严重、生态功能下降<sup>[65]</sup>。4) 淮河流域人口的持续增长,导致毁林开荒的现象时有发生,植被受到破坏,水土流失加剧,农业减产,流域经济发展陷入恶性循环<sup>[66]</sup>。5) 珠江流域整体水资源丰富,但部分河段的水污染现象较为严重。珠江三角洲地区由于经济发达,在大量消耗流域水资源的同时也增加了超标排放污水的几率,由此造成水质型缺水严重,加大了水资源的开发利用难度<sup>[67]</sup>。6) 黑河流域内有限的水资源受人为无限制开采的影响,已出现水资源短缺、河流下游生态环境恶化等问题<sup>[68]</sup>。为此,本文紧扣流域水生态破坏的判定要点及治理修复的控制方针,通过研究我国主要江河流域水资源及其生态环境现状,为从生态受损层面给出当前生态退化的流域实施生态补偿提供依据,也为进行与流域水生态相关的各项经济、社会活动提供策略导向,为进一步采取针对性的措施改善受损流域的水生态状况提供参考。

### 1.5 流域治理修复控制策略

本文在对我国流域水生态现状进行分析的基础上,结合流域生态治理修复的重点,借鉴现有研究成果,归纳了流域水生态破坏的不同控制策略。本文借鉴相关流域已有的生态治理成功经验,依靠流域水生态治理的理论相通性及实施措施的通用性,进行流域水生态修复控制策略的一般概括,为进行不同层面、不同水生态破坏状况流域的水生态补偿提供依据。

(1) 本文针对黄河流域的水生态破坏现状,从流域生态性状整体治理的层面出发,给出针对性的区域水生态治理修复策略:上游的主要生态保护目标是植被和水源涵养林;中游应以水土保持为主,主要是恢复和保护植被;下游以保护湿地类型和维持湿地面积为重点,保护生物多样性和重要鸟类资源<sup>[69]</sup>。因此,在黄河流域构建生态补偿实施机制,形成上游生态保护的激励机制,是解决流域水生态问题的有效途径<sup>[70]</sup>。

(2) 本文针对海河流域水量超采严重、部门用水竞争激烈的问题,提出海河流域的生态治理应以生态恢复为战略目标,并确保生态用水和生活、生产用水<sup>[71]</sup>。流域相关部门在深化京津冀间有关水资源保护和水环境治理合作机制的基础上,根据“谁受益、谁补偿,谁污染、谁付费”的原则,以跨省界面水量分配和水质达标控制为依据,对流域内水生态补偿机制实施做出制度安排<sup>[72]</sup>。同时,流域相关部门应采取工程、技术、行政、经济、法律与宣传教育相结合的综合性措施,实现海河流域水生态系统的恢复<sup>[73-74]</sup>。

(3) 水资源是黑河流域生态环境危机的核心要素。流域相关部门为最大限度的挖掘水资源开发利用潜力,采取生态环境综合治理措施实现流域水生态的保护与恢复:流域上游源头区应重点加强水源涵养林带保育和草地建设;中游在进行退耕还林还草、轮

封轮牧的同时，应加大对绿洲防护带和边缘防护带的建设；下游在加大对超载过牧、滥垦滥牧管理力度的基础上，应提高人工植被修复的力度<sup>[75~76]</sup>。

（4）珠江流域水污染已经成为当前水生态治理体系中的突出问题。应加大珠江流域中上游的生态环境建设力度，保护森林培育和恢复森林植被，维护流域水质健康，并进一步拓展水生态环境对经济发展的承载能力，是解决珠江流域水污染的关键<sup>[77~78]</sup>。

不同类型的水生态破坏流域的生态治理策略，在理论研究、实践管理层面存在着共性。本文通过对上述研究成果进行梳理，结合生态治理实施过程中出现的问题，给出流域水生态治理控制过程的共性策略，如表 2.1 所示。

表 2.1 流域生态治理修复控制策略

| 实施对象 | 控制目标         | 实施策略                 | 实施难点                                |
|------|--------------|----------------------|-------------------------------------|
| 流域   | 流域生物多样性保护    | 流域上游森林和草原植被保护        | 信用机制构建缓慢/用水户支付率较低                   |
|      | 流域整体保护       | 流域上游森林和稀树草地的保护/维护    | 监督成本/免费使用/资源利用与服务间关系难以确定            |
|      | 含水层保护        | 已有森林面积的维护            | 木材公司交易租金的收取困难                       |
|      | 水/土壤/野生动植物保护 | 良好的农业种植措施/农业土地退耕     | 土地利用与对应的服务关系研究较少/政治因素降低政策有效性/监管成本过高 |
| 水体   | 水生生物多样性维持    | 森林/木材种植/农牧业生产活动污染物限排 | 土地利用与服务关系衔接的资金筹集                    |
|      | 地下水盐度控制      | 改变土地利用格局/减少地下水体交换    | 地下水运移监控技术不成熟                        |
|      | 水质改善         | 经济社会生产活动/农业最佳生产方式    | 部门综合化管理困难                           |

3.流域治理修复型水生态补偿

结合流域水生态的保护目标，针对流域水环境的本底状况，从流域水生态补偿研究的初衷出发，我国施行的流域水生态补偿，主要分流域预防保护型和流域治理治理修复型 2 类。以新安江流域为实施代表的流域预防保护型水生态补偿，通常针对水量丰富、水质良好的流域开展试点研究，并且研究成果和建议已得到环境部门的重视。治理修复型水生态补偿的提出具有一定的时代背景和政策基础，在理论研究与实施机制上与流域生态补偿存在一定的相通点。本文从流域水生态破坏的原因和表现状况出发，借助事物间的发展联系观点，对流域治理修复型水生态补偿的概念特征进行阐述，有利于促进流域生态补偿长效机制的构建，也为我国类似地区开展流域水生态补偿起到示范作用。

3.1 概念特征

以往的流域水生态补偿在没有区别流域的生态现状和发展趋势的基础上，实施效果往往难以奏效，并且生态补偿标准和反馈机制的针对性较差。作者从不同表现形式的流域生态破坏根源出发，结合流域整体协调发展的管理策略和行动计划，阐述治理修复型

水生态补偿的特征。

(1) 恢复流域的水量水质 水量补偿作为均衡流域初始水权配置、最大程度实现流域全面协调可持续发展的关键,已被不同的学者及决策制定者从不同的层面进行过计算方法和实践层面的研究。当前,对于水质补偿标准的确定多以流域交接断面水质控制标准为依据,缺少针对性的中间控制环节或激励机制,并且在对面源污染的控制上,多以简化或现成的模式开展量化研究。为实现“优水优用、差水限用”,流域治理修复型水生态补偿指在遵循流域初始水权分配的基础上,补偿方合理利用上游水生态保护的成果对上下游区域经济发展的联动促进作用,依靠自身的节水、高效用水产生的经济效益作为支持受偿方节水生态建设的循环资金,实现流域水资源的优化配置以及生态保护的净外部效益最大化。

(2) 缩小区域发展差距 实施流域水生态补偿的关键在于平衡区际经济发展差距,弥补由于限制资源开发或发展机会不均等而对区域经济发展产生的负面影响。鉴于资源禀赋、经济基础的差异性,流域内部不可避免的存在着经济发展水平不均衡现象。流域水生态屏障建设以限制区域经济发展为代价,加剧了流域上下游经济发展的不对等性。上游为有效的维持流域的水生态安全,会加大在环保建设、污染物治理上的资金投入,但生态增量却难以抵消生态保护投资量。因此,生态补偿作为调节区域经济发展不均衡的有效手段,借助对上下游经济发展水平的调节,实现水生态保护资金配置定额的有效保障。

(3) 实现整体效用最大化 水生态补偿的最终目的在于减小区域发展过程中对流域水生态的破坏,实现流域生态、经济社会发展的整体功效最优。流域问题具有公共属性,单纯一方利益的最大化不等同于整体的功效最大。流域上下游应在经济发展和环境保护上统筹协调,消除因分区管理在水资源开发利用、水功能分区水质保护目标、生态功能分区生态维持等问题上的差异,从理论层面上完善跨界水问题的解决方案。

流域治理修复型水生态补偿正是寻求生态价值多元化的一种综合调控手段,是协调当前社会发展进程中经济、生态矛盾的一种有效策略。在开发流域水资源过程中,应针对流域生态系统的整体层面进行规划,保护水资源和水环境。流域经济发展的外部性问题可通过生态补偿的博弈寻优过程解决。流域生态适应性作为实施生态补偿的外部基础,亦可通过寻求生境适宜的生态种恢复策略,实现流域经济发展优化情景下的生态潜在功效最大化。

### 3.2 影响要素

治理修复型流域水生态补偿作为调节流域水资源保护与参与者开发利用间矛盾的协调机制,借助对经济激励过程中实施相关性分析,实现个人/集体的水资源利用决策同

社会整体利益的有机结合,减少无效的资源浪费和不必要的生态破坏行为干预。经济激励性、直接支付模式、生态环境服务商品化程度之间的相互联系,促使流域水生态补偿的实现形式多样化。

经济激励作为多重驱动机制的一种,能够影响到流域水生态补偿实施中与资源利用、生态环境服务供应相关的行为模式。大多数情况下,生态补偿并非仅发生在单一的服务提供者与购买者之间,更多的处于多个生态服务的提供者与购买者构成的协调系统中。与此同时,补偿的直接支付难以奏效,协调机构起了重要作用。

生态服务的商品化程度指在协调机构的管理下,生态服务提供者获得的补偿通常被认为是一种可交易的商品。在生态服务购买者能够评价和获得价值可量化的生态服务的情况下,基于公平性的补偿标准才能存在。Clements 等<sup>[79]</sup>以经济激励作为首要手段,在生态服务的购买者、提供者、价值被清晰界定的前提下,对流域鸟类栖息地保护的商品化程度、自然资源保护者与个人之间的关系变动导致生态补偿实现形式多样化给出清晰的阐述。在经济激励的重要性相对较高、但没有现金补偿的情况下,公众将放弃治理修复型水生态资源的保护计划,见图 2.7 中的圈 A。在水生态破坏流域上游的森林重建过程中,经济激励的重要性相对较大。然而,当地的民众和林业公司在生态服务的购买者(例如世界银行基金)和提供者间发挥了中间角色的重要作用。国家作为森林重建增加的固碳受益人的代表,具有协调者的身份。此种情况下,直接支付的尺度较小,如图 2.7 的圆圈 B。在已有的多数流域水生态补偿实施过程中,国家是生态服务的购买者,服务提供者则单独的获得与保护支付费用水平不相关的固定数量的补偿。交易商品的界定与以前的案例相比相对模糊,因为补偿动力源自个体对生态服务功能价值增加的投入(如森林覆盖率增加),且这种补偿机制的实施有助于更多的生态服务价值的出现。在此情况下,经济激励的重要性相对较低,当资源环境的保护者在支付缺少的情况下,是否应减少资源的服务功能价值并不明显。因此,生态服务的商品化程度较低,直接转化以及经济激励的重要性也有所降低,如图 2.7 中的 C 圈。在治理修复型水生态补偿的实施方案中,政府支付民众的植树造林和森林保护行为,主要包括在护林方面的劳力和资金投入。在这种情况下,经济激励的重要性相对较低。另外,直接支付或许被认为是对周围环境改善的奖赏,这种机制源于区域对生态发展的保护政策,而不是国家和社会之间的市场交易。因此,生态服务商品化的程度也较低,如图 2.7 中圆圈 D。(圆圈的中心表示补偿机制与  $x$ 、 $y$  轴的相互作用。)

### 3.3 实施特点

(1) 费用支付。生态补偿在以往被简单的作为一种支付费用的行为模式,例如借助政府、世界银行的资助恢复退化的生态系统<sup>[80]</sup>。流域水生态恢复的经济效益通常被用于补

偿个人或团体用于维持或增加既定生态系统服务价值的行为付出。当前，世界范围内的许多生态补偿多数是针对恢复生态破坏的环境管理展开<sup>[81]</sup>。当前很少的流域水生态补偿案例将生态恢复作为重点。在鲜有的案例中，通常将商业的成材林作为流域重新造林的恢复成本，例如哥斯达黎加的补偿体系。我国实施的退耕还林政策作为流域治理修复型水生态恢复的关键举措，其实施费用多以国家财政转移支付为主，支付方式对民众的经济激励性较差，在一定程度上影响了区域生态治理的实施效果。

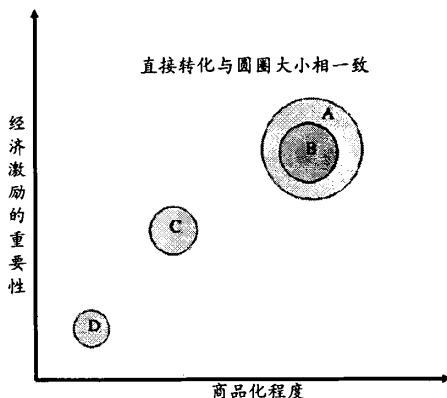


图 2.7 流域治理修复型水生态补偿影响因素

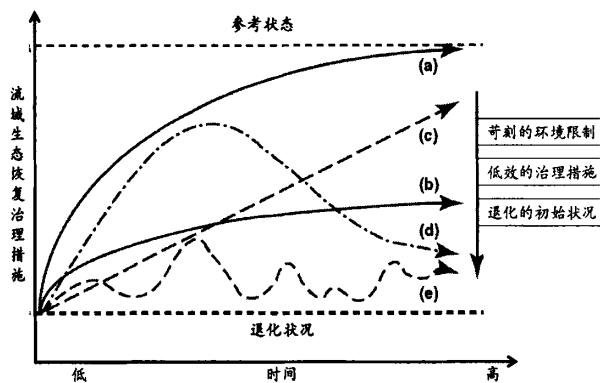


图 2.8 流域水生态恢复轨迹曲线以及不同的干预和限制措施影响

(2) 恢复过程。流域水生态功效的全面发挥需要数十年的累积过程。如图 2.8 所示，基于单一治理措施的流域水生态功效恢复曲线：渐进曲线（a 和 b）；直线（c）；单峰曲线（d）；随时间变化的随机曲线（e）。渐进和线性轨迹在适当的时期内能够作为生态功效发挥的参考曲线；当恢复过程变化比较慢时则表现为曲线 d，但单峰或随机的曲线轨迹不可能到达参考状况。因此，流域水生态补偿的治理修复目标在较短时段内难以达到参考曲线的理想状况。

在流域的水生态治理恢复过程中，生物多样性和生态服务维持措施的差异能促使一系列生态恢复轨迹的出现。现实中，某一时段的生态恢复量可能超过参考轨迹对应下的生物量。在达到参考状态时，如果原始的生态系统退化较为严重、生态环境限制较为苛刻、生态治理措施可执行差，则生态恢复轨迹的变化速率放缓，轨迹对应下的生态服务价值较低。流域被破坏的水生态的恢复需要长期的治理才能实现。在不同时期，生态补偿的侧重点和实现方式也有所差别：在生态重建初期，以外部补偿和代际补偿为主，内部补偿为补充；流域上游经济补偿能力提高后，则以内部补偿为主，外部补偿和代际补偿为补充<sup>[31]</sup>。

(3) 实施方式。流域水生态补偿的功效通常惠及整个流域，并非仅局限于流域下游。

若流域上游因保护生态获得的边际效益低于其付出的边际成本，则会降低其保护生态的积极性。在付出与收效不对等的情况下，仅凭流域上游的治理行为难以改变流域水生态破坏的命运。巴西巴拉那州政府为鼓励流域上游政府扩大和恢复流域保护区，通过对各地方政府进行税收再分配，并依据各地具体保护面积进行补偿金额的发放，有效避免了公地悲剧的发生<sup>[18]</sup>。

国际上流域水生态补偿实施方式按公众参与程度、支付交易情况分为公共支付和市场贸易支付两种。按照公共物品理论，生态补偿分为纯公共物品、公有资源、俱乐部产品、私人产品的生态补偿 4 种类型。不同的生态补偿类型对应着不同的生态补偿实施方式。市场化补偿方式主要是通过市场交易或支付，兑现水生态环境服务功能价值，已成为当前流域水生态补偿的主要支付方式。本文通过对已有的流域水生态补偿案例进行属性归类，给出 4 种典型的流域水生态补偿实施方式，如表 2.2 所示。

表 2.2 流域水生态补偿实施方式

| 类型    | 内涵                                | 特点                                         | 典型案例                                    |
|-------|-----------------------------------|--------------------------------------------|-----------------------------------------|
| 公共支付  | 政府提供实施生态补偿的项目基金或直接进行投资            | 大尺度范围，生态环境服务受益者众多，生态环境服务提供者众多；支付无形性        | 哥伦比亚、巴西、墨西哥的流域管理                        |
| 市场贸易  | 以政府或公共部门确定的环境公共标准为基础，通过市场自由交易进行补偿 | 环境服务可被标准化为可分割、可交易的商品形式，建立起市场交易体系和规则        | 哥伦比亚的“森林环境支付项目”                         |
| 一对一交易 | 自发组织的市场补偿                         | 小尺度范围，生态环境服务的受益者较少并且责任比较明确；生态环境服务提供者在可控范围内 | 法国 Vittel 供水公司与水源地农场主之间的交易              |
| 生态标记  | 能为以生态环境友好方式生产的产品提供可信的认证服务；间接获得补偿  | 生态产品认证服务具有可信性，包含对可持续生产、发展方式的补偿             | 美国居民愿意每磅咖啡多花 0.5~1 美元购买经认证的以环境友好方式生产的咖啡 |

流域上游民众发展经济、摆脱贫困的愿望强烈。在经济利益的驱使下，流域上游地区易出现资源过度开发利用、污染物超标排放与保护流域水生态的矛盾并存现象。流域治理修复型水生态补偿作为调节流域环境保护与经济社会发展关系的有效手段，通过对生态保护行为的激励，在社会公平的基础上，实现流域生态环境保护与区域经济社会的协调发展。我国根据不同流域的生态保护现状和区域经济社会发展规划，实施具有区域特色和调控重点的水生态补偿模式。

结合我国流域水生态补偿实施现状，政府财政转移支付是国内实施生态补偿的主要形式。但当前的财政转移支付额度难以弥补上游生态保护的成本投入以及经济发展的机会成本损失。因此，增加可用财政税收中的生态补偿额度权重，加大对国家生态建设专项资金投入的保障力度，才能有效的巩固治理修复型流域水生态补偿的实施效果。为充分依靠流域内部自我发展对流域水生态改善的促进作用，本文建议对流域内发展生态经

济的企业、项目，在实施长期优惠税率政策的同时，应运用纳税扣除和投资税收抵免方式鼓励其继续加大对生态保护的投资力度，实现流域水生态治理的内部效益最大化。

### 3.4 实施类型

流域上游污染物随水体流动向下游转移，是造成下游跨界断面污染物浓度超标的主要原因。本文结合效用最大化分析，探讨上下游采取非合作、合作的方式治理水污染获得的收效大小，为进行流域水生态补偿标准的合理确定提供依据。

上游污染物用一个扩散函数  $T$  表示。在此情况下，下游  $j$  区域的环境质量不仅受本区域污染物排放的影响，而且由于扩散函数  $T$  的存在，也受上游  $i$  区域污染物排放的影响，表达形式为：

$$U^j = G^j[E^j, T(E^i)] \quad (2-1)$$

流域跨区域污染体现了区域间联系的外在性，并且意味着一种扭曲<sup>[82]</sup>。上游区域通过向下游区域排放污染物，利于减少本区域的环境污染水平、降低环境保护政策实施的机会成本、提高高污染活动的比较优势。在下游区域水体污染水平提高的情况下，高污染活动的比较优势却降低。在缺少有效解决跨区域环境问题的生态补偿实施机制的情况下，区域的环境政策就会在扭曲的条件下运行，导致下游保护环境的机会成本过高，限制了流域治理修复政策的实施范围，降低了最优环境的质量。

#### (1) 跨区域污染的非合作解决

在跨区域污染的非合作解决方法中，流域上下游分别以各自的效用最大化（污染治理成本最小化）作为控制目标。在不考虑区域污染的情况下，流域上下游作为具有各自偏好函数和减污函数的独立体，两者通过跨区域污染建立实体联系。假定流域的污染程度取决于水体中的污染物质的含量， $S_0$  表示污染物扩散和减污前的流域污染物质的总排放量， $T$  表示从上游转移到下游的污染物质量， $S_r^i$  表示减少的污染物质量， $C_i$  表示减污成本。

为简化分析过程，本文假定区域的总成本即环境成本和减污成本的总和最小。为此，引入损害函数  $D$ ，表达形式为：

$$D = D(S) \quad D' > 0 \quad D'' > 0 \quad (2-2)$$

损害函数随流域水体污染物含量的增加而增加。在假定污染物质的初始含量  $S_0^2$  一定的情况下，上游（本文暂用上标号 2 表示）成本最小化的表达形式为：

$$\min D^2[S_0^2 - T(S_r^2) - S_r^2] + C^2(S_r^2) \quad (2-3)$$

如果不考虑污染物质的运移，减排量  $\hat{S}_r^2$  的最优化条件表示为：

$$-\frac{dD^2}{dS_r^2} \left[ S_0^2 - T(\hat{S}_r^2) - \hat{S}_r^2 \right] = \frac{dC^2}{dS_r^2} (\hat{S}_r^2) \quad (2-4)$$

因为入河污染物的增加加大了对水体的损害，且污染物的减少降低了水体中的污染物浓度，因此

$$\frac{dD^2}{dS_r^2} = \frac{dD}{dS} \cdot \frac{dS}{dS_r^2} < 0 \quad (2-5)$$

流域下游（本文用上标号 1 表示）水体污染物的浓度受到上游污染物输入的影响，治污成本最小化表达式为：

$$\min D^1 [S_0^1 - T(S_r^2) - S_r^1] + C^1(S_r^1) \quad (2-6)$$

对最优减污水平  $\hat{S}_r^1$  的优化条件要求：

$$-\frac{dD^1}{dS_r^1} \left[ S_0^1 - T(\hat{S}_r^2) - \hat{S}_r^1 \right] = \frac{dC^1}{dS_r^1} (\hat{S}_r^1) \quad (2-7)$$

最优化条件（2-4）和（2-7）表明防止水污染的边际损害与减污的边际成本相等。

在  $\hat{S}_r^2 = S_r^2$  的条件下，（2-4）和（2-7）成为流域污染物治理的非合作均衡条件。

在流域中某个区域单独优化的非合作解决办法中，最优化条件意味着上游对转移到下游的污染物作了减污的替代。因此，下游受减污水平的激励影响较小，如图 2.9 中的 A 点所示。对于上游而言，污染物的转移量  $S_0^1 S_0^2$  可被看做向左转动减污函数。如果上游不采取减污措施，即  $S_r^2 = 0$ ，则  $T = T_0$ 。减污环保措施降低了污染物的入河量，因此，来自上游的污染物输入量相对减少。当流域上游所有排污口的污染物排放量为零时，就不会有污染物浓度的越界扩散。通过对图 2.9 中上游的两条边际曲线进行比较，上游排放的污染物转移可看做在污染的初始水平上的无成本降低。然而，对下游区域而言，借助水流的传导作用，上游污染物的输入提高了其污染的初始水平，边际曲线向右移动。因此，最优减污在图 2.9 中的 A' 点。如果上游采取了减污措施，使得入河的污染物越来越少，即  $S_r^1$  比最优状态的值小，则减污的边际成本减小，造成边际损害增大，减污成本过高。因此，如果曲线上的点从 A' 点向左移动，对应的环境保护投入上升，等成本或等效用的无差异曲线要求上游加大污染物的减排力度。上下游的无差异曲线，如图 2.10 所示。

由图 2.9 可知，反应函数的斜率为负。上游的减污越少，下游的边际成本曲线向右移动的就越多。随着污染物排放的边际损害增加，下游将会加大减污力度。上游的反应函数是独立于下游的减污水平之外的，因此，下游的污染物排放并不影响上游的减污水平。 $R^2$  是上游的总成本最小的无差异曲线。在图 2.10 中，并没有给出上游的其他无差

异曲线，它们同  $R^2$  平行。无差异曲线向上或向下移动都表明较低的效用水平。

图 2.10 中的反应函数的交叉点 A，表明了治理流域污染物的非合作解决方案的最优解。跨区域污染的非合作解决办法并不表明上下游都有兴趣改变其状态。在 A 点，下游的无差异曲线  $I_0^1$  相切于上游的无差异曲线  $R^2$ 。通常而言，上游减污努力的任何单方改变都会影响到下游的效用。因此，在条件给定的情况下，减污活动的帕累托改善再配置的可能性较小。

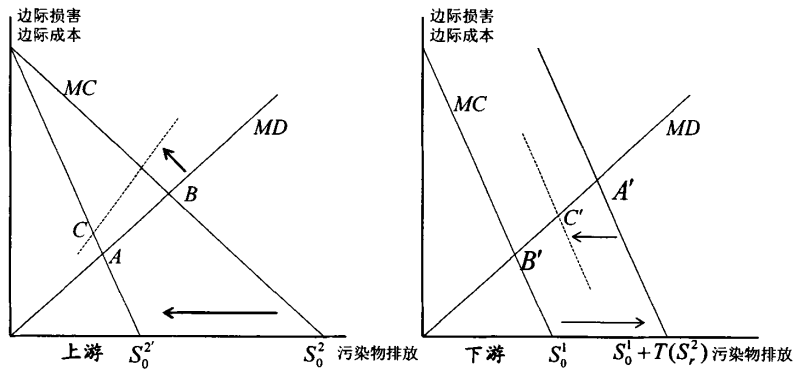


图 2.9 流域污染非合作解决图解

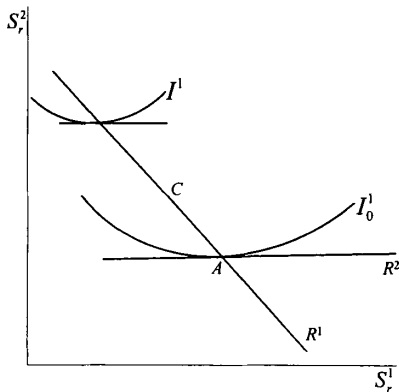


图 2.10 流域污染物治理的合作、非合作无差异曲线

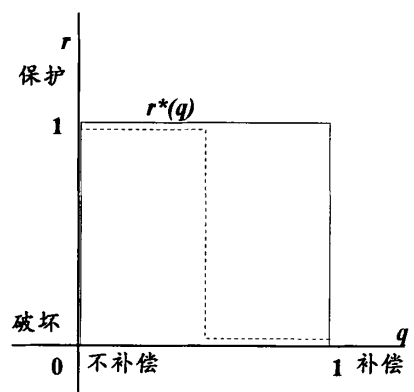


图 2.11 治理修复型水生态补偿战略-收益分析

## (2) 跨区域污染的合作解决

在跨区域污染的合作解决方法中，流域上下游联合追求治污效果最优。因此，基于双方合作的支付方式重新分配了效用的增加量。污染治理成本的联合表达函数为：

$$\min \{ D^1 [S_0^1 + T(S_1^2) - S_1^1] + D^2 [S_0^2 + T(S_1^2) - S_1^2] + C^1(S_1^1) + C^2(S_1^2) \} \quad (2-8)$$

由此得到

$$-\frac{dD^1}{dS_r^1} [S_0^1 + T(S_r^{2*}) - S_r^{1*}] = \frac{dC^1}{dS_r^1} (S_r^{1*}) \quad (2-9)$$

$$-\frac{dD^1}{dS_r^1} [S_0^1 + T(S_r^{2*}) - S_r^{1*}] - \frac{dD^2}{dS_r^2} [S_0^2 - T(S_r^{2*}) - S_r^{2*}] = \frac{dC^2}{dS_r^2} (S_r^{2*}) \quad (2-10)$$

依前所述, 下游的减污措施仅仅使下游区域受益, 但流域整体减污连带成本最小化要求下游的边际减污等于其边际损害成本。与流域非合作的情况相反, 在联合成本最小化的情况下, 上游的边际减污成本等于流域上下游边际损害成本的总和。比较方程(2-4)和(2-10), 在  $dD^1/dS_r^2 < 0$  的情况下, 上游的减污能力超过非合作的解决方法。在图 2.10 中, 联合成本最小位于  $R^2$  的上方, 因而联合成本最小也必定位于  $R^1$  上。假定联合成本最小化位于  $C$  点上, 同非合作解  $A$  相比, 在合作的情况下上游相对于下游而言, 需做较大的减污投入。图 2.10 中, 由于考虑了上游污染对下游区域的影响, 因此, 上游的边际损失曲线向上移动, 更多的污染物质被减少, 进入下游的污染物浓度降低。

### 3.5 实施可适性

#### 3.5.1 经济可适性

流域水生态补偿的实施是流域上下游针对发展和收益进行博弈的结果。博弈论关注冲突与合作问题, 主张个体理性与集体理性应合理兼容, 且在满足个体理性的条件下才能达到集体理性。在政府不进行外部干预的前提下, 流域上下游自由博弈的结果显示出双方最大的趋利倾向, 优势均衡的战略为“上游不保护, 下游不补偿”, 由此导致流域生态资源被无竞争、无排他的开发利用, “公地悲剧”由此出现。理论上最优的策略并不一定能被现实政策的执行者所接纳。帕累托最优的结果是实现个人与集体收效最优化。因此, 在政府强制力的干预下, 保护流域上游地区的水生态作为纳什均衡协议, 成为流域上下游地区的严格占优战略, 为治理修复型水生态补偿的实施提供经济学分析基础。

依据纳什均衡的成立条件, 在  $n$  个参与者的标准式博弈  $G = \{S_1, S_2 \dots S_n; u_1, u_2 \dots u_n\}$  中, 如果战略组合  $\{s'_1, \dots, s'_n\}$  满足对每一个参与者  $i$ ,  $s'_i$  是(至少不劣于)其针对其他  $n-1$  个参与者所选战略  $\{s'_1, \dots, s'_{i-1}, s'_{i+1}, \dots, s'_n\}$  的最优反应战略, 则称组合战略  $\{s'_1, \dots, s'_n\}$  是该博弈的一个纳什均衡, 即  $u_i \{s'_1, \dots, s'_{i-1}, s'_i, s'_{i+1}, \dots, s'_n\} \geq u_i \{s'_1, \dots, s'_{i-1}, s_i, s'_{i+1}, \dots, s'_n\}$ 。因此, 为确保流域水生态补偿策略的正常实施, 政府的强制引导行为作为流域上下游商定的决定补偿博弈如何运行的协议, 是实现流域水生态补偿参与者战略组合符合纳什均衡战略组合的前提。流域上游生态保护、下游生态补偿作为一种双方博弈后的纯战略, 在与优势均衡战略可行性与影响范围比较后得出。

治理修复型水生态补偿的实施需要流域上下游针对自己的利益需求, 选取混合战略的最优反应。依据博弈的理论, 在没有事先沟通的前提下, 假定流域上游推断下游以  $q$  的概率实施补偿, 以  $1-q$  的概率不补偿, 则上游推断下游将使用混合战略  $(q, 1-q)$ 。由

的最优反应。依据博弈的理论,在没有事先沟通的前提下,假定流域上游推断下游以  $q$  的概率实施补偿,以  $1-q$  的概率不补偿,则上游推断下游将使用混合战略  $(q, 1-q)$ 。由此分析上游得到补偿后获得的期望收益为  $q(-1)+(1-q).1=1-2q$ , 没有得到补偿获得的期望收益为  $q.1+(1-q)(-1)=2q-1$ 。因此,当且仅当  $q < 1/2$  时,上游的最优纯战略为实施补偿,  $q > 1/2$  时,上游在下游不补偿时获得的纯收益最大。当  $q = 1/2$  时,无论下游补偿与否,上游获得的收益无差异。上游可能采取的混合战略决定了流域水生态保护或恢复的可能性,具体的经济依据为:

令  $(r, 1-r)$  表示上游的混合战略,上游治理破坏的生态的概率为  $r$ , 对任意的  $0 < q < 1$ , 用  $r'(q)$  表示  $r$  的值。定义  $(r, 1-r)$  为下游选择  $(q, 1-q)$  时上游的最优反应,其结果如图 2.11 所示。当下游选择  $(q, 1-q)$  时,上游选择  $(r, 1-r)$  的期望收益为:

$$rq \cdot (-1) + r(1-q) \cdot 1 + (1-r)q \cdot 1 + (1-r)(1-q) \cdot (-1) = (2q+1) + r(2-4q) \quad (2-11)$$

其中,  $rq$  表示“上游保护,下游补偿”的概率,  $r(1-q)$  表示“上游保护,下游不补偿”的概率,以此类推。由于上游的期望收益在  $2-4q > 0$  时随  $r$  递增,在  $2-4q < 0$  时随  $r$  递减,因此,如果  $q < 1/2$  时,上游的最优反应为  $r=1$  (即保护);如果  $q > 1/2$ , 上游的最优反应为  $r=0$  (即不保护)。在图 2.11 中,  $r'(q)$  具有两段水平虚线。这种表述比上面纯战略分析结果的表述要明显,即在  $q < 1/2$  时,补偿是所有战略(纯战略和混合战略)中的最优选择,如果  $q > 1/2$  时,不补偿是所有战略中最优的。

在完全竞争条件下,市场机制依靠价格的变动来调节资源的流动,以实现资源的最优配置。生态产品具有公共物品的属性,公共物品的生产不存在市场竞争和市场交换价格。因此,本文依托纯战略、混合战略对应下的上下游收益最大化的分析结果,给出第三方干预下的流域生态补偿经济最优实现条件。作者通过对经济占优的纳什均衡条件进行改进,实现上游保护、下游补偿的帕累托最优,既利于节约外部生态恢复资金的投入,又能充分调动各地区的生态保护积极性,实现流域内生态改善受益资金的自我循环运转。

在没有任何方式能在不减少其他人福利的条件下,增加至少一个人的福利时,整个社会的资源配置就处于最优的分配状态即为帕累托最优状态,简称帕累托最优<sup>[83]</sup>。流域资源具有整体性,可将其视作诸多生态服务功能的载体。开发利用其中某项生态服务功能在给所属区域内民众带来福利时,势必会影响其他区域民众对该生态服务功能的享有权及其他生态服务功能的开发。如果某种生态服务功能的开发改进了本区域和其他区域的生态结构与功能,使资源得到改良或增值,则开发流域内该项生态服务有助于提高社会整体福利,实现帕累托最优,形成流域民众与生态资源的良性互动;如果因开发本区域的资源而损坏了其他区域的生态结构与功能,阻碍其生态功能的正常发挥,降低其效益,使生态资源退化与耗竭,则开发流域内该区域的生态资源虽能提高所属区域的经济效益,但对流域整体效益的增加而言却并非是帕累托最优。帕累托最优是一个不断提高

“最优”级别的过程，也正是在不断转化“最优”级别的过程（即开发）中，使得自然资源的利用更趋合理，为社会带来更多福利<sup>[84]</sup>。福利经济学认为帕累托最优的效用组合存在无限多种，但现实状况并非如此，因为完全竞争、完全信息、外部性的条件难以实现。

依据上述分析，在流域治理修复型水生态补偿博弈过程中存在两个纳什均衡解，即“上游不保护，下游不补偿”和“上游保护，下游补偿”。流域的生态保护责任并非仅由流域上游承担，而是由流域上下游通过合作的方式，在互惠共享流域资源、技术、经济成果的基础上，由流域整体共同承担受损生态的治理费用。为研究方便，本文将流域上下游采取合作方式治理流域水生态的社会最优解定为帕累托最优  $(a, b)$ ，将采取不合作方式治理流域水生态的个人最优解为帕累托劣解  $(c, d)$ 。流域上下游采取合作和不合作策略的付出期望值记为  $\theta^c$ 、 $\theta^b$ ，双方进行合作治理流域生态的概率为  $p$ ，则

$$\theta^c = pa + (1-p)d \quad \theta^b = pb + (1-p)c \quad (2-12)$$

流域上下游决策的选择通常具有路径依赖，偏好路径的选择具有情景依存。在流域上下游的决策协商过程中，上游  $i$  与下游  $j$  间的个体效用函数为：

$$f_{(i)}^u = \theta_i + \gamma(\theta_i - \theta_j) \quad \forall i \neq j, -\frac{1}{2} \leq \gamma \leq 0 \quad (2-13)$$

在效用函数中，流域上下游的行为并非完全自利。在遵循流域整体协调发展的理念下，个体通常在  $r$  因子制约下比较自身与他人收益的差距，并以适当的方式限制自己的行为对其他参与方的影响。基于现实研究的需要，本文对完全自立 ( $r=0$ ) 和完全公平 ( $r=-1/2$ ) 的情形暂不考虑<sup>[85]</sup>。

本文结合流域上下游针对合作与否展开的博弈确定分布函数：

“合作，合作” =  $a$

“合作，不合作” =  $d + r(d-b)$

“不合作，合作” =  $b + r(b-d)$

“不合作，不合作” =  $c$

流域上下游采取合作、不合作的方式付出的期望值为：

$$\begin{cases} \theta^c = pa + (1-p)[d + \gamma(d-b)] \\ \theta^b = p[b + \gamma(b-d)] + (1-p)c \end{cases} \quad (2-14)$$

$$\forall a > b > c > d > 0, a + d < b + c, 2c < b + d$$

在  $\theta^c = \theta^b$  处，存在均衡点。由此求得流域上下游采取合作方式治理流域水生态的风险因子  $\tilde{p}$  为：

$$\tilde{p} = \frac{c - d + \gamma(b - d)}{a - b + c - d} \quad (2-15)$$

合作风险因子  $\tilde{p}$  实际上确立了一个以  $r$  为自变量的风险因子函数  $\tilde{p}(r)$ ，对其进行

$$\frac{d\tilde{p}(\gamma)}{d\gamma} = \frac{b-d}{a-b+c-d} > 0 \quad (2-16)$$

由此可知, 合作风险因子函数  $\tilde{p}(r)$  实际上为  $r$  的增函数。

$$\text{在 } 0 \leq \tilde{p} \leq 1 \text{ 的前提下, } -\frac{c-d}{b-d} \leq \gamma \leq \frac{a-b}{b-d}$$

$$\text{由于 } 2c < b+d, \quad -\frac{c-d}{b-d} - (-\frac{1}{2}) = \frac{b+d-2c}{2(b-d)} > 0$$

$$\text{由此得到 } -\frac{1}{2} < -\frac{c-d}{b-d} \leq \gamma \leq 0 < \frac{a-b}{b-d}$$

由于  $\frac{a-b}{b-d} > 0$ , 因此, 流域上下游博弈的效用函数存在一个帕累托劣解纳什均衡和一个帕累托最优的纳什均衡。为使上下游合作成为风险占有均衡, 则合作的风险因子  $\tilde{p} < \frac{1}{2}$ 。

$$\text{对 } \tilde{p} = \frac{c-d+\gamma(b-d)}{a-b+c-d} \text{ 进行变形, } \gamma < \frac{a-b-c+d}{2(b-d)}$$

$$\text{在 } a+d < b+c \text{ 的条件约束下, } \frac{a-b-c+d}{2(b-d)} < 0$$

在现实中, 理论最优的限制因子  $r$  是存在的, 记为  $\hat{\gamma}$ , 则有

$$-\frac{1}{2} < -\frac{c-d}{b-d} \leq \hat{\gamma} \leq \frac{a-b-c+d}{2(b-d)} < 0 < \frac{a-b}{b-d} \quad (2-17)$$

在流域水生态恢复的过程中, 流域上下游以协商的方式确定的限制因子  $\hat{\gamma}$  对双方的发展都有利, 能够被接收。在此情况下, 流域的水生态治理保护和经济发展能够获得帕累托最优解。

### 3.5.2 生态可适性

植被、水土、生物多样性是人类生存发展的必需生态资源<sup>[86]</sup>。流域上游经济社会发展给流域整体的生态环境和生物多样性资源的维持构成胁迫。环境生态学指运用生态学理论, 在阐明人与环境间的相互作用关系的基础上, 给出解决环境问题的生态途径<sup>[87]</sup>。水作为生境组成中不可或缺的一份子, 是影响流域生态体系存亡的关键。生态特性是决定流域生物多样性以及物种丰度的关键, 为从生态学的视角合理开发利用流域水资源, 促进流域的水生态治理恢复提供依据。

生态平衡是衡量流域水生态保护与恢复成效的重要指标, 是生物适应生境的外部表征。当前由于流域天然来水量的减少以及污染程度的加剧, 流域生态缺水缺失导致的生态失衡现象屡见不鲜。生态平衡是动态变化的, 是在环境自净能力的调控下, 实现的生态系统结构、功能的优化组合。水生态系统作为开放的巨系统, 不断与外界进行着物质、能量、信息的交换。流域水资源的人为开发利用, 势必会改变水资源的自然存在形态,

影响水环境的良性循环,降低流域的水生态服务功能。生态补偿在遵循生态平衡原理的基础上,通过对人类经济社会发展过程中被破坏的生态环境进行治理修复,依靠多元化的生态服务价值弥补区域生态资源被限制开发造成的经济损失。因此,生态补偿是在不破坏生态环境自我调控功能的前提下,实现流域生态良性发展的重要策略。

环境承载力作为对区域生态适应性的极限表达,是保证生态良性发展的基础。水环境承载力是对水环境系统内在规律的客观反映,是实现生物多样性维持、多样化生态服务提供、水环境系统功能可持续发挥的前提。当前,人类活动排放的污染物超过了流域水环境的极限承受能力,造成了生态系统的失衡。为消除外界干扰给脆弱的水生态环境带来的压力,在考虑水生态环境承载力的基础上,试图恢复生态系统的原有功能已成为许多国家可持续发展政策的重要组成部分。

流域内不同生态种占据着不同的生态位,对水资源的需求和适应性有着明显的差异。不同的生态种对生境具有不同的生态适应性,虽出现生态位重叠的现象,但流域内由于某些生态物种消失造成的生态服务价值缺失,却是制约流域水生态整体可持续发展的重要因素。当前,流域生态需水满足程度让位于经济社会发展需求的现象,已造成的物种生态幅的缩减,使生态种的多样性难以为继。结合流域生态退化物种的生境适应范围,在划分流域生态分区的基础上,给出分区段(生境破碎,种群分布离散)的流域水生态恢复策略是实施治理修复型流域水生态补偿的前提。流域径流量的减少以及水文泥沙情势的改变是造成生态种生境萎缩、生存适应性下降的主要原因。对此,本文从流域生态补偿的着眼点考虑,提出通过优化配置流域内有限的水资源,改善流域水体水质;加快环境适应物种资源的保护区建设;合理投放调节性物种,控制物种间的生存竞争性,逐步恢复原有发展情形下的物种多样性的生态治理措施。

生态补偿以实现生态系统总体效益最优为控制目标。从生态整体主义的角度看,开发流域水资源过程中,应对流域生态系统的整体进行规划,保护流域水资源和水环境。因此,追求单一生态资源服务价值最大化并非是帕累托最优。经济社会发展追求市场效益最大化,追求最大的投入产出比。生态服务的价值核算作为衔接流域生态保护和经济社会发展的纽带,已经成为实施流域生态补偿的着力点。流域经济发展的外部性问题可通过生态补偿的博弈寻优过程解决,能够找到上下游协同保护流域生态投入与收效的帕累托最优解。流域生态适应性作为实施水生态补偿的外部基础,亦可通过寻求生境适宜的生态种恢复策略,实现流域经济发展优化情景下的生态潜在功效最大化。生态补偿正是寻求生态价值多元化的一种综合调控手段,是协调当前社会发展进程中经济、生态矛盾的一种有效策略。

#### 4.小结

首先,本章从流域的基本属性及构成要素出发,对流域水生态补偿的特性进行了深入探讨。当前生态补偿的相关理念已经深入到资源、矿产、区域发展的各个层面,已呈

现出不同的分支和表现形态。通过对流域水生态补偿的相关概念从理论基础和要素构成上进行分析,借助实施层面的相关细节对流域水生态补偿进行全面剖析。

其次,本章从水资源开发利用综合影响评价的层面入手,结合流域水生态状况和发展目标,提出流域水生态破坏的特征和判定准则,并针对不同的表现形式,给出综合的生态治理措施。

最后,本章在对治理修复型水生态补偿的概念特征进行阐述的基础上,借助对流域水生态补偿的实施环境(实施概要、要素特性)和运行基础(经济可适性、生态可适性)进行的整体分析,构建了较为系统的流域治理修复型水生态补偿理论体系。

国内在治理修复型水生态补偿领域的研究正处于探索阶段,还存在许多问题亟待解决。本文结合已有的理论成果和成功经验,构建了治理修复型水生态补偿的理论体系,以此推动我国流域水生态补偿实施机制的完善。

### 第三章 流域治理修复型水生态补偿标准研究

本章以流域生态补偿实施的可持续性为着眼点，从水量、水质相关的功能属性出发，结合当前已有流域实施生态补偿的成功经验，从流域水生态破坏的相关表现形式出发，对流域水生态补偿标准的计算方法进行深入研究。针对流域水生态的相关组成对补偿标准的影响，进行完善策略探讨。

在流域天然来水量偏少的情况下，本文从水资源的水量水质属性出发，合理确定自然、人为作用对流域水资源可持续开发利用影响程度大小；从流域合理用水、有序发展的角度出发，确定流域水生态补偿影响因素。论文结合已有的生态补偿成功经验，在探讨的基础上给出体现流域水量构成及分配、水质控制目标及实现过程的流域水生态补偿标准研究框架，如图 3.1 所示。

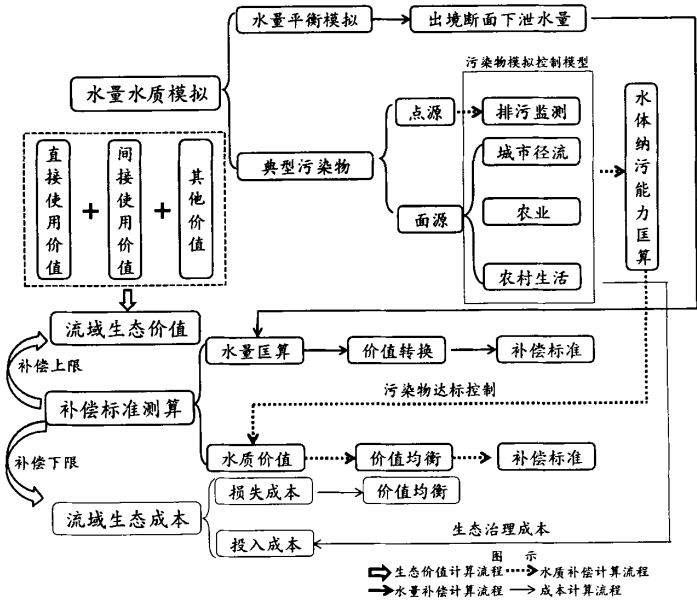


图 3.1 流域治理修复型水生态补偿标准研究框架

#### 1.流域水生态补偿标准研究

补偿标准是建立生态补偿机制据以参照的依据，是确保生态补偿顺利实施的关键技术。生态补偿标准测算的关键就是协商平衡受偿方与补偿方之间的意愿冲突。流域水生态补偿标准的实质是确定补多少才能既反映水生态服务的价值及其成本与收益，又能被上、下游接受，实现退化流域生态功能的恢复或改善。补偿标准的合理界定是确保补偿机制可行与否的主要依据，是将生态保护（破坏）的外部效益内化为可度量经济标准的

转化工具。当前,流域生态补偿标准的量化研究还处于探索阶段,缺乏成熟完备的计算体系,理论和实践方面均有待完善。受地域及流域管理特征复杂性的限制,范式化的生态补偿标准计量方法难以实施。结合当前模型以及数字化技术的发展,寻求关键控制因子与生态补偿标准之间的关系,成为减小不确定性因素影响,提高流域生态补偿标准准确性的关键。

依据当前流域的管理和保护现状,流域治理修复型水生态补偿的标准应当依照实际水质与目标水质间的差距,根据环境治理成本并结合当地经济社会发展状况,在社会机制约束和谈判协商的基础上进行确定。流域水生态补偿的标准应该处于提供流域生态服务的成本和流域生态服务价值之间,由上、下游依据流域水环境污染治理投入成本以及为保护水生态丧失经济发展的损失,在最优收效的框架下经协商后确定。流域上游生态保护付出获得的生态服务价值增益量,能被整个流域共享,可将流域生态系统服务价值的计算结果作为补偿标准的参考上限值(当前的生态服务价值计算结果理想化,远高于经济社会的发展水平);将生态资源供给者收益损失作为补偿下限,即以直接投入与机会成本之和作为生态补偿的最低标准(机会成本考虑因素的欠缺性以及参考因子价值计算的多样性,导致计算结果间偏差较大)。研究过程中,发展机会成本和生态系统服务效益的测算是确定生态补偿标准的难点。同时,相关方面协商确定补偿标准的趋势将会日益明显,在此过程中,各种量化核算和调查方法日益备受关注<sup>[88]</sup>。

流域水生态补偿标准与其水生态破坏程度紧密相关,且补偿标准随影响流域水生态控制变量的变化而变化。因此,计算生态补偿标准时,应通过博弈和谈判的方式确定补偿初值,并在生态保护需求和经济社会发展水平的影响下,进行优化值的实时调整<sup>[89]</sup>。

### 1.1 研究方法

本文以流域生态补偿实施的可持续性为着眼点,从水量、水质相关的功能属性出发,结合当前已有流域生态补偿实施经验,从治理修复型水生态补偿的相关特征出发,对补偿标准的计算方法进行深入研究。借助水资源在价值功能、经济价值核算方面与其他资源价值核算方法上的相似性,以当前较为成熟的研究方法为参考,针对流域水生态的相关组成对补偿标准的影响,给出基于治理修复特性的流域水生态补偿标准计算方法。

#### 1.1.1 生态系统服务价值计算

生态服务价值的合理测算是确定生态补偿标准限值的前提。生态系统的服务功能指生态系统在生态产品形成过程中所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用<sup>[90]</sup>。劳动价值论、效用价值论、能量价值论、能值价值论、服务价值论、补偿价值论等理论知识的发展及广泛应用,为生态服务价值的计算提供依据<sup>[91]</sup>。学者针对不同的评估目的、研究区发展状况及流域生态恢复目标,通常采用静态价值评估法(市场价值法、费用支出法、机会成本法、影子工程法、影子价格法、费用分析法、人力资本法、旅行费用法、享乐价值法、条件价值法、集体评价法)和动态价值评估法(预测性评估、回

顾性评估) 进行生态服务价值评估。

当前对生态服务价值的计算, 一般根据生态服务的类型和属性, 采用相应的经济核算方法实现其内在价值的外部性显现。对生态系统服务进行价值评估, 首先应将复杂系统分解为满足经济社会需求意愿的几种生态服务或产品。流域的生态服务价值主要包括直接价值和间接价值 2 类, 直接价值主要包括物质生产价值、供水及水源涵养价值、文化科研价值、生态旅游价值, 通常采用市场价值法、资产价值法、旅行费用法等对其进行价值量化; 间接价值主要包括水土流失防护、气候调节、净化环境、生物多样性维持、水文调节价值等, 通常采用影子工程法、固碳价值法、生态价值法进行价值测算。其次, 针对流域生态服务价值的分类, 采用系统的价值核算方法(如图 3.2 所示) 进行生态服务价值的计算。本文对于生态价值的核算, 借鉴国内外成功的实践经验, 主要对当前普遍采用的市场价值法、影子工程法(替代费用法)、旅行费用法、资产价值法的计算特点进行阐述。

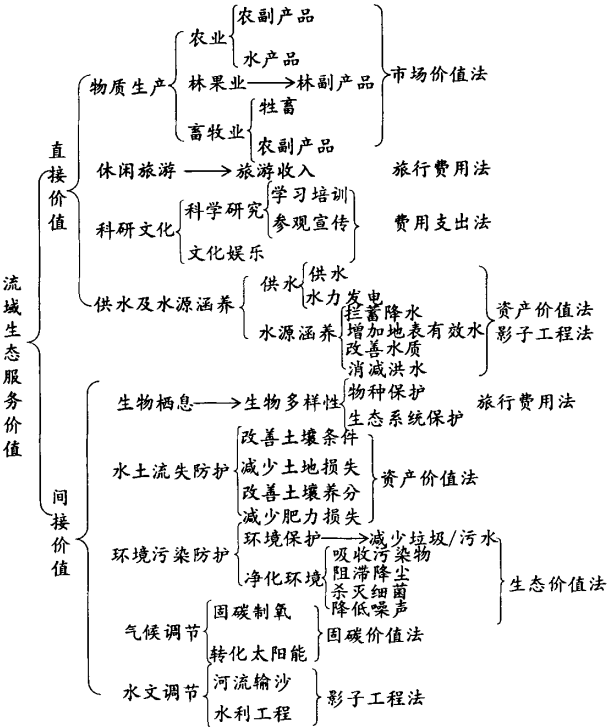


图 3.2 流域生态服务价值种类及计算方法

1) 市场价值法

市场价值法 (Marketing Value Method) 又称生产率法, 指利用因环境质量变化引起的区域产值或利润变化来计量环境质量变化对应的经济效益或经济损失<sup>[92]</sup>。该方法将流

域生态环境看成生产要素,用获得生态产品的市场价格来计算环境质量变化导致的生态保护效益和投入成本的变化,用于估算生态环境保护(破坏)所带来的经济效益(损失)。市场价值法主要用于生态系统物质产品价值的评估、动物栖息地及生物多样性保护价值的核算。当前,针对生态产品的种类以及价值计算方法上的差异性,市场价值法主要有直接市场和间接市场价值法 2 种。直接市场法是从生产者的角度出发,以开发、保护、经营流域内的各种生态资源所投入的人力、物力和劳务的总和作为流域生态系统的服务价值,是生产性评估类别的一种主要方法<sup>[93]</sup>。当生态环境发生变化时,虽不会对实物性质的商品和劳务输出量产生影响,却会间接影响商品的替代物或劳务消费品的市场价值,此时,可运用间接市场价值法估算生态环境条件变化导致的价值或效益变化。

市场价值法相对简单,但市场价格的选取对评价结果的影响较大:平均价格能够容易的反映生态产品的“真实价格”,但忽略了有效市场假设的前提;选用研究期内当日市场价格,利于对生态产品的价值进行精确估算,但难以反映市场价值的长期波动性。

## 2) 影子工程法

影子工程法(Shadow Project Method)又称替代工程法。为估算某个不可能直接得到损失结果的项目,假设采用某项实际效果相近但实际上并未进行的工程,以该工程建设成本替代待评估项目的经济损失。影子工程法通常用于计算经济价值难以直接估算的森林涵养水源、防止水土流失的生态价值。计算依据为:

$$V = f(x_1, x_2, \dots, x_n) \quad (3-1)$$

式中:  $V$  为需要评估的生态功能价值;  $x_1, x_2, \dots, x_n$  为替代工程的成本投入。

影子工程法将难以量化的生态价值转化为可计算的经济价值,实现生态内在价值的外部性显现。但由于替代工程的非惟一性、替代工程与原生态系统功能效用的异质性,造成影子工程法的计算结果在生态价值评估中存在一定的偏差。影子工程法用恢复被破坏的生态功能费用表示该功能的价值:如果这种恢复行为发生,则该费用小于需恢复的生态功能价值,将费用作为环境影响价值的最低估值;如果这种恢复行为不发生,该费用可能大于或小于需恢复的生态功能价值。

## 3) 旅行费用法

旅行费用法(TCM)是西方国家最流行的森林游憩价值评估方法,它以“游憩商品”的消费者剩余作为游憩区的经济价值。该方法作为一种评价无价格商品价值的方法,通过计算生态补偿后,环境质量改善给旅游场所带来效益上的增加,间接估算生态补偿造成的经济收益。

旅行费用法通过人们的旅游消费行为来对非市场环境产品或服务进行价值评估,并把生态环境服务的直接费用与消费者剩余之和作为生态产品的价格,该价格在一定程度上反映了消费者对旅游景点的支付意愿。当前,游客旅行实际总支出费用的数额计算方

法为<sup>[94]</sup>:

$$V_t = C_p + S_c + V_s + V_o = (C_t + E_t + C_b) + S_c + (T_t \times C_o) + (C_f + C_g) \quad (3-2)$$

式中:  $V_t$ 为旅游价值;  $C_p$ 为游客旅行费用支出;  $S_c$ 为消费者剩余;  $V_s$ 为时间花费价值;  $V_o$ 为其它费用;  $C_t$ 为交通费用;  $E_t$ 为门票及服务费用;  $C_b$ 为食宿费用;  $T_t$ 为游客旅行总小时数;  $C_o$ 为游客每小时的机会工资;  $C_f$ 为摄影;  $C_g$ 为购物费用。

旅行费用法以效用价值论和消费者剩余理论为基础,从消费者角度出发,以游客为获得区域的生态景观服务功能,实际支出的各种费用作为生态的景观价值。旅行费用法的核心是确定消费者剩余,即净支愿支付<sup>[95]</sup>。旅行费用法主要借助游客对户外娱乐活动的支出,间接评价旅游景点的生态价值。

#### 4) 资产价值法

资产价值法是根据人们对生态服务价值的支付愿望,利用市场价格间接地反映人们对生态服务产品的需求变化过程,并计算出因流域水生态保护(破坏)导致的生态增益(损益)的变化量。资产价值法在评估流域生态环境的一个因素变化对生态服务价值造成的影响时,通常将影响生态服务价值的其他因素作为不变量,采用环境质量变化引起资产价值的变化额来估计环境保护(污染)所造成的经济增加(损失)量。

##### 1.1.2 机会成本法

在资源本身具有多种用途、资源可以自由流动且不受限制、资源能够得到充分利用的前提下,机会成本作为既定资源被使用于特定用途而放弃的在其他可能各种用途上的最大收益。在自然资源的使用问题上,机会成本通常等于直接消耗成本、使用成本和外部成本之和。从经济学的角度讲,机会成本以一种生产的结果衡量另一种生产的损失,因此只有保证作为衡量手段的生产结果的完整性,才能准确反映另一种生产的损失程度。当前一般通过计算资源在其他各种可能用途能够获得产品的总收入,即各种产品数量与销售价格乘积之和,然后取最大值。机会成本实质上即为“选择成本”,利于进行经济可行性研究和最优化决策的实现。

机会成本与自然资源的稀缺程度相关。只有某些有限的自然资源才有可能具有非零的机会成本。因此,机会成本定价应将放弃开发某种资源的机会可能带来的最大纯收益、或给社会 and 他人造成的损失计入成本中<sup>[96]</sup>。鉴此,流域水生态补偿的机会成本指环境保护付出者为保护整个流域的水生态环境所放弃的经济收入和发展机会。

生态补偿的补偿标准与生态系统服务提供者的机会成本直接相关。流域生态资源的开发和利用过程具有相对的排他性。因此,本文针对流域生态资源开发利用方式和潜在收益价值的多元化,进行基于流域生态服务功效的流域水生态补偿机会成本的计算。在机会成本的确定过程中,合适的补偿载体的选择是进行补偿标准测算的关键。随着对流域生态补偿标准研究的深入,在不确定因素和时间效应的影响程度日益增大的情况下,基于时间因子与风险因子的机会成本确定方法将使生态补偿标准的测算结果更具科学

性、合理性<sup>[97]</sup>。

### 1.1.3 支付意愿

支付意愿 (*WTP*) 指消费者接受一定数量的消费物品或劳务所愿意支付的金额, 是消费者对特定物品或劳务的个人估价, 理论上应该最接近边际外部成本的数值。因调查结果带有较强的主观评价成分, 因此, 消费者的支付意愿往往会低于生态系统服务的价值。流域上下游支付意愿的计算依据为:

$$W_p = \sum_{i=1}^n A_i \cdot P_i \quad W_A = \sum_{i=1}^n B_i \cdot Q_i \quad (3-3)$$

式中:  $W_p$  为下游的支付意愿;  $W_A$  为上游的受偿意愿;  $A_i$  为支付意愿投标额;  $P_i$  为支付意愿受访者选择该数额的概率;  $B_i$  为受偿意愿投标额;  $Q_i$  为受偿意愿受访者选择该数额的概率;  $n$  为调查的份数。

调查者对生态补偿的支付意愿概率与其对生态补偿重要性的认识程度、年龄、性别、文化程度、家庭年收入及人口等因素相关。当前主要借助 *Logistic* 模型函数, 采用 *SPSS* 软件综合确定调查者的支付意愿。*Logistic* 函数表达形式为:

$$P_i = \frac{1}{1 + \exp(b + \sum_{j=1}^m k_j \cdot X_{ij})} \quad (3-4)$$

式中:  $P_i$  表示居民支付意愿的概率,  $i$  为样本编号;  $k_j$  表示影响因素的回归系数,  $j$  为影响因素编号;  $m$  表示影响这一概率因素的个数;  $X_{ij}$  为解释变量, 表示  $i$  个样本居民的第  $j$  种影响因素;  $b$  表示回归截距。

民众对流域生态补偿的支付意愿通常与其对流域保护的认识水平、对流域生态服务的改善预期相关, 并受区域的经济水平、民众的个人收入高低影响。按照经济学理论, 消费者通常会选择较低的标准来支付补偿, 即用最少的钱来得到最多的服务。因此, 支付意愿值可作为流域水生态补偿标准的下限<sup>[98]</sup>。为避免调查中由于信息不对称造成的调查数据与真实支付意愿间存在的偏误, 在对问卷的整理计算时应抛除零支付比率的影响。借鉴前人提出的社会发展系数的相关理念, 在考虑当前经济社会发展差距的基础上, 调整后的支付意愿计算表达式为:

$$V' = V / \left[ 1 + \exp\left(3 - \frac{1}{E_c}\right) \right] \quad (3-5)$$

式中:  $V$  为修正后生态服务价值;  $V'$  为修正前生态服务价值;  $E_c$  为恩格尔系数。

### 1.1.4 计算方法比较

为便于合理的选取治理修复型水生态补偿标准的计算方法, 本文结合已有的经验总结, 将当前普遍采用的流域生态补偿标准核算方法的优缺点进行概括归纳, 为构建流域系统的水生态补偿标准测算模型提供依据。流域生态补偿标准测算的优缺点, 如表 3.1

所示。

学者结合当前流域生态补偿标准核算的优缺点，从资源属性、体制管理和实施层面对现有的补偿标准核算方法进行改进和完善：从资源公平使用、权利与义务公正分配的角度对生态补偿标准进行研究，利于实现补偿结果对区域协调发展的促进作用，但补偿范围的广泛性和补偿界限的不确定性，又一定程度上增大了补偿标准确定的难度。为避免单一依靠流域上游投入成本或下游受益的机会成本核算生态补偿标准造成的偏差，学者提出以上游生态建设成本投入和获得生态效益的差额作为确定跨界水资源生态补偿标准的依据，利于构建上下游行政区的双向激励约束机制<sup>[15]</sup>。为充分体现补偿对象的微观决策行为，研究者在考虑补偿对象决策机制和行为过程的基础上，借助机会成本空间分布，采用最小数据法，确定特定生态环境恢复目标下的最佳补偿标准<sup>[99]</sup>。

表 3.1 生态补偿标准核算优缺点分析

| 评价方法       | 优点之处            | 不足之处                                  |
|------------|-----------------|---------------------------------------|
| 生态服务功能价值核算 | 客观的反映各项功能的补偿要求  | 功能核算技术难度大，涉及参数多，数据难以获取                |
| 机会成本损失     | 充分考虑了流域上下游的利益需求 | 量化程度低，公式简单，考虑因素不足，随意性大，计算结果易偏大        |
| 水资源价值      | 简化研究目标，实现水质水量结合 | 缺乏综合研究，涵盖信息欠缺，方法有待改进和完善               |
| 水量水质费用分摊   | 考虑水量水质所需费用      | 对水量水质变动的相关性及水体自净能力和断面长度的联系缺少上下游的协调机制  |
| 支付意愿补偿核算   | 客观考虑到补偿主客体支付意愿  | 价格浮动大，与不同利益群体的相关收入有关，并且缺乏客观性，易受人为因素影响 |

基于生态服务价值的生态补偿标准计算方法，是一种较为真实的反映生态系统功能特性的综合方法。但在计算过程中由于涉及因素众多，并且参数的选取没有定量的标准，因此，计算结果通常比市场化的价值高几倍甚至几十倍，现实中难以实现。论文结合区域经济社会发展水平和民众对生态服务产品的支付意愿，对计算的生态服务价值进行适度修正，可有效的避免理论计算结果与可执行标准之间的差距。鉴此，在以后的研究中可利用生态足迹理论、能值理论在均衡区域价值计算标准、量化不确定动态因素影响方面的优势，对修正后的生态服务价值补偿标准进行验证，提高计算结果的可靠性。

1.2 研究状况

当前，已有的流域水生态补偿标准主要从成本和价值两个层面进行核算。成本主要包括直接成本、间接成本 2 部分。直接成本主要指生态保护的直接投入，间接成本主要指发展的机会成本。本文以此为基础，结合水生态破坏流域的特点，从水量、水质、水量水质联合角度对已有的治理修复型水生态补偿标准的研究成果进行分析，为进行全面合理的补偿标准研究提供理论依据和实践参考。

1.2.1 水量补偿标准研究

流域天然来水量不足，难以支撑经济社会、生态发展的用水需求，是部门间用水竞

争激烈、水量分配矛盾尖锐的诱因。当前,经济社会发展程度较高的区域,受城市效应的影响,对水资源的需求量日益增长,导致区域有限的水资源难以支撑其高速的经济社会发展进程。因此,流域内以协商为基础的跨区域的水量分配方案被重新划定。在此基础上,水量交易双方以市场自由交换、稀缺资源存在价值为基础,进行水权分配。当前已有的研究多是针对水质达标的流域进行水量交易。因此,流域水生态补偿标准多隐含在水价中,难以从根本上进行生态保护成本的划分。在天然来水量偏少的流域开展水量补偿的研究较少,并且调水过程多以中央或区域政府间的行政调配为依据开展,难以体现调水区为保证有限下泄水量所投入的生态保护成本。除此之外,我国在跨区域调水方面尚未制定一个科学合理的、合乎可持续发展规律的补偿标准。

支付意愿法是确定民众生态保护投入力度的有效方法。针对黑河流域水资源量短缺的现状,学者以支付意愿为基础,在考虑到民众承受水平的基础上,给出恢复张掖市生态服务功能的生态补偿标准<sup>[100-101]</sup>。经济补偿是调动缺水区域民众开展生态治理,确保流域生态水量正常下泄的有效手段。学者结合水资源在区域经济发展中所占的地位:提出以水资源费的某一额度作为补偿上游的成本投入,用于流域的生态恢复和保护<sup>[102-103]</sup>;在确定流域生态服务价值的基础上,按照收益比例分担生态保护与建设成本<sup>[104]</sup>。在水质满足要求的情况下,基于调配水量和水价的水资源价值计算便成为确定水源地生态补偿标准的依据。

水量的短缺在不同的区域具有不同的表现形式,因此,各地采用的生态补偿形式也不尽相同。以色列作为水资源奇缺国家,为鼓励中水的循环利用,其生态补偿标准不是经济补偿量,而是以“中水回用”量的多少进行衡量<sup>[105]</sup>。南水北调工程作为解决水资源短缺区域用水危机的重要举措,其水源地保护区民众为保证水质达标的流量的稳定输送丧失了发展经济的大量机会,需要受水区对其在发展过程中做出的牺牲给予一定的经济补偿。俞海等<sup>[106]</sup>提出从供水受益区水价中按一定比例征收水资源费,返还水源区作为对其外调水量的经济补偿。李怀恩等<sup>[107]</sup>利用基于模糊数学模型的水资源价值计算方法,确定调水区水资源的价值,并以此为基础构建考虑水质因素的生态补偿量计算模型。依据调水区调出水量的溢出效应,蔡邦成等<sup>[108]</sup>提出根据生态服务价值受益比重确定受水区对调水区生态建设成本的补偿核算标准。但总体而言,以价值为基础计算流域水生态补偿量,计算过程中不确定性因素过多,易造成补偿量过大,加重下游地区的负担。

### 1.2.2 水质补偿标准研究

当前,对流域跨界断面的水质生态补偿一般依据流域上下游达成的跨界断面水质目标协议,以跨界断面水质达标程度以及污染物排放量为基础,核定生态补偿和污染赔偿资金,典型案例如江苏省太湖流域、河北省子牙河流域、河南省沙颍河流域的水质补偿。水质生态补偿虽能反映流域水质的保护(破坏)程度,但难以区分自然、人为的影响程

度,并且与水量补偿不具有同步性,不能准确反映水体的天然变化对流域水生态的影响。实践中对污染物的超标惩罚以罚款为主,形式单调,缺少相应的技术扶持引导。

学者结合不同的水质治理措施,进行不同层面的水质补偿标准测算。最严格水资源管理制度的落实,要求在水质目标的控制上,以水功能区管理为载体,加强水资源保护和修复,实施治理修复型水生态补偿。跨界断面的流域上下游通常以水功能区水质控制目标为依据判定出境断面的水质类型,在考虑到上游截污减排措施及水体自净能力的基础上,双方进行补偿标准的制定。庞爱萍等<sup>[24]</sup>以恢复成本法和流域双向补偿为依据,提出基于水环境容量的流域生态补偿标准的确定方法。谷学明等<sup>[109]</sup>以主体功能区划为背景,依据区位熵理论确定补偿成本分担系数,核算外部应承担的生态补偿标准。水污染具有跨区域性和分散性特征,除采用水污染治理成本核算生态补偿标准外<sup>[110]</sup>,德国、捷克联合制定恢复易北河水质的双边协议,体现出治理修复型流域水生态补偿标准计算方法的多样性。Johst 等<sup>[27]</sup>构建了生态经济模型,为实现分物种、分功能的生态补偿预算的时空安排提供数量支持。

当前,流域水质污染的形式日益严峻,采取表征因子的污染物处理成本计算是确定上下游之间生态补偿(赔偿)量的主要依据。污染治理成本表征法和经济损失价值表征法作为核算水质破坏程度的常规方法,被广泛的用于流域水生态补偿标准的测算中,如王燕鹏<sup>[111]</sup>计算得到河南省污水处理厂进水浓度与污水治理成本的虚拟关系为:污染物治理成本(元) $=0.0102 \times \exp(-0.043 \times \text{COD 进水浓度})$ 。学者结合污水处理成本的构成,选取污染物代表因子,进行治理成本~污染物处理水平之间的数学关系拟合<sup>[112~113]</sup>。经济损失评估的方法种类较多,如影子工程法、机会成本法、市场价值法、支付意愿法等,但通常具有具体的应用环境和假定条件,通用性较差。入河污染物的浓度随河流水体的运动发生降解。因此,基于超标污染物通量(单因子、多因子)计算跨界断面赔偿金额是确定补偿金额较为科学的方法。许晨阳等<sup>[114]</sup>针对当前采用地表Ⅲ类水质标准作为确定上游应承担环境责任的公平性问题,建立流域排污权优化分配模型,进行跨界断面各方环境责任的界定,为核算流域补偿额度提供依据。

目前,在水污染流域生态补偿标准测算上,多以污染物处理成本为基础,且在污染赔偿标准核算上也多以水污染物处理成本为依据。禹雪中等<sup>[115]</sup>在对水污染经济损失进行评估的基础上,通过建立水污染与经济损失之间的联系,给出确定河流水污染损失补偿的数学模型。水污染损失经济模型是将难以量化的水质污染损失转化为可度量的货币单位的基础,是准确核算跨界断面超标污染物治理成本的依据。某一超标污染物造成的经济损失,与控制断面的监测浓度与目标浓度有关,且在水体自净作用下发生变化。生态破坏流域水污染的经济损失可用经济损失率表示,计算依据为:

$$\gamma_i = K_i \cdot \frac{e^{\alpha(Q-Q_m)} - 1}{e^{\alpha(Q-Q_m)} + 1} + M_i \quad (3-6)$$

式中： $\alpha$  为无量纲系数； $r_i$  为流域水污染经济损失率； $K_i$  为流域水污染损失的经济上限； $Q$  为流域研究水体的水质类别，通常取 1~6 表示水质判定的 6 类级别； $Q_m$  为处于良好和极差（1~6）之间的水质类型判定值； $M_i$  为某种情况下的水污染经济损失率； $P_i$  为流域水体污染单项损失量； $P$  为流域水体污染损失总量。

### 1.2.3 联合补偿标准研究

流域水资源具有公共物品的属性，其外部非排他性及开发利用的整体性要求流域上下游应共同承担水环境恢复和建设的任务。水量水质不可分割的特性，成为学者探求基于水量水质功效的流域水生态补偿标准测算方法的依据。已有的研究主要针对流域在区域经济社会发展中所处的地位，通过将流域生态治理恢复与区域水资源开发利用规划有机结合，实现水质良好的有限水量对经济社会发展的有效促进作用。

流域水量水质状况是确定下游对上游在生态建设与保护方面的成本投入进行补偿与否及多少的依据。水量水质修正系数分摊法能有效的处理上下游之间的用水矛盾，已被有关的学者采用<sup>[116]</sup>。水足迹理论对区域水生态安全、水资源战略及可持续发展策略的制定具有一定的影响，为此，戚瑞<sup>[32]</sup>借鉴虚拟水与流域生态补偿在理论基础方面的相通性，探讨性的给出基于虚拟水理论的流域水生态补偿标准测算方法。为准确核算水体中污染物的治理成本，李锦秀<sup>[117]</sup>等建立流域水质-经济相应关系模型，在确定水体污染经济损失率的基础上，进行流域水生态补偿标准的测算。为确保上游生态建设的投入和下游受益部门的投资效益大于成本，学者<sup>[30,118]</sup>在生态补偿标准确定过程中，引入正的效益修正系数，修正下游应承担的生态建设与保护的补偿量。

流域生态保护成本的准确核算是决定生态补偿标准可行性与否的关键。当前的研究，通常借助环境水力学、污染物损失经济模型，从源头上进行污染物治理成本的计算。禹雪中等<sup>[119]</sup>在对流域上游水环境保护的投入成本进行量化的基础上，通过建立水环境保护过程与成本经济量化之间的联系，给出流域水资源保护的补偿标准计算模型。卢艳<sup>[25]</sup>针对无天然径流、经济发展水平低的流域的生态和区域经济发展现状，构建了基于水质状况和污染物排放总量的流域水生态补偿测算模型。周大杰等<sup>[120]</sup>运用环境经济学的方法，在计算流域上游生态保护建设投入、流域整体生态受益价值的基础上，给出流域下游应承担的生态补偿费用。张乐勤等<sup>[121]</sup>认为流域水生态补偿标准应根据生态服务的时空差异确定，但不得低于生态系统服务功能中主导因子的价值。

### 1.3 定量测算

当前对生态服务价值的测算，一般以 Contanza 的研究成果为基础，结合流域生态的具体特征，在合理确定参数的基础上，给出区域性的生态服务价值计算方法。生态足迹

和能值理论作为衡量区域生态保护可持续性的重要理论,易于提高生态补偿标准测算结果的准确性。本文借鉴国内外在生态服务价值核算上的最新成果及理论体系,通过对已有的计算方法进行针对性的改进,在引入相关领域标准测算先进方法的基础上,给出治理修复型水生态服务价值计算框架。

### 1.3.1 生态服务价值计算

生态系统服务价值评价是实施生态补偿的科学依据。生态系统及其服务功能的特征尺度决定了生态补偿问题的空间尺度。本文以流域水生态服务价值种类及计算方法为依据,在综合比较多种计算方法适用范围和计算成果可靠性的基础上,结合水生态破坏流域的景观特性,给出流域生态服务价值的计算方法。

#### 1) 物质产品价值

流域物质产品具有商品属性。通常采用市场价值法对流域及其周边物质产品的价值进行测算。本文借助投入产出平衡分析,从流域物质产品的总产出中扣除获得此价值需付出的中间投入,即为物质产品的生产功能价值。计算公式为:

$$V_{sub} = V_0 - (W + R) \quad (3-7)$$

式中:  $V_{sub}$  为物质产品价值 (元/a);  $V_0$  为生态系统当年所有物质产品的现价产值 (元/a);  $W$  为生产过程中所有物质成本投入 (元/a);  $R$  为生产过程中所有人力成本投入 (元/a)。

成材林(经济林)在维持流域水生态功能稳定方面发挥着重要作用。本文结合流域植被类型及主要利用方式,给出基于木材的蓄积面积与市场价值乘积的流域林产品综合价值计算方法:

$$V_{forest} = 10^{-2} \times A \times p \times a \times b \times c \quad (3-8)$$

式中:  $V_{forest}$  为林产品价值 (万元);  $A$  为森林面积 ( $\text{km}^2$ );  $p$  为流域平均木材价格 (元/ $\text{m}^3$ );  $a$  为森林综合出材率;  $b$  为林木的择伐强度;  $c$  为单位面积的木材蓄积量 ( $\text{m}^3/\text{hm}^2$ )。

流域内耕地作为受人类活动影响较大的非天然生态系统,其单位面积农作物的生态服务价值可以利用市场价值法进行计算。当前,主要结合单位面积上的生物量与当量因子确定耕地的生态服务价值。后续章节将针对耕地这种特殊的生态系统,讨论农业生产过程生态补偿标准的计算方法。

#### 2) 附加功能价值

流域生态系统的附加功能主要指生物多样性维持、休闲文化功能。本文采用单位面积价值估算法对其附加价值进行计算:

$$V_{addition} = \sum A_i \times (P_{l,i} + P_{e,i} + P_{c,i}) \quad (3-9)$$

式中:  $V_{addition}$  为生态系统附加功能价值 (万元/a);  $A_i$  为第  $i$  类生态系统的面积 ( $\text{km}^2$ );  $P_{l,i}$  为第  $i$  类生态系统单位面积生物多样性维持价值 (元/ $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ );  $P_{e,i}$  为第  $i$  类生态系统单位面积的休闲娱乐价值 (元/ $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ );  $P_{c,i}$  为第  $i$  类生态系统单位面积的文化价值 (元/ $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ )。

#### 3) 供水价值

本文鉴于水生态破坏流域基本断流、地表水资源开发利用潜力较小的现状,利用资产价值法计算流域地表水体的供水价值:

$$V_{water} = 10^4 \times \sum_{i=1, j=1}^n Q_{i,j} \times P_{i,j} \times \theta_{i,j} \quad (3-10)$$

式中:  $V_{water}$  为供水价值(万元);  $Q_{i,j}$  为  $i$  流域分配给  $j$  用水户的水量(亿  $m^3$ );  $P_{i,j}$ 、 $\theta_{i,j}$  为  $i$  流域  $j$  用水户水价(元/ $m^3$ )、水资源开发利用系数。

#### 4) 河流输沙

水量不足流域的河道泥沙输送主要集中在汛期:水流含沙量高,处于饱和输沙状态。本文针对流域泥沙变化规律,采用平均输沙率与治理泥沙成本的乘积进行河流输沙价值计算:

$$V_{sand} = W_s \times C_s \quad (3-11)$$

式中:  $V_{sand}$  为河流输沙价值(万元);  $W_s$  为河流多年平均输沙量(万 t);  $C_s$  为治理泥沙平均成本(元·t<sup>-1</sup>)。

#### 5) 净化环境功能

本文结合水生态破坏流域水质污染的状况及主要破坏因子,借助湖库的氮、磷去除效能,利用等效替代法计算水生态系统的水体净化功能价值。在水库纳污能力范围内,污染的水体经过一系列物理、化学作用后能恢复到原有水平。本文借鉴替代花费法的思想,通过对水体中氮、磷去除效率进行研究,间接的表征库区水生态系统的水质净化功能。计算公式为:

$$V = (N_p \times N_R + P_p \times P_R) \times A \quad (3-12)$$

式中:  $V$  为水库净化环境功能价值(元);  $N_R$  为氮在单位面积水体中的去除效率(t/ $km^2$ );  $N_p$  为废水氮处理所需成本(元/t);  $P_p$  为废水中磷的处理成本(元/t);  $P_R$  为单位面积水域磷的平均去除率(t/ $km^2$ );  $A$  为水库水域面积( $km^2$ )。

湿地具有很强的处理污水、净化水质的功能。本文主要采用生态价值法进行计算:

$$V_p = E_p \cdot A_w \quad (3-13)$$

式中:  $V_p$  为流域湿地净化水质价值(元);  $E_p$  为单位面积净化水质价格(元/ $hm^2$ );  $A_w$  为湿地面积( $hm^2$ )。

#### 6) 土壤保护功能价值

流域植被对土壤的防护功能主要体现在防止土壤肥力下降、减少水土流失量、减轻泥沙滞留和淤积等方面。依据各自的产生机理及价值影响因素,土壤保护功能价值的计算公式为:

$$\begin{cases} V_{soil-pro} = \sum \frac{A_{ci}}{10^9 \times \rho_i \times d_i} \times B + \sum 10^{-7} \times A_{ci} \times C_i \times P_i + \sum 10^{-4} \times \frac{A_{ci}}{\rho_i} \times P \times \eta \\ A_c = \sum A_i \times (M_i - M_0) \end{cases} \quad (3-14)$$

式中:  $V_{soil-pro}$  为植被对土壤保护功能价值(万元/a);  $A_c$  为土壤侵蚀减少量(t/a);  $B$  为单位,面积林业生产收益(元/ $km^2$ );  $\rho$  为土壤密度(t/ $m^3$ );  $d$  为表土土壤的平均厚度(m);  $C_i$  为土壤中营养盐

的含量 (kg/t);  $P_i$  为化肥的价格 (元/t);  $P$  为单位库容的年治理维护费用 (元/m<sup>3</sup>);  $\eta$  为因土壤侵蚀淤积于湖库中的泥沙所占比例, 研究中取为 24%;  $A_i$  为第  $i$  类森林的分布面积 (km<sup>2</sup>);  $M_0$  为裸地的土壤侵蚀模数 (t/km<sup>2</sup>.a);  $M_i$  为第  $i$  类林地的土壤侵蚀模数 (t/km<sup>2</sup>.a)。

森林植被对有效的较少土壤流失具有重要的防护作用。不同树龄的林木与土壤流失量存在一定的对应关系。在难以确定上述参数的情况下, 可以根据不同森林分布区的树龄确定土壤流失量, 具体关系如下:

$$\text{以油松为代表的针叶林, } y = 0.02 \times n^2 - 1.0755 \times n + 14.421 \quad R^2 = 0.6004$$

$$\text{以刺槐为代表的阔叶林, } y = 0.0248 \times n^2 - 1.0984 \times n + 12.919 \quad R^2 = 0.7216$$

式中:  $n$  为树龄 (年);  $y$  为土壤流失量 (t/hm<sup>2</sup>)。

## 7) 水分调节功能价值

水分调节功能主要指流域森林、水库生态系统的补给水源、均化洪水功能。当前主要采用市场价值法对水分调节功能价值进行计算。

流域森林生态系统补给水源的功能价值, 本文主要采用影子价格法进行计算:

$$V_{wat-con} = 10^2 \times A \times h \times m \times p \quad (3-15)$$

式中:  $V_{wat-con}$  为枯水季节森林补给水量的价值 (万元);  $A$  为林地面积 (km<sup>2</sup>);  $h$  为土壤深度 (m);  $m$  为土壤孔隙度;  $p$  为用水水价 (元/m<sup>3</sup>)。

流域森林均化洪水的功能主要体现在增加水源补给方面。在考虑森林植被分层结构对降雨的截留影响, 土壤层贮水作用下, 流域森林生态系统均化洪水价值的计算依据为:

$$\begin{cases} V = \sum 10^{-4} \times W_{t(i)} \times P \\ W_t = 10^6 \times A \times R \times I + A \times L + A \times (S - S_0) \end{cases} \quad (3-16)$$

式中:  $V$  为均化洪水功能价值 (万元/a);  $W_t$  为森林生态系统增加的水源补给量 (m<sup>3</sup>);  $A$  为林地分布面积 (km<sup>2</sup>);  $R$  为汛期的降水量 (m);  $I$  为林地植被的林冠截留率 (%);  $L$  为单位面积林地凋落层的持水量 (m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>);  $S$  为单位面积林地土壤的贮水量 (m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>);  $S_0$  为单位面积裸地土壤的贮水量 (m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>);  $P$  为单位库容维护的年成本投入量 (元/m<sup>3</sup>.a)。

流域森林生态系统具有涵养水源, 增加流域下泄水量, 改善流域局地小气候的功能。当前主要采用替代工程法用森林的土壤蓄水量和枯落物层来代替森林的涵养水源量。计算依据为<sup>[122]</sup>:

$$V = (\rho \times h \times 10^4 \times A + \gamma \times \theta_0 \times A) \times P_0 \quad (3-17)$$

式中:  $V$  为森林涵养水源价值 (元);  $\rho$  为森林土壤非毛管孔隙度 (%);  $h$  为森林土壤层厚度 (m);  $A$  为林地面积 (hm<sup>2</sup>);  $\gamma$  为林地枯落物层干重 (kg/hm<sup>2</sup>);  $\theta_0$  为土壤饱和吸水率 (%);  $P_0$  为目前单位库容造价 (元/m<sup>3</sup>)。

湿地生态系统具有强大的蓄水和补水功能。湿地生态系统的水分调节功能与水库的作用类似。当前主要采用影子工程法进行计算:

$$V_d = d_w \times C_w \times (1+i) \quad (3-18)$$

式中:  $V_d$  为湿地生态系统水分调节功能对应的价值 (元);  $d_w$  为湿地的蓄积水量 (m<sup>3</sup>);  $C_w$  为水库修建的库容投入成本;  $i$  为修建水库的价格增长率。

森林和湿地是流域涵养水源的重要载体,但除此之外,流域内分布着大量的耕地、山丘、水体。因此,流域的下垫面条件的复杂性决定了区域水源涵养量的差异性。

(1) 下垫面为土壤的情况

$$V_{ws} = P \times \mathcal{G}_s \times \xi_s \times C \quad (3-19)$$

式中:  $V_{ws}$  为涵养水源价值;  $P$  为月均降水量 (mm);  $\mathcal{G}_s$  为研究单元产流降水量占降水总量的比例;  $\xi_s$  为与裸地相比,森林生态系统减少径流的效益系数;  $C$  为替代水库单位库容的成本花费。

(2) 下垫面为水面的情况

$$V_{ww} = (P - ET_a) \times C \quad (3-20)$$

式中:  $V_{ww}$  为水源涵养价值;  $P$  为逐月降水量;  $ET_a$  为逐月实际蒸散量 (mm);  $C$  为替代水库单位库容的成本花费。

## 8) 大气调节功能价值

流域周边植被的纳碳吐氧作用,增加了大气中游离态氧离子的含量,改善了空气质量,易于民众安居乐业。本文主要依据市场价值法,对流域森林固碳释氧的经济价值进行估算:

$$V_{air} = V_c + V_o = \sum Q_{c(i)} \times P_c + \sum Q_{o(i)} \times P_o \quad (3-21)$$

式中:  $V_{air}$  为森林固碳释氧总价值 (元/a);  $V_c$  为森林固碳总价值 (元/a);  $V_o$  为森林释氧总价值 (元/a);  $Q_{c(i)}$  为第  $i$  类林木的碳固定量 (t/a);  $Q_{o(i)}$  为第  $i$  类林木的氧气释放量 (t/a);  $P_c$  为碳固定量的单位价值 (元/t);  $P_o$  为释氧气释放量的单位价值 (元/t)。

研究表明,植物每生产 162g 干物质可固定 264gCO<sub>2</sub>,并释放出 193gO<sub>2</sub>;即植物每生产 1g 的干物质需要吸收 1.63g 的 CO<sub>2</sub>,并释放 1.19 g 的 O<sub>2</sub>。鉴此,本文依据物料平衡法进行固碳、释氧量的计算:

$$\begin{cases} Q_c = 0.45477 \times A \times P \\ Q_o = 1.19 \times A \times P \end{cases} \quad (3-22)$$

式中:  $Q_c$  为植被固碳量 (t/a);  $Q_o$  为植被释氧量 (t/a);  $A$  为植被面积 (km<sup>2</sup>);  $P$  为植被生产力 (t/km<sup>2</sup>·a)。

## 9) 环境净化功能价值

### a. 森林生态系统

环境净化功能主要指流域森林生态系统对有毒气体 (SO<sub>2</sub>、NO)、粉尘的净化功能,计算依据为:

$$V_{pur} = P_1 \times \sum A_i \times M_i + P_2 \times \sum A_i \times N_i + P_3 \times \sum A_i \times Q_i \quad (3-23)$$

式中:  $V_{pur}$  为森林净化环境功能价值 (元/a);  $A_i$  为第  $i$  类林地的面积 (km<sup>2</sup>);  $M_i$  为第  $i$  类林地净化有毒气体 (SO<sub>2</sub>) 的能力 (t/km<sup>2</sup>·a);  $N_i$  为第  $i$  类林地滞尘的能力 (t/km<sup>2</sup>·a);  $Q_i$  为第  $i$  类林地对有毒气体 (NO) 的净化能力 (t/km<sup>2</sup>·a);  $P_1$  为削减有毒气体 (SO<sub>2</sub>) 的成本 (元/t);  $P_2$  为削减粉尘的成本 (元/t);  $P_3$  为削减有毒气体 (NO) 的成本 (元/t)。

计算过程中,由于数据的难以获取,可借鉴已有的成果进行估算:森林单位面积净

化  $\text{SO}_2$  的价值为 90.4143 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )，除尘价值为 3641.34 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。

### b. 流域水体

流域水体对污染物浓度具有一定的稀释作用。水体的自净能力与水体水质的本底状况、污染物初始浓度、流域特征相关。流域水生态受损主要是由流域自净水量不足引起的。鉴此，本文从水体纳污能力计算涵盖的层面出发，依据划定水功能区的水体纳污能力及水质控制目标，进行流域控制断面水质达标限定下的自净水量计算。

对于河段较为平坦，水深、水面宽度相对较小，污染物在河段横断面上均匀混合的河流，依据《全国水环境技术核定技术指南》，可简化为一维模型计算河段的自净水量。

依据一维河流水动力学模型方程：

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \times \frac{\partial C}{\partial x} = D \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - K \times C \quad (3-24)$$

式中： $C$  为污染物浓度 ( $\text{mg/L}$ )； $x$  为河流水流方向距离，即河长 ( $\text{m}$ )； $K$  为污染物综合自净降解系数 ( $\text{s}^{-1}$ )； $D$  为河流弥散系数 ( $\text{m}^2/\text{s}$ )； $u$  为水流流速 ( $\text{m/s}$ )。

水生态破坏的流域多处于内陆，河流水体不受潮汐顶托作用影响，弥散系数为零：

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \times \frac{\partial C}{\partial x} + K \times C = 0$$

偏微分方程变形为：

$$\frac{d[x(t)]}{dt} = u \quad \frac{d[C(x(t), t)]}{dt} = K \times C \quad (3-25)$$

(其中， $x(t)$ 称为特征曲线)

在河水流经时间为  $t$  时， $x(t) = ut$

$$\text{在 } x(t)=0, C=C_0 \text{ 时, } C[x(t)] = C_0 \times \exp\left[\frac{-K \times x(t)}{u}\right] \quad (3-26)$$

在静态排污情况下，河流污染物一维降解基本解：

$$C = C_0 \times \exp\left(-\frac{K \times x}{u}\right) \quad (3-27)$$

在河流水体对某种污染物排放总量限定的情况下，依据水体的自净能力，一维条件下的河段自净水量计算公式：

$$W_o = 3.1536 \times \frac{M - q \times C_s}{C_s - C_0 \times \exp\left(-\frac{k \times x}{u}\right)} \quad (3-28)$$

式中： $W_o$  为河流自净需水量 ( $\text{m}^3/\text{a}$ )； $M$  为河段允许的纳污量 ( $\text{mg/s}$ )； $q$  为污水入河量 ( $\text{L/s}$ )； $C_s$  为目标水质污染物的浓度 ( $\text{mg/L}$ )； $C_0$  为水体污染物初始浓度 ( $\text{mg/L}$ )；其余符号意义同上。

流域自净水量的不足除与天然来水量偏少有关外，还与下泄水量被其他用水部门挤占、消耗有关。因此，本文在考虑不同功效水量提供价值不同的基础上，借助水量平衡、

占、消耗有关。因此，本文在考虑不同功效水量提供价值不同的基础上，借助水量平衡、等效价值法计算水体的自净能力价值。计算依据为：

$$V_w = W_e \times C_0 + (W_0 - W) / w_{GDP} \quad (3-29)$$

式中：\$V\_w\$ 为水体的自净能力价值（万元）；\$W\_e\$ 为下泄的自净水量（m<sup>3</sup>）；\$C\_0\$ 为污水达到排放标准的治理成本（万元/m<sup>3</sup>）；\$w\_{GDP}\$ 为万元 GDP 用水量（m<sup>3</sup>/万元）。

### 10) 水力发电功能价值

当前流域的水利工程主要以防洪和调蓄功能为主。在汛期水量充足的情况下，水利工程兼具有发电的功效。本文依据前人的研究成果<sup>[123]</sup>，将水力发电效益分为发电经济效益和发电环境效益 2 部分。水力发电效益计算公式为：

$$V_{hyd} = \alpha \times (J_{hyd} + H_{hyd}) = \alpha \times (\theta_J \times \frac{W_e \times r_e}{F_r} + \theta_H \times \frac{W_e \times r_e}{C_f}) \quad (3-30)$$

式中：\$V\_{hyd}\$ 为水力发电效益（元）；\$\alpha\$ 为生态足迹价值功效转换系数（本文借鉴已有的研究成果，将单位生态足迹的价值取为 7047 元/hm<sup>2</sup>）；\$\theta\_J\$、\$\theta\_H\$ 分别为林地、化石燃料用地的均衡因子；\$W\_e\$ 为多年平均发电量（KW.h）；\$r\_e\$ 为电力能源折算系数（J/KW.h）；\$F\_r\$ 为每公顷森林每年累计可更新的生物质能源量（J/hm<sup>2</sup>）；\$C\_f\$ 为煤炭的全球平均足迹（J/hm<sup>2</sup>）。

在实际的操作中，生态服务功能价值与生态补偿标准差距较大。因此，当前学者提出采用生态效益等价分析法、市场理论方法、半市场理论方法（机会成本法、支付意愿法、微观经济模型法）寻求两者之间的合理联系。其中，市场法和支付意愿法应用较为普遍。本文主要从破坏水生态系统服务功能的恢复层面出发，进行水生态补偿标准的测算，符合治理修复型水生态补偿的目的。

生态系统服务价值由于受到生态系统发展历程、评价尺度和完整性的影响，是一个动态的变量。但当前主要采用静态价值评估法进行生态服务价值的评价，并且评价尺度多为全球尺度，易忽略微观区域尺度上的生态系统同人类社会之间的动态联系。为此，本文依靠数字化分析技术与水文模型的结合，构建经验统计模型进行生态补偿的量化研究。当前普遍采用的用于估算土壤流失量的方程为<sup>[124]</sup>：

$$W = P \times S \times L \times \theta \times \gamma \times M \quad (3-31)$$

式中：\$W\$ 为土壤年均流失量；\$P\$ 为降雨侵蚀因子；\$S\$ 为土壤可蚀性因子；\$L\$、\$\theta\$ 为坡长、坡度因子；\$\gamma\$ 为植物覆被因子（由植被指数 NDVI 表示）；\$M\$ 为土壤侵蚀控制因子。

当前对经验公式的研究较为深入，并且形成了相对完善的参数取值和验证方法，为基于生态价值动态变化的补偿标准的确定提供依据。

#### 1.3.2 水量补偿标准计算

遭受水生态破坏的流域，来水量先天性不足，竞争用水矛盾激烈，已严重制约了流域整体的协调发展。当前对于水量的补偿通常以区域缺水造成的经济损失为依据，按照市场价值法和等效价值法进行缺水损失的补偿标准计算。水量补偿标准通常与水质补偿

标准紧密相关。当前主要借助水量修正系数对上下游水量的达标程度进行判定<sup>[125]</sup>。本文通过对总成本进行水生态特征指标的分摊，确立流域生态建设的补偿标准：

$$P = C \times \theta_q \times \theta_l \times \theta_e \quad (3-32)$$

式中： $P$  为补偿额； $C$  为总成本； $\theta_q$ 、 $\theta_l$ 、 $\theta_e$  分别为水量分摊、水质修正、效益修正系数。

在流域控制断面出境水质达标的情况下，下游与上游之间仅存在水量上的联系，且经济补偿与流域上游的流量或调水量相关。由于出境断面的水质达到控制断面标准，因此，流域在水质治理上的投资为零。补偿标准的计算依据为：

$$C = (W_d / W_l) \times V \pm D_q \times M_q \quad (3-33)$$

式中： $C$  为下游对上游地区生态保护应承担的补偿量（万元）； $W_d$  为下游地区利用上游地区的水量（亿  $\text{m}^3/\text{a}$ ）； $W_l$  为上游地区的总水量（亿  $\text{m}^3/\text{a}$ ）； $V$  为补偿金总量（万元）； $D_q$  为某污染物高（低）于标准的排放量（t）； $M_q$  为削减单位某污染物排放量的投资（万元/t）。

水量补偿作为优化流域初始水权配置方案、最大程度实现流域全面协调可持续发展的关键，已被不同的学者及决策制定者从不同的层面进行过研究和实践探索。当前的水量补偿多以区域的水量分配框架和流域不同区域的经济社会发展差距为基础，并且适用范围多以源头水量较为丰富或水源地水量发展受人为影响较大的区域为研究对象。为从总体上反映天然来水变化对流域整体发展规划的影响，同时考虑到水量水质属性的不可分割性，本文提出根据流域出口断面设计出流量与区域降水频率之间的联系，在考虑到“优水优用、差水限用”的基础上，给出针对不同水质用途下的来水量与区域水权分配之间差异性造成的差额水量的补偿标准测算方法。

实物期权理论能够较好的解决区域发展不均衡造成的补偿标准差异性问题。但该方法通常适用于矿产资源开采前的价值评估，并且矿产资源对区域经济发展的影响系数较难确定。本文结合实物期权思想，以 Logistic 曲线、流域居民的 *Engel's Coefficient* ( $E_n$ ) 为计算工具，确定受益对象的生态补偿支付额度。

流域上、下游的取水量分别为  $W_1$ 、 $W_2$ 。因此，可计算上、下游针对水量的直接获益系数为： $W_1/(W_1 + W_2)$ 、 $W_2/(W_1 + W_2)$ 。

Logistic curve 的函数表达式为：

$$P = k / (1 + a \times e^{-bt}) \quad (3-34)$$

式中： $P$  为上、下游对流域水生态服务价值的支付意愿； $k$  为  $P$  的最大值； $t$  为流域民众生活水平所处的阶段； $a$ 、 $b$  为常数。为简化期间，本文假设  $a=b=k=1$ 。

由此，Logistic curve 函数变为：

$$P = 1 / (1 + e^{-t}) \quad (3-35)$$

本文取流域居民的 *Engel's Coefficient* 的倒数作为民众所处的生活阶段，则 Logistic curve 表达式为：

$$P = 1 / \left[ 1 + \exp\left(-\frac{1}{E_n}\right) \right] \quad (3-36)$$

结合计算出的流域上下游的直接受益与间接受益系数,在考虑到流域居民消费水平(经济发展差距)的基础上,确定流域不同区域的生态补偿额度。

### 1.3.3 水质补偿标准计算

实施流域水生态补偿后,下游提供给上游一定的补偿,用于流域环境的保护,使得生态服务价值有所增加,包括改善水质、均化水量时空分布、减少水土流失面积等。当前,我国对流域污染物排放管理实行总量和浓度双重控制。为实现流域水生态补偿的公平、高效,均衡补偿双方的利益,本文给出水质补偿的依据为:

$$\begin{cases} \text{浓度控制} & V_{ss} = \delta \times W \times C \\ \text{总量控制} & V_M = C_0 \times (M - M_0) \end{cases} \quad (3-37)$$

式中:  $V_{ss}$  为流域水资源价值补偿量 (元/a);  $\delta$  为判定系数 (当水质好于 III 类时,  $\delta = 1$ ; 当水质为 III 类时,  $\delta = 0$ ; 当水质劣于 III 类时,  $\delta = -1$ );  $W$  为上下游转移水量 (t/a);  $C$  为污水处理成本 (元/t);  $C_0$  为水体的恢复成本 (万元/t);  $M_0$  为水功能区内污染物总排放量 (t/a);  $M$  为水功能区水体纳污能力 (t/a)。

当前对于水质补偿标准的确定多以流域交接断面水功能区控制标准为依据,缺少针对性的中间控制环节或激励机制,并且在对面源污染的控制上,多以简化或现成的模式开展研究,不利于流域水生态补偿标准测算中的自然、人为因素的划分。已有区域开展的基于水质变化的水生态补偿标准的研究,多针对流域出境断面的水质状况进行简单的补偿额度区间划分,且多以行政或规划的水质控制目标为依据,缺少流域上下游之间的协商机制。因此,当前典型流域的水质生态补偿标准可适性差,普遍缺少协调性和灵活变动性。本文依据流域水生态破坏的现状,从减少污染、适度恢复、逐步改善的层面出发,结合已有的生态补偿标准实施经验,在对不同性质的污染成因及影响程度进行分类判定的基础上,进行流域的水质生态补偿标准计算。

### 1.3.4 改进策略

本节对流域水生态补偿标准的确定方法从理论和实践层面进行了详细的阐述,并且对常用的计算方法的适用范围和计算机理进行了分析。生态补偿标准受经济社会、生态资源发展变化因素的影响,表现出许多不确定性和不可衡量的特征。本文结合研究中出现的问题,给出补偿标准计算方法不足的改进策略:

(1) 在进行水生态补偿标准制定过程中,选择合适方法估算机会成本尤为重要。补偿结果的差异相当大的程度上依赖于方法的选取。为此,研究中需要进行参与要素的敏感性分析。当前难以准确估算采用有效环境保护行为提高流域生产能力导致的机会成本,一般采用公平价格法进行计算,如 Kosoy, N. 等对 Jesus de Otoro 流域的机会成本核算<sup>[126]</sup>。

(2) 运用计量经济学的基本理论和方法在确定生态服务价值的基础上,结合生态服务

的生产和消费特点,核算生态补偿标准。充分考虑生态服务市场的不完备性、投入产出映射关系的多元化、投入要素市场价格的不易量化性、生态服务消费影响因素的欠缺性,构建生态系统服务的生产-消费-价值化耦合转移函数,核算水生态服务价值。

(3)在对流域上游地区生态建设的各项投入进行汇总的基础上,借助动态的水量分摊系数、水质修正系数和效益修正系数,结合流域上、下游间生态价值的转移规律进行生态补偿量的测算。

## 2.流域均衡用水补偿标准研究

为避免流域水生态补偿中“上游不保护,下游不补偿”的帕累托劣解的出现,本文认为在流域水量补偿标准的测算过程中,应将社会机制考虑在内,重视社会约束和管理机制的引导和调控作用,才能协调流域上下游因理论测算结果的不公平性造成的矛盾,实现流域水生态补偿的真正功效。

### 2.1 公平用水补偿标准

社会公平构成了水生态补偿标准实施的核心价值。水作为一种公共物品,在其分配的过程中应充分注重社会公平性。区域的社会公平机制、经济因素、水市场交易体系是影响流域水生态补偿过程中责任和义务分配合理性的关键。因此,流域水生态补偿补偿标准应在公众广泛参与的基础上,结合区域用水、水生态保护和受益的社会公平性指标,以流域上下游相互博弈并妥协的方案给出。

流域水生态补偿公平,主要指确保流域上下游社会经济产出占用的环境成本或分摊的生态收益均等化,使生活在不同区域的民众获得相同的保护水生态的净收益。从流域上下游的经济发展差距看,流域水生态补偿标准应细化流域上游生态保护的机会成本,避免流域上游的经济收入损失和补偿额不公平造成的负面影响。同时,对上游水生态保护服务的提供者,可利用政府间转移支付的方式对其进行治理成本的额外补偿。基于社会公平的水量分配协议,流域上游与下游共享节水和水资源开发利用的效益,但为了激励上游的保护行为,对因天然缺水给下游造成的经济损失风险由下游独自承担。流域下游针对上游增加水资源经济效益或水量供应的行为,主动向上游提出合作要求。流域上游民众的生态保护行为与获得的生态额度及下游的补偿频次相关<sup>[127]</sup>。而合理的补偿可使流域生态系统服务提供者获得足够的动力以改变原有落后的生产、生活方式,并加速地区经济发展步伐<sup>[128]</sup>。但生态补偿并不等同于扶贫,虽然流域上游对生态补偿在资格、愿望、能力方面的表现差于下游,但其在流域水生态保护上的投入也并非全由下游承担<sup>[129]</sup>。

#### 2.1.1 研究方法

当前,社会公平机制作为附属于区域经济社会发展状况的一种外在表现形式,受区域发展差距影响较大。在水生态补偿的实施过程中,应在恢复流域水生态的基础上,充

分考虑社会发展和生态保护实现目标,逐步消除流域上游因增加下泄水量导致的区域发展受阻现象<sup>[130]</sup>。区域民众的需求和支付意愿同社会发展规划和实施过程紧密相关。因此,在流域治理修复型水生态补偿标准测算中,实现效益公平分配对应的下泄水量的确定和水环境(已破坏的)修复义务的分配具有一定的难度。在民众和区域政府之间变化的机会和交易成本将会导致用水效益的不公平分配,进而影响水量补偿标准的确定。本文基于公众对流域水量及水质的支付意愿,结合自由协商的商讨过程,给出区域水生态保护参与者(受益者)对流域水生态补偿标准支持程度。

论文给出基于区间最优、博弈理论的流域内部水量公平分配的最优策略,如图 3.3 所示。最优水量的分配方案主要包括 3 步:1) 构建线性的区间水量优化模型,用于初始水权和污染物排放许可的配置。在此过程中,应充分考虑经济社会发展和生态缺水量、水质限定条件以及在水的可用性、产品价格、需水量、产量、成本付出方面的不确定性。2) 构建用水部门联盟,优化模型参数,最大化用水部门的效益。在此阶段,应充分考虑上游植被和经济社会发展对水的需求规律,合理配置流域现有的水资源。3) 提出基于合作博弈的解决方案,用于公平分配流域的水量和水生态保护效益。

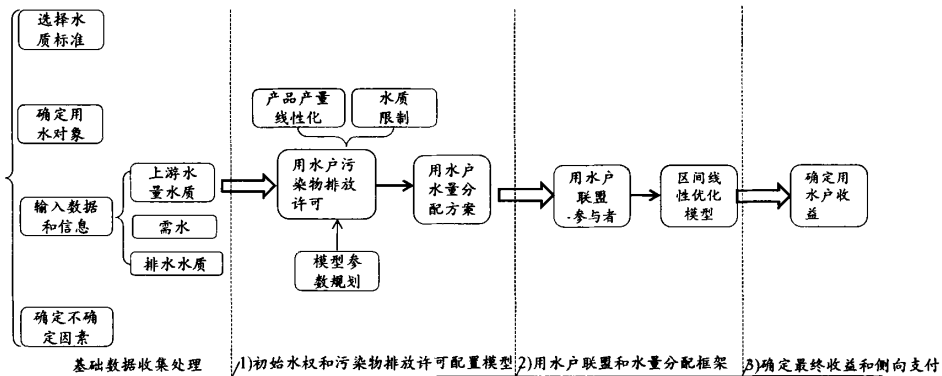


图 3.3 基于用水需求和水质特征的流域水量分配模式

### 2.1.2 模块构成

#### (1) 水量分配

水量分配优化模型应充分考虑水的生产功效,并将用水部门的缺水程度考虑在内。表达式为:

$$\text{Max} \prod_{i=1}^n \left[ 1 - k y_i \left( 1 - \frac{a l_i}{d_i} \right) \right] \quad (3-38)$$

$$\text{subject to: } a l_i \leq d_i, \forall i \quad \sum_{i=1}^n a l_i \leq R$$

式中:  $n$  为需水部门的个数,  $k y_i$  为  $i$  部门的产量影响因子;  $R$  为流域的可用水资源总量;  $a l_i$  和  $d_i$  为某个部门的分配水量和潜在的用水需求量。

在水量的合理分配过程中，考虑到大量的非线性决策变量的影响，为减少计算时间和局部最优解的出现概率，可利用非线性约束线性化进行求解。鉴此，在最大化最小约束变量的基础上，上述非线性优化模型变形为：

$$\text{Max } t \quad (3-39)$$

$$\text{subject to: } t \leq 1 - ky_{i,j} \cdot (1 - \frac{al_i}{d_i}) \quad \forall i \quad al_i \leq d_i, \forall i \quad \sum_{i=1}^n al_i \leq R$$

式中：\$t\$ 为优化变量符号，其余符号意义同上。

## (2) 污染物排放许可

在污染物排放许可的初始分配过程中，需充分考虑到本底污染物（天然污染物）的含量。在假定流域需水部门的需水量与污染物排放量成比例的前提下，污染物排放量的计算依据为：

$$T_{i,j} = (d_{i,j} / D_i) \times E_i \quad (3-40)$$

式中：\$T\_{i,j}\$ 为在时段 \$t\$ 内分配给用水户 \$j\$ 的污染物许可可排放量；\$d\_{i,j}\$ 为用户 \$j\$ 在时段 \$t\$ 内的需水量；\$D\_i\$ 和 \$E\_i\$ 分别为流域部门的总需水量和水体的纳污能力。

## (3) 用水收益

在合理利用有限水量的前提下，用水户收益量的计算公式为：

$$\text{Max } \sum_{j \in S} w_j t_j \quad (3-41)$$

$$\text{subject to } \begin{cases} t_j \leq 1 - ky_{ijc} \cdot (1 - \frac{a_{ijc}}{d_{ijc}}) \quad \forall i, j, c \in S \\ \sum_{j \in S} \sum_{c=1}^{C_j} a_{ijc} \leq \sum_{j \in S} al_{i,j} \quad \forall i = 1, 2, \dots, n \quad \sum_{j \in S} \sum_{c=1}^{C_j} D_{isj} \leq \sum_{j \in S} T_{i,j} \quad \forall i = 1, 2, \dots, n \end{cases}$$

式中：\$w\_j\$ 为用水户 \$j\$ 的经济收益相对权重；\$t\_j\$ 为用水联盟中用水户的年收益；\$S\$ 为用水户联合体的个数；\$ky\_{ijc}\$ 为用水户 \$j\$ 在第 \$i\$ 个用水部门中的用水活动 \$c\$ 对应的效益影响系数；\$a\_{ijc}\$ 为用水户 \$j\$ 在第 \$i\$ 个用水部门中的用水活动 \$c\$ 对应的水量分配；\$d\_{ijc}\$ 为用水户 \$j\$ 在第 \$i\$ 个用水部门中的用水活动 \$c\$ 对应的需水量；\$al\_{i,j}\$ 为用水户 \$j\$ 在第 \$i\$ 个用水部门中的初始分配水量；\$Dis\_{ijc}\$ 为用水户 \$j\$ 在第 \$i\$ 个用水部门中的用水活动 \$c\$ 对应的污染物排放负荷；\$C\_j\$ 为用水户 \$j\$ 用水获得的总产量；\$T\_{i,j}\$ 为用水户 \$j\$ 在第 \$i\$ 个用水部门中的污染物排放许可。

流域的水量被分配给各个用水户后，以生产部门的平均收益为基础估算水量合理分配产生的总效益为：

$$T_{Benefit} = \sum_{j \in S} B_j = \sum_{j \in S} \sum_{c=1}^{C_j} A_{cj} \times B_{cj} \left( \frac{Y_{ajc}}{Y_{pj}} \right) \quad \frac{Y_{ajc}}{Y_{pj}} = \prod_{i=1}^n \left[ 1 - ky_{ijc} \cdot (1 - \frac{a_{ijc}}{d_{ijc}}) \right] \quad (3-42)$$

式中：\$n\$ 为用水部门的个数；\$B\_j\$ 为用水户 \$j\$ 的总净收益；\$C\_j\$ 为用水户 \$j\$ 用水获得的总产品；\$A\_{cj}\$ 为用水户 \$j\$ 从事的 \$c\$ 项生产活动的规模；\$B\_{cj}\$ 为用水户 \$j\$ 从事单位规模的 \$c\$ 项生产活动获得的净收益；\$Y\_{ajc}\$ 为用水户 \$j\$ 从事 \$c\$ 项生产活动取得的年实际产量；\$Y\_{pj}\$ 为用水户 \$j\$ 从事 \$c\$ 项生产活动的潜在年产量。

本文为避免模型和参数确定过程中的不确定性，在未知概率分布和模糊从属函数的

情况下,通常采用区间数值的形式进行模型的优化求解。

## 2.2 合作博弈补偿标准

结合当前流域水量的分配实际,实施实用的、可持续的水量分配策略,是确保实现流域水资源共享的关键。当前,许多研究者运用博弈理论制定水资源配置策略,如 Carvalho 等<sup>[131]</sup>、Kerachian 等<sup>[132]</sup>、Eleftheriadou 等<sup>[133]</sup>。博弈理论被广泛的用于流域水量分配、排污权交易、水质达标控制等领域。从广义角度讲,合作是实现流域水生态治理修复的关键举措,博弈是保证流域水生态资源公平分配的重要策略。社会机制是约束民众行为准则的体系。合作博弈是促进民众形成自觉保护水生态行为的外在激励策略,与社会体制具有相同的功效。因此,从实际作用效果层面考虑,本文将合作博弈的水生态保护行为归为社会机制的一部分。

### 2.2.1 研究方法

早期运用博弈理论进行水资源管理的研究出现在印度和巴基斯坦对恒河水资源的合作开发管理中<sup>[134]</sup>。随后, Tisdell 等<sup>[135]</sup>结合一系列的合作博弈对澳大利亚昆士兰州的农场用水进行有效、公平的分配。Tisdell 等运用社会公平的罗斯准则 (*Rawlsian Lexicographical rule*) 评判可供选择方法的相对公平性。Loaiciaga<sup>[136]</sup>运用博弈理论对采用合作与不合作的方法在地下水开采中的角色进行分析,并指出在没有有效执行力的情况下,实现合作均衡是不可能的。为扩大博弈论在水量管理中的应用, Kerachian 等<sup>[137]</sup>将纳什函数的期望值作为目标函数,构建用于水库水量管理的随机冲突解决模型。Raquel 等<sup>[138]</sup>结合 4 个冲突解决方法和 12 种情景设置,将博弈理论应用到墨西哥地下水含水层的管理中。为有效的解决水资源管理冲突, Shirangi 等在考虑水质状况的基础上给出一种简化的冲突解决方法用于水库的操控管理,该方法利用 Yong 冲突解决理论在冲突目标间进行最优均衡曲线的选择。随后, Bazargan-Lari 等给出一种在考虑水质的基础上,进行地表水与地下水联合管理的冲突解决模型。

在考虑经济、平等性和环境指标的基础上,本文利用改进的博弈理论对跨区域的水资源公平分配问题进行研究。为保证水资源分配效率和水生态环境可持续发展,基于竞争用水的水量公平分配过程为: 1) 基于流域用水部门的需水要求,构建水量优化配置模型用于竞争用水者的水量分配。2) 鉴于用水户利益的差别,以物质、环境条件的差异为约束条件,以资源最优为目标构建优化模型,用以确定不同利益群体的分水量。上游天然来水量不足对流域内水生态造成的影响,也可依靠水质模拟模型进行解决。3) 运用基于合作的博弈理论重新分配用水户的用水效益,并激励竞争用水者积极参与到水生态保护活动中。研究方法的总体框架,如图 3.4 所示。

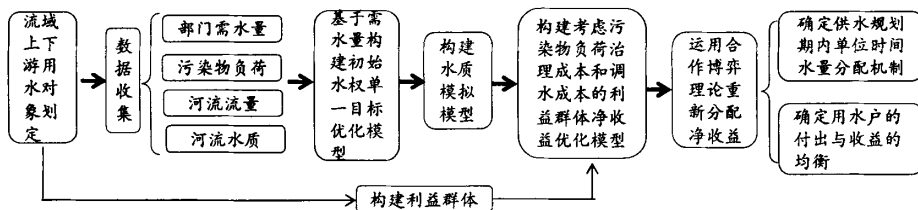


图 3.4 区域间水资源公平分配框架

### (1) 初始水权配置

在水量分配模型中，假定水资源被流域上下游竞争性用水户平等的占有。本文给出的计算方法在考虑优先序、水权、用水管理协议的基础上，尽量满足所有用水者的需求要求。模型的目标函数是最小化供水中的变量影响；约束条件包括水体连续方程、系统的物理条件以及与环境条件的变化过程。鉴于降雨径流的不连续性，优化模型的时间步长以月为尺度。模型的目标函数及约束条件如下：

$$\begin{aligned}
 \text{Minimize } Z &= \sum_{s=1}^S \sum_{y=1}^Y \sum_{m=1}^{12} (d_{s,m,y} - X_{s,m,y})^2 & (3-43) \\
 \text{Subject to } & \begin{cases} \frac{X_{1,m,y}}{d_{1,m,y}} = \frac{X_{2,m,y}}{d_{2,m,y}} = \dots = \frac{X_{s,m,y}}{d_{s,m,y}} & \sum_{s=1}^S X_{s,m,y} + \text{Ins}_{m,y} = R_{m,y} & \text{Ins}_{m,y} \geq de_{m,y} \\ S_{\min} \leq S_{m,y} \leq S_{\max} & S_{m+1,y} = S_{m,y} + I_{m,y} - R_{m,y} - L_{m,y} & S_{1,y+1} = S_{m,y} + I_{m,y} - R_{m,y} - L_{m,y} \end{cases}
 \end{aligned}$$

式中：Y为计算时期内水平年总数； $X_{s,m,y}$ 为利益相关者s在y年m月分配的水量（百万 $\text{m}^3$ ）； $d_{s,m,y}$ 为利益相关者s在y年m月的需水量（百万 $\text{m}^3$ ）； $L_{m,y}$ 为在y年m月期间内由于蒸发和下渗损失的总水量（百万 $\text{m}^3$ ）； $I_{m,y}$ 为在y年m月期间内的入流量（百万 $\text{m}^3$ ）； $S_{m,y}$ 为在y年m月开始时的水库库容量（百万 $\text{m}^3$ ）； $R_{m,y}$ 为在m月内水库的下泄水量（百万 $\text{m}^3$ ）； $de_{m,y}$ 为在y年m月的环境基流量（百万 $\text{m}^3$ ）； $\text{Ins}_{m,y}$ 为在y年m月水库下泄的用于环境需求的水量（百万 $\text{m}^3$ ）。

### (2) 河流水质模拟

河流水体的水质类型与水量的调配方式有关。本文以水体中一维的物质运移方程为基础，将对流、扩散、稀释、物质间相互作用、源汇项的影响考虑在内。物质的运移方程可表示为：

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial c}{\partial x})}{\partial x} - \frac{\partial(A_x u c)}{\partial x} + (A_x dx) \frac{dc}{dt} + S \quad (3-44)$$

式中：M为控制流中的污染物质；x为沿河方向的距离；t为时间段；c为污染物浓度； $A_x$ 为断面面积； $D_L$ 为弥散系数；u为平均流速；S为源汇项；dx为计算的步长。

### (3) 净收益估算

本文在实现物质生产最大化、水环境达标的基础上，构建用水户水量配置的净效益计算模型。该模型包含不同利益群体的用水户的总净收益。上下游下泄水量的增加可能对上游水体中污染物浓度的自净稀释产生一定的影响。以上游污染物的治理水平为基础，

优化模型的特征为:

$$\text{Maximize } Z = \sum_{n=1}^3 B_n - \sum_{p=1}^3 C_p \quad (3-45)$$

式中:  $B_n$  为第  $n$  个用水部门在第  $y$  年  $m$  月的收益;  $C_p$  为第  $p$  个用水部门的成本投入。

### 2.2.2 合作博弈

合作博弈的解决方案是用水户用水收益重新分配过程中的均衡解。合作博弈的研究对象为具有相同利益倾向的利益联盟参与者。当参与者将所有信息都参与到联盟中时, 这种联盟称为确定信息联盟。确定信息博弈作为一种合作博弈, 能够对联盟的收益进行公平、合理的分配。当参与者用他们拥有的部分水量参与不同类型的联盟时, 构成含糊信息联盟。含糊信息博弈是对参与者的总净收益按照参与联盟的类型进行重新分配的过程。

#### (1) 确定信息合作博弈

合作博弈在考虑利益联盟间相互联系的基础上, 分配联盟的收益给不同的参与者。在此种类型的博弈中, 应已知联盟中所有类型的收益集合。假定  $N = \{1, 2, \dots, n\}$  作为博弈中参与者所有参与方式的集合, 确定信息联盟  $S$  是  $N$  的一个子集。所有确定信息联盟的集合用  $P(S)$  表示。特征函数  $v$  的表达形式为:

$$v: P(N) \rightarrow R^+ \text{ 满足 } v(\varnothing) = 0, R^+ = \{r \in R | r \geq 0\} \quad (3-46)$$

借鉴沙普利值 (Crisp Shapley Value) 的计算方法, 以合作博弈的功效为计算依据, 给出计算过程<sup>[139]</sup>:

$$\varphi_i(v) = \sum_{i \in S \subseteq N} \frac{(|S|-1)!(|N|-|S|)!}{|N|!} [v(S) - v(S \setminus \{i\})] \quad (3-47)$$

式中:  $|S|$  为联盟集  $S$  的势;  $v(S \setminus \{i\})$  为没有参与者  $i$  的情况下联盟集  $S$  的值。

#### (2) 模糊信息合作博弈

在  $s_i$  为参与者  $i$  的参与联盟几率的情况下, 所有参与者构成集合  $N=(1,2,\dots,n)$  为信息模糊联盟, 记  $L(N)$  为信息模糊联盟的集合, 空联盟用  $e^\varnothing = (0,0,\dots,0)$  表示。  $e^s = (s_1, s_1, \dots, s_n)$  满足  $s_i=1$ 、 $s_i=0$  时为确定信息联盟。在  $T \subseteq N$  的情况下, 模糊信息联盟  $S_T$  表示为:  $S_T = \sum_{k \in T} S_k \cdot e^k$ 。博弈模型的特征函数为:

$$v: L(N) \rightarrow R^+, v(e^\varnothing) = 0, R^+ = \{r \in R | r \geq 0\} \quad (3-48)$$

模糊信息的沙普利函数不具备典型函数的边界。因此, 如果  $v$  为模糊信息典型函数,  $v(s)$  即为参与者加入模糊信息联盟  $s$  后取得的效益。参与者采用合理和公平的方式分配  $v(s)$ 。当前, 一种有效的方法可将模糊信息博弈转化为确定信息博弈。具体的过程为:

$$w_s(1) = v(s_1 \cdot e^1) \quad w_s(12) = v(s_1 \cdot e^1 + s_2 \cdot e^2) \quad w_s(T) = v\left(\sum_{i \in T} s_i \cdot e^i\right) \quad w_s(N) = v\left(\sum_{i \in N} s_i \cdot e^i\right) \quad (3-49)$$

对于  $w_s$ , 参与者  $i$  的沙普利函数表达式为:

$$sh_i(w_s) = \sum_{i \in T \subseteq N} \frac{(|T|-1)!(|N|-|T|)!}{|N|!} [w_s(T) - w_s(T \setminus \{i\})] \quad (3-50)$$

在给定模糊信息博弈  $v$  和模糊联盟  $s$  的情况下, 参与者  $i$  在参与率  $s_i$  下的沙普利值计算公式为:

$$\varphi_i(v) = \sum_{i \in T \subseteq N} \frac{(|S|-1)!(|N|-|S|)!}{|N|!} \left[ v\left(\sum_{j \in T} s_j e^j\right) - v\left(\sum_{j \in T \setminus i} s_j e^j\right) \right] \quad (3-51)$$

### 2.2.3 模型组成

在模型的构建过程中: 首先, 基于公平的原则, 合理的分配流域可用水量给各个用水户; 其次, 用水户利用初始的共享水量组成确定信息联盟, 用于获取更多的净收益; 最后, 用水户组成模糊信息联盟, 用以获得最大净收益。在此过程中, 通常利用沙普利函数在用水户间进行净收益的重新分配。

在考虑用水户参与联盟不同的基础上, 模型通过对流域的水资源进行分配, 实现流域用水综合效益的最大化。模型寻求的实现目标包括: 基于区域层面的用水系统最大收益; 在用水户间以公平的方式进行用水效益的分配, 利用经济激励促使联盟内部合理用水。结合用水户对水生态补偿理解的差异, 本文利用沙普利博弈模型进行不同联盟的净收益分配计算。水量公平分配的方法流程, 如图 3.5 所示。

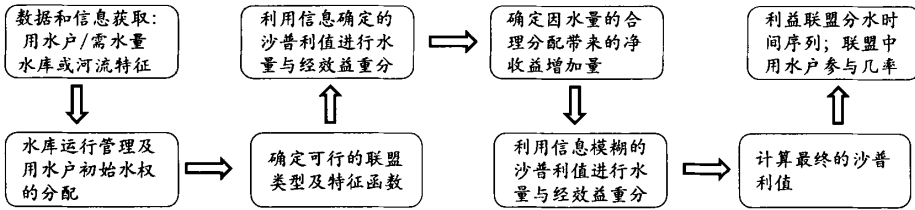


图 3.5 水量公平分配方法流程图

沙普利值将部门用水量与用水的经济效益结合起来, 为进行流域水量的合理分配及补偿标准的确定提供依据。结合大多数水生态破坏流域的特点, 本文将流域的用水户分为上游农业、上游工业、上游生态、下游农业 4 个部门, 分别用编号 1、2、3、4 表示。在利用计算的沙普利值进行水量与净效益的重新分配过程中, 不同用水户获得的效益应基于用水联盟的特征函数进行分配, 具体的分配流程如图 3.6 所示。图中按照用水效率的高低进行水量的最优分配。

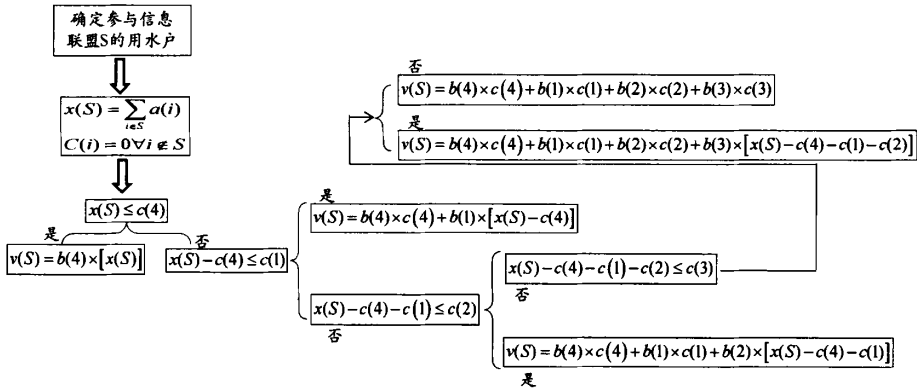


图 3.6 确定信息沙普利值的特征函数计算流程

注：图中  $i=1、2、3、4$  分别表示上游农业用水、上游工业用水、生态用水以及下游农业用水。其中  $S$  表示确定信息联盟； $a(i)$  为用水户  $i$  的初始水权； $x(S)$  为确定信息联盟  $S$  拥有的水量总和； $c(i)$  为用水户  $i$  的用水量上限； $b(i)$  为用水户  $i$  单方水产生的净收益系数，其中  $b(4) > b(1) > b(2) > b(3)$ ； $v(S)$  为确定信息联盟的特征函数。

在模糊信息联盟的水量与净收益分配过程中，重新分配量由联盟的用水户组成数量以及特征函数决定。标准的分配函数表达形式为：

$$x(s) = \sum_{i=1}^3 pr(i, s) \times A(i) \forall s \quad (3-52)$$

$$v(s) = \begin{cases} B(s) \times x(s) & x(s) \leq C(s) \\ B(s) \times C(s) & \text{其他} \end{cases} \quad (3-53)$$

式中： $A(i)$  为用水户  $i$  在第二阶段重新分配的水量； $C(s)$  为模糊信息联盟  $s$  的用水上限； $x(s)$  为联盟  $s$  的用水量； $pr(i, s)$  为用水户  $i$  在联盟  $s$  中的参与率； $B(s)$  为联盟  $s$  每单位用水的净收益系数； $s=1、2、3$  分别表示上游农业用水、下游农业用水、上游工业用水户组成的联盟。

为简化模糊收益重分配问题，假定在模糊信息联盟中最多有 2 个用水户。最大化用水户净收益分配的优化模型为：

$$\text{Maximize } Z = \sum_{s=1}^3 \sum_{i=1}^3 \varphi(i, s) \quad (3-54)$$

$$\text{subject to } \begin{cases} 0 \leq pr(i, s) \leq 1 & \sum_s pr(i, s) = 1 \forall i & x(s) = \sum_{i=1}^3 pr(i, s) \times A(i) \forall s \\ v(s) = \begin{cases} B(s) \times x(s) & x(s) \leq C(s) \\ B(s) \times C(s) & \text{其他} \end{cases} & v(i, s) = B(i) \times pr(i, s) \times A(i) \\ \varphi(i, s) = \frac{1}{2} [v(i, s) - v(e^s)] + \frac{1}{2} [v(s) - v(s/i, s)] \end{cases}$$

式中： $v(i, s)$  为用水户  $i$  在模糊信息联盟  $s$  中的价值； $v(s/i, s)$  为除用水户  $i$  外的其他用水户在模糊信息联盟  $s$  中的价值； $\varphi(i, s)$  为模糊信息联盟  $s$  中用水户  $i$  的沙普利值。

以此为基础，用水户  $i$  的总用水价值为：

$$T(i) = (\varphi_i - b(i) \times A(i)) + \sum_{s=1}^3 \varphi(i, s) \quad \forall i \quad (3-55)$$

式中： $\varphi(i)$ 为用水户 $i$ 在确定信息联盟中的用水价值； $b(i)$ 为用水户 $i$ 的净效益系数； $A(i)$ 为用水户 $i$ 在第二阶段重新分配的水量； $T(i)$ 为用水户 $i$ 的总支出/收入。

### 3.生态保护成本补偿标准研究

流域水生态的破坏与水体污染物浓度含量过高有关。不同来源的污染物，治理方式不同，因此投入的治理成本也不尽相同。本文从点源治理投入、农业能值转化角度入手，进行生态保护成本的计算。

水生态破坏流域的上游区域，应在合理利用污染物治理成本的前提下，最大程度的通过人为干预措施，减少流域水生态破坏造成的损失。污水处理厂排放的处理达标污水，在河流水体自净的作用下，能够实现出境监测断面的水质达标。由于面源污染物的大量排放，在很大程度上严重干扰了水体原有的自净能力，导致水生态功能的退化。因此，从源头上严格控制污染物产生和流失量，成为减少面源污染的最经济有效、环保的手段。借鉴生态补偿机制的调控目标，合理测算面源污染的治理成本，是促进流域水生态与经济协调、可持续发展的重要举措。

#### 3.1 污染治理成本补偿

点源污染控制以污染物治理成本最小化、对水生态环境改善程度最大为目标，并尽量减少交易过程中的外部投入。随着的共建共享理论、经济最优理论、支付意愿研究方法<sup>[140]</sup>在流域生态补偿实施中的广泛应用，污染物排放交易与流域生态补偿的结合能够在一定程度上实现。本文采用遗传算法改进序列（NSGA-II）、YBT 模型、污染物初始排放许可分配（IDPA）模型进行流域污染物治理成本的分析。在多目标优化模型中，NSGA-II 用于提供总处理费用和污染物浓度超标造成的模糊风险间的均衡曲线，IDPA 模型用以判定污染物最大排放许可情况下水质达标的实现情况。

##### 3.1.1 理论基础

流域治理修复型水生态补偿的实施以上下游协同合作、双方利益均衡为基础。流域层面环境管理措施的实施，通常能导致水流和污染物浓度之间潜在关系的变化，进而影响到流域污染物治理成本投入的变化。总体而言，流域水体水质下降，通常是由于天然径流量减少，降低了河流的自净能力，或者污染物排放量超过了水体的天然自净能力所致。为有效解决流域水体污染物排放过程中的风险性与治污成本变动性造成的生态补偿标准的不确定性，本文借鉴多目标优化求解理论，从基于治污层面的流域均衡发展、博弈层面的污染物排放交易出发，给出流域污染物排放和治理相关的最优均衡决策。本文给出的水质控制思路利于流域污染物排放的总量控制和浓度限定控制，为进行水生态破坏流域的达标控制及治污标准的核算提供依据。

流域上下游水质保护的所有参与者采用基于合作的、环境友好的方式进行污染物的处理，则污染水体的水质将在得到改善的同时，流域的经济效益也能实现相对最优的均

衡发展。但基于合作的过程需要付出较高的外部性成本,同时单纯经济最优的策略也不利于水环境的治理恢复。在控制水污染的模型化研究中,Iwasa 等<sup>[141]</sup>在考虑合作的经济成本和合作倾向的基础上,给出了基于民众选择意愿的系统动力学模型。其后,Iwasa 等<sup>[142]</sup>针对湖水污染问题,给出考虑到合作的经济成本和合作倾向的动力学模型。然而,单纯追求污染物质的去除率,可能会导致污染程度的加剧,因为它可能降低人们对水污染问题的整体关注度,即所谓的“污染物质去除悖论”。为此,合理提高流域周边民众的参与程度,构建基于合作意愿的流域均衡发展模型(针对流域污染的综合治理),才能降低水污染影响程度,并促进水体的水质改善。

### 1) 合作模型

在模型构建过程中,假定  $x$  为采用合作的环境友好方式进行生态治理的参与者占总参与者的比例,  $y$  为水体的污染水平,并且两者之间的联系随着时间、联系程度的变化而变化。

合作功效、经济功效分别用  $U_C$ 、 $U_N$  表示:

$$\begin{cases} U_C = \lambda - c \\ U_N = \lambda - r(1 + \xi x)(1 + ky) \end{cases} \quad (3-56)$$

式中:  $\lambda$  为流域实施生态补偿获得的基本功效;  $c$  为合作费用;  $\gamma$  为社会压力的基本水平,显示了民众的合作意愿,当  $x=0$  时,水体并未受到污染 ( $y=0$ );  $\xi$  为合作倾向系数;  $k$  为社会关心指数。

考虑到选择行为的随机性,每个参与者被给予一次重新选择其行为的机会,以确保参与方式的有效性。假定重新选择发生的概率为  $s$ ,则参与者选择合作的概率为  $e^{\beta U_C} / (e^{\beta U_C} + e^{\beta U_N})$ ; 选择不合作的概率为  $e^{\beta U_N} / (e^{\beta U_C} + e^{\beta U_N})$ 。  $\beta$  是一个反映不同功效影响的正向参数。合作参与者的动力学方程为:

$$\frac{dx}{dt} = s \left( \frac{1}{1 + e^{-\beta F}} - x \right) \quad F = U_C - U_N = \gamma(1 + \xi x)(1 + ky) - c \quad (3-57)$$

以水体的磷污染为例,进行模型的构建和参数变化影响程度分析。水体的污染水平是由污染物的浓度决定,而污染物的浓度通常受入流、沉积、出流控制。水体污染的动力学方程为:

$$\frac{dy}{dt} = \alpha [pH(1-x) + pLx - y] \quad (3-58)$$

式中:  $\alpha$  为水体的转换系数;  $pH$ 、 $pL$  为不合作、合作参与者排放的磷浓度;其余符号意义同上。

### 2) 污染水平 $y$

为简化起见,计算过程中忽略来自沉积物循环转化的非线性过程,仅考虑河流入流、出流的影响。研究表明,参与者选择合作的意愿相对稳定,此时  $dx/dt=0$ ,污染水平  $y$  可表示为:

$$y = \frac{1}{\kappa} \left[ \frac{1}{\gamma(1+\xi x)} \left( c + \frac{1}{\beta} \ln \frac{x}{1-x} \right) - 1 \right] \quad (3-59)$$

结合合作参与者所占比例  $x$  及合作收益水平  $\beta$  的变化范围, 污染水平  $y$  可进一步简化为:

$$y = \begin{cases} < \frac{1}{\kappa} \left( \frac{c}{\gamma} - 1 \right) & x \approx 0 \\ \frac{1}{\kappa} \left[ \frac{c}{\gamma(1+\xi x)} - 1 \right] & 0 < x < 1 \\ > \frac{1}{\kappa} \left[ \frac{c}{\gamma(1+\xi x)} - 1 \right] & x \approx 1 \end{cases} \quad (3-60)$$

针对上述简化的污染水平计算公式,  $x \approx 0$  和  $x \approx 1$  时污染曲线具有正向斜率, 当  $0 < x < 1$  时, 污染曲线具有负向斜率。

当水体污染的动力学方程为 0 时, 污染水平  $y$  计算公式为:

$$y = PH - (PH - PL)x \quad (3-61)$$

在  $xoy$  平面上, 污染水平  $y$  为一条过  $(0, PH)$ 、 $(1, PL)$  的直线。

当  $\beta$  较大时, 治理水平  $y$  在直线 (3-61) 和三个分支 (3-60) 之间变动。当满足  $0 \leq x \leq 1$  时, 会出现均衡点。依据参数的变化, 至多出现 3 个交集以及若干稳定和不稳定点。

### 3) 均衡点

在某种污染水平下的均衡点, 对合理的选择的治理时机具有重要意义。在参考已有研究的基础上, 采用如下模型测试均衡方程的稳定性:

$$\begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= s(\varphi(x, y) - x) & \frac{dy}{dt} &= \lambda [PH(1-x) + PLx - y] \\ \varphi(x, y) &= \frac{1}{1 + \exp\{-\beta[\gamma(1+\xi x)(1+\kappa y) - c]\}} \end{aligned} \quad (3-62)$$

雅可比行列式的特征值为下列方程的两根  $\sigma$  :

$$\det \begin{vmatrix} s\left(\frac{\partial \varphi}{\partial x} - 1\right) - \sigma & s\frac{\partial \varphi}{\partial y} \\ -\alpha(PH - PL) & -\alpha - \sigma \end{vmatrix} = 0 \quad (3-63)$$

当方程 (3-33) 的两个根具有负实数部分时, 均衡方程式稳定。依据 *Routh-Hurwitz* 条件, 下列两个不等式构成一个稳定均衡:

$$\frac{\alpha}{s} - \frac{\partial \varphi}{\partial x} + 1 > 0 \quad \frac{\partial \varphi}{\partial y} (PH - PL) - \frac{\partial \varphi}{\partial x} + 1 > 0 \quad (3-64)$$

方程变形后得到:

$$-(PH-PL) < (1 - \frac{\partial \varphi}{\partial x}) / (\frac{\partial \varphi}{\partial y}) \quad (3-65)$$

结合上述分析, 在  $x=0$  和  $x=1$  附近存在均衡点, 即此时流域上下游对于污染治理采用非合作、合作的方式取得是收效相同, 并且水中污染物浓度得到最大程度的消减, 流域水生态补偿的实施出现单边效果。

在耦合社会和生态动力学相关知识的基础上, 针对不同情景下的污染发展水平、合作治理污染的收益水平变化范围, 应充分考虑民众的合作意愿对污染物治理成本的影响。为此, 通过改变社会、经济因素对民众保护水生态、治理水污染的行为进行正向激励, 是实现水质提高的有效途径。

### 3.1.2 测算方法

流域上游污染物在现状的污水处理厂运行状况下, 难以达到出境断面要求的控制标准。本文以水功能区典型断面的水质控制目标为基准, 结合上下游之间的经济发展状况, 在充分利用水体自净能力的前提下, 进行污染物治理成本的投入测算。水体的纳污能力随季节的不同而变化。本文从流域水质的时空变化层面进行考虑, 将其作为定值, 通过计算不同交易率下的交易价格, 间接的反映流域补偿成本的大小。

区域污染物排放量的增加和经济发展对流域水体的纳污极限、污染物治理投入计算方法提出新要求。排污权交易能够针对不同来源的污染物, 有效的利用区域的规模经济并控制成本差异。学者以污染物的最大日负荷 (TMDL) 和污染物负荷分配为基础, 进行流域污染物的动态排放许可交易, 有效的减少了区域污染治理的成本投入<sup>[143]</sup>。动态的许可程序能够在较低成本投入的前提下实现断面的水质控制标准。在污染物排放权交易过程中, 交易率是影响水环境改善程度和边际安全的重要物理量。考虑治理成本函数不确定性的交易率被广泛的应用到河流 BOD/DO 的管理中<sup>[144]</sup>。鉴于污染物治理中的不确定性因素众多, 因此, 构建风险最小化模型以降低不同利益相关者对水质的冲突风险, 是合理确定流域污染物治理投入的基础。当前常用的优化河流污染物分配负荷的多目标优化框架, 应包括: 污染物治理成本, 污染物排放权公平, 超标污染物的综合治理等环节。

#### (1) 污染物排放许可的实时界定

本文将污染物浓度超标的水质作为模糊事件或模糊风险进行排放许可交易的过程界定。在利用蒙特卡罗分析法 (Monte Carlo Analysis) 获取污染物排放相关数据的基础上, 借助改进的贝叶斯网络法/BN (Bayesian network) 法进行 COD、NH<sub>3</sub>-N 的处理成本计算。改进的 BN 法能够用于河流水质的实时管理, 并可给出治理水平和排放许可交易的概率密度函数。已有的研究表明, 基于污染物治理成本的排放许可交易不仅在实现环境保护目标方面是经济有效的, 而且在面对人口和经济增长的压力下能够环境保护目

标。贝叶斯网络法是一种有向非循环图，它用节点表示随机变量，用弧度表示变量间的目标-效果关系。每个节点用一个条件概率表（CPT）表示子代节点与父代节点间的概率关系。在水资源开发利用和管理中，贝叶斯网络法能够以定量、定性的数据作为输入，并能够充分考虑到不确定性影响，因此，在实时的水质管理中通常被作为一种经济划算的、风险可测的决策支持工具。

污染物排放许可的实时操作规程主要由交易率体系、蒙特卡罗模拟、基于水质超标模糊风险的均衡曲线、安全系数、总成本、基于 BN 的水质实时管理策略组成。模型的输入主要包括流域源头的水量水质、水功能区的污染负荷、基于河流水体承受极限的安全系数。模型的输出主要为最优污染物去除率的分布函数、最优污染物排放许可交易策略的分布函数（治理成本）。模型计算的流程，如图 3.7 所示。

本文首先设置河流水质同化能力的安全系数，然后在输入随机变量的前提下，利用蒙特卡罗模拟方法生成交易率体系。蒙特卡罗分析也能提供控制断面污染物浓度的分布函数。在考虑功能退化水体污染物浓度模糊从属函数的基础上，模型也能给出控制断面水质超标的模糊风险率。表征河流水体纳污能力的安全系数能够控制水质超标的模糊风险。约束法用于描述超标污染物去除成本投入、模糊风险、安全系数的均衡曲线。在选择最优的非支配解决方案（non-dominated solution）的基础上，借助污染物去除率的分布函数，BNs 给出了模型的输入量：污染负荷( $P_i$ )，上游控制断面流量( $Q_{up}$ )，上游水体的 COD、NH<sub>3</sub>-N 浓度(COD<sub>up</sub>、NH<sub>3</sub>-N<sub>up</sub>)；输出量：排污口在交易（控制措施）下的废水排放量( $e_i$ )，排污口  $i$ 、 $j$  之间的污染物排放权交易量( $T_{ij}$ )。

### 1) 交易率 TRS

当两个排污者对某一区域的水质产生相同的影响时，由于他们对其他区域的影响是不相同的，因此两者之间不能进行排污权交易。区域  $i$ 、 $j$  之间的转换系数用  $r_{ij}$  表示（表示由于区域  $i$  每增加 1kg 的 NH<sub>3</sub>-N 污染物负荷时对区域  $j$  的 COD 浓度变化产生的影响），则污染物排放口之间的交易率表示为：

$$t_{ij} = \min\{r_{ik} / r_{jk}\} \quad i < j, k = \{j, \dots, n\}, \forall i, j = 1, \dots, n \quad (3-66)$$

式中： $n$  为区域数（排污口数）； $t_{ij}$  为区域  $i$ 、 $j$  之间的交易率，表示在下游水质不恶化的情况下，排污口  $i$ 、 $j$  之间的 COD、NH<sub>3</sub>-N 交易量。

在以往的排污权交易中，水质标准应该满足所有控制断面的要求。本文利用如下公式计算区域的污染物初始允许排放量：

$$\bar{T}_i = \min\left\{\left(E_j - \sum_{k=1}^{i-1} r_{kj} \bar{T}_k\right) / r_{ij}\right\}, j = i, \dots, n; k = 1, \dots, i-1 \quad (3-67)$$

式中： $\bar{T}_i$  为区域污染物最初允许排放量（kg）； $r_{ki}$  为在区域  $i$  和  $k$  之间的转换系数（mg/L/kg）； $E_j$  为区域  $j$  的污染物同化能力（mg/L）。

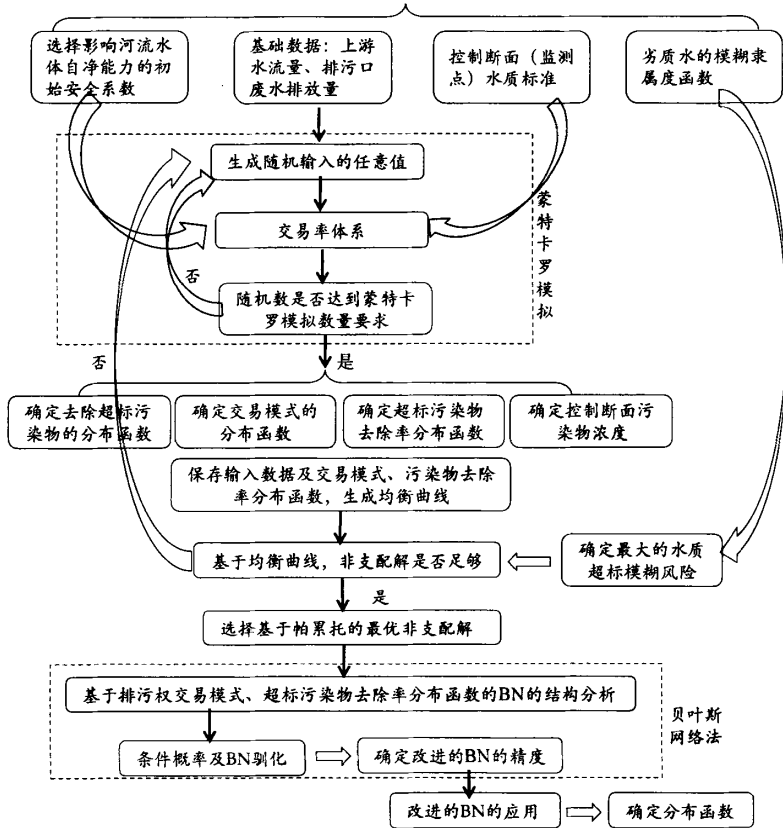


图 3.7 污染物排放许可交易的实时操控流程

本文以污染物 COD 为例，给出  $E_j$  的计算公式：

$$E_j = (COD_j - COD_{std,j}) / SF \quad (3-68)$$

式中： $COD_j$  为区域  $j$  的 COD 最初含量 (mg/L)； $SF$  为河流同化作用对应的安全系数； $COD_{std,j}$  为 COD 在区域  $j$  对应的水功能区中的控制标准 (mg/L)。

结合各个排污口对超标污染物去除水平，给出去除成本的计算公式为：

$$\min \sum_{i=1}^n C_i(e_i^0 - e_i) \quad (3-69)$$

$$\text{subject to: } e_i - \sum_{k=1}^{i-1} t_{ki} T_{ki} + \sum_{k>i}^n T_{ik} \leq \bar{T}_i, i=1, 2, \dots, n \quad T_{ik}, T_{ki} \geq 0 \quad e_i \in [0, e_i^0]$$

式中： $C_i$  为排污口  $i$  的处理成本，为递增的凸函数； $e_i^0$  为排污口  $i$  的最初处理成本。

## 2) 模糊风险

本文在考虑到与河流水质模拟相关的各种输入参数随机性的基础上，给出排污口水质超标的风险。为了充分考虑水质达标过程中不确定性因素的影响，本文给出依托监测点水质状况的模糊隶属度函数：

$$r_l = \int_0^{C_{max,l}} \mu(c_l) f(c_l) dc_l \quad (3-70)$$

式中： $r_l$ 为在监测点  $l$  处的超标水质的模糊风险； $\mu(c)$  为不达标水质模糊集的隶属函数； $C_{max,l}$  为水体中指示污染物的最高浓度； $f(c_l)$  为水质指示污染物在监测点  $l$  处的概率密度函数。

以水体破坏程度为基础的污染物超标状况的隶属函数，如图 3.8 所示。其中  $C_L$ 、 $C_D$  分别为最小、最适宜的的污染物排放浓度。

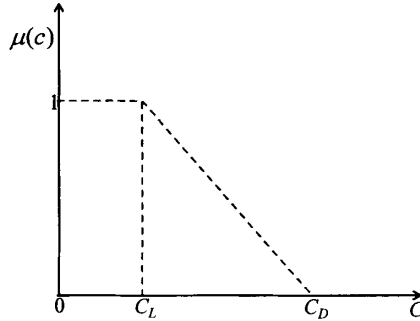


图 3.8 超标水质的模糊隶属度函数

### 3) 贝叶斯网络 (BNs)

BNs 作为有向非循环图，表示随机变量集  $U=\{X_1, X_2, \dots, X_n\}$  中变量间相互依赖程度的大小。自变量集的联合概率分布用条件概率分布的乘积表示：

$$P(x_1, x_2, \dots, x_n) = \prod_{i=1}^n P(x_i | \pi(x_i)) \quad (3-71)$$

式中： $x_i$  为变量  $X_i$  的第  $i$  个定性值； $P(x_1, x_2, \dots, x_n)$  为定性值  $(x_1, x_2, \dots, x_n)$  的联合概率； $\pi(x_i)$  为引起变量  $X_i$  变化的定性值。

通常情况下，条件概率的计算依据为：

$$P(h|e) = [P(e|h) \times P(h)] / P(e) \quad (3-72)$$

当前对 BNs 主要从参数、结构两方面进行研究。参数的研究主要指对参数条件概率的估计，通常将参数取为训练数据的最大可能值<sup>[145]</sup>。结构的研究主要指在考虑训练数据间相互关系的基础上，寻找图形结构的可能空间。极大似然估计是研究变量的条件概率的过程，以迭代算法为基础，实现计算过程中的数据匹配。

### 3.2 农业面源成本补偿

农业生态系统具有生态服务价值和环境保护功能。农业生态补偿是将当前农业生产中的负面影响予以消除，保证环境友好型农业生产顺利进行的管理策略。针对当前农业生态补偿标准计算中，价值受时空动态变化影响较大、投入成本难以准确计量的弊端，利用能值在计算农业生态保护的投入、效益的全面性，借助能值与价值之间的可转化性，给出基于农业可持续发展的生态补偿标准计算方法。

### 3.2.1 理论基础

农业生产不仅为区域经济社会的发展提供农副产品和食品加工的原材料,而且还具有生态服务价值。农业的生态服务价值间接地体现在周边的生态、投资和人居环境方面。当前,科研和社会机构已对农业的生态服务价值进行过系统研究,如《北京市农业生态服务价值监测公报》将农业生态服务价值划分为农业经济价值、农业生态经济服务价值和农业生态环境服务价值3部分。农业生态系统作为复合生态系统,其间接的服务功能价值利于气候调节、水源涵养、水土保持、废物处理等环境服务功能的加强或改善<sup>[146]</sup>。因地、因时制宜的农业活动能够对自然生态系统产生有效的保护和促进作用。如稻田生态系统对调节温度、改善空气质量具有显著的促进作用<sup>[147]</sup>。竞争性用水、农药和化学肥料的大量使用,在促进农业稳产高产的同时,却减小了作物的蛋白质含量并增加了粮食遭受污染的可能性<sup>[148]</sup>。因此,采用环境友好的农业生产技术,促进农业生产并提高农产品的质量已成为各国实现农业可持续发展的关键。

农业生态补偿是以保护和可持续利用农业生态系统服务为目的,以经济手段为主,调节相关者利益关系的制度安排。当前对农业生态补偿主要存在农业生态的补偿、农业的生态补偿两种理解。两者的出发点和研究方法虽不相同,但最终的落脚点却是实现农业的经济再生产和自然再生产过程的结合。学者依据区域农业生产的特点,对农业生态补偿的模式和管理机制进行了相关研究。德国针对不同类型的农业生产方式,对农业生态补偿的类型、补偿金的使用、奖惩细则进行严格的规定,并指出补偿标准的计算基础是以以前的农业生产收入和采取农业环保措施所需要的经费<sup>[149]</sup>。欧盟为补偿农民为保护环境做出的牺牲,借助农业环境保护补贴、环境受限制地区补偿等措施落实农业生态补偿。我国的甘肃省基于不同层面的农业节水措施和资金投入,给出不同农业生产方式对应下的农业生态补偿标准<sup>[150]</sup>。为实现农业生态和区域经济的协调发展,陈源泉等<sup>[151]</sup>从生态经济学的相关理论和方法出发,依据安塞县的生态系统服务价值进行农业生态标准的计算。

已有的农业生态补偿标准,通常从农业的投入和直接经济价值层面出发,结合已有的农业面源污染数据,对农户进行污染源头控制的行为付出进行一定的经济补偿。实践表明,农户在提供巨大的农业经济价值和生态服务价值的同时,得到的社会补偿却难以弥补其生产过程中的成本投入和发展机会成本损失。本文针对当前以支付意愿为基础进行生态补偿标准测算过程中,难以考虑载体的变动、时间和风险因素等对补偿标准空间实施上的影响,利用能值在定性、定量评价环境支持系统服务功能上的优势,通过对农业生态服务价值、农业生态保护成本的能值计算,借助能值与经济价值之间的对应关系确定农业可持续发展对应下的补偿标准。

### 3.2.2 测算方法

农业生态补偿标准的核心是确定补多少,既能反映农业生态服务的价值及其成本与

收益，又能被农户和政府管理部门接受，实现农业生态功能的恢复或改善。能值分析以太阳能作为基准，把不同种类、不可比较的价值或产品通过统一标准转换后，转化为可度量的经济数据，可有效避免价值核算过程中市场波动、生态服务基础数据不确定性带来的干扰。已有的研究表明，在生态服务价值确定上，能值分析法与环境经济价值评价的结果高度一致<sup>[152]</sup>。能值理论将农业生态系统中的各种输入、储存和输出等形式的能量转换为可比较的能值，利用单位产品能值对应的经济价值进行过渡，计算不同的投入及农业生态服务产品对应的补偿标准<sup>[153]</sup>。

本文将自然资源、农业产品、环保型农业生产经济投入转化为能值流： $R$  代表可更新资源， $N$  代表不可更新资源， $F$  代表环保生产的经济投入<sup>[154]</sup>。其中， $F$  由市场或经济流量提供。为计算方便，本文选择阳光的单位能值转化率作为过渡当量值，进行不同能量及价值的能值转换<sup>[155]</sup>。其中，能值转化率（EER）表示在农业产品或其生态服务价值在交易和买卖过程中，能值与价值的转化关系。能值评价为在计算能值价格（Em\$）的基础上为进行联合生态和经济的评价提供依据。农业生态系统能值评价过程中，各因子间的动态联系，如图 3.9 所示。能值计算过程中用到的参数，如表 3.2 所示。

表 3.2 能值计算参数表

| 参数   | 性状阐述                                        | 计算公式          |
|------|---------------------------------------------|---------------|
| EYR  | 能值收益率，能值总输出 $Y(Y=N+R+F)$ 与输入 $F$ 的比值        | $EYR=Y/F$     |
| ELR  | 环境负荷指数，不可更新资源能值与可更新资源能值的比值                  | $ELR=(N+F)/R$ |
| ESI  | 环境可持续指数，用于对产出和环境负荷的管理，寻求在最低的环境破坏的情形下取得最大的产量 | $ESI=EYR/ELR$ |
| EMR  | 能值对经济增长支持率，利用不同国家/区域的能值（ $Y$ ）进行经济的纵向比较     | $EMR=Y/GDP$   |
| EER  | 能值转化率，用于产品交易过程中，能值与经济转化效率的比较                | $EER=Y/EMR$   |
| Em\$ | 能值价格转化率，将能值转化为可交易产品的价格                      | $Em\$=Y/EMR$  |

注： $Y$  表示总能值，Sej； $N$ 、 $F$ 、 $R$  分别表示不可更新资源、环保生产的经济投入、可更新资源的能值，Sej； $GDP$  表示地区的区域生产总值，万元； $F$  表示经济资源的能值，Sej。

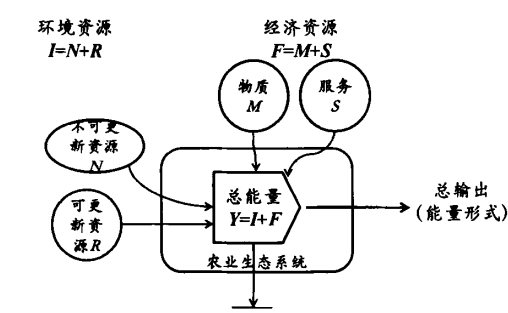


图 3.9 农业生态系统能值评价涵盖因子

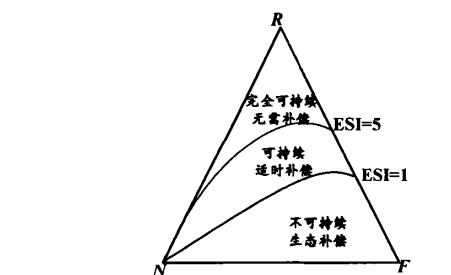


图 3.10 环境可持续指数与生态补偿实施关系  
注：ESI 为环境负荷指数。不同可持续发展度之间的界限依托库兹涅兹曲线画出，表明在可更新的投入达到一定水平后，环境处于最优状态，并将会持续一段时间。不同区间的面积仅表示区域不同发展程度下的投入和资源的耗费比值，没有实际物理意义。

依据农业生态系统的能值评价理论,本文在对研究区农业生态系统的产品及其服务功能进行能值计算的基础上,借助产品能值与市场价值、经济投入之间的转换关系,确定农业生态补偿的标准。为全面起见,本文在计算过程中,对农业种植造成的水土流失、地表(地下)径流变化情况也借鉴相关的研究成果进行分析<sup>[156~157]</sup>。

农业生态补偿的目的是在最小的环境保护投入下,实现最大的农业生产和生态服务价值。农民对土地具有使用权,通常具有自主经营的权利。环境友好型农业生产的实施,会在一定程度上增加农民对土地的附加投入,但却增加了农业生产的正向生态效益。本文以 ESI 计算结果为依据,对生态补偿的对象做出如下界定: ESI>5 时,农业生态系统具有较强的生态可持续性,因此,政府不需要对农民的投入进行补偿;  $1 < \text{ESI} < 5$  时,农业生态系统虽具有可持续性,但需要进行外界人为措施的正向干预,因此,政府对农民采用环境友好生产方式的投入进行补偿; ESI<1 时,农业生态系统不可持续,需要政府和农户共同承担农业环保措施的投入。基于  $R$ 、 $N$ 、 $F$  之间变动关系的可持续发展指数,如图 3.10 所示。

#### 4.流域水生态补偿标准实效判定

结合流域水生态补偿标准,在不破坏现有流域水生态格局的情况下,实施流域水生态适应性管理:遵循水生态补偿的周期变化规律,遏制流域水生态破坏,构建健康的流域水生态体系,实现流域水生态系统应有的生态服务价值。为此,在充分挖掘已破坏的流域水生态最大恢复潜能的前提下,结合流域周边水生态环境的制约因素,从系统论的层面出发,定量评价流域水生态恢复的可行性。借助流域水生态恢复的优先序判定结果,间接的反映流域水生态补偿标准的实效性。

##### 4.1 理论基础

以往对于水生态保护和恢复的目标优选方法,通常强调标准的选取或算法的应用<sup>[158]</sup>。已有的方法通常缺少普遍的实施框架,以至于过分强调研究过程,重复性强;假定条件过于针对性;目标优化中的相同和异同点难以区别。本文旨在提供基于案例研究的水生态恢复实施框架,以便从有限的资源中获得最大化的生态治理收益。本文基于既定的水生态恢复收益或破坏水生态的治理费用(流域水生态补偿标准),给出的用于判定水生态优先恢复过程的一般模式。模式以终端和成本付出间的函数关系为依据,针对不同的情形,确定目标优选方法的判定准则。

本文重要依据两种基本定则确定优先序:生态末端的单位恢复成效增加的边际变化;末端单位保护成本减少损失的边际变化。这些准则与依据生态末端的成本和效益构建的成本-收益率函数所起的作用类似。成本-效益依据货币的形式表达,而环境的收益有时候难以依据市场价值的形式给出,因此,利用成本效益分析制定环境决策的方法存在争议。本文依据末端状况进行生态恢复程度的判定。生态末端是对有价值的生态功能(洪

水控制、污染消减、水生物多样性)的一种表达<sup>[159]</sup>。生态恢复指在某些行为的干预下,使生态末端实现从改变状态调整为参考(原有生态平衡)状态的过程。这个过程不同于生态替代,这也为实施生态补偿提供方向指引。

#### 4.2 效益模型

从管理成效的层面考虑,模型有助于为最优目标的选取、具体管理策略的总效益的计算提供依据。与前面生态恢复的概念相对应,本文将生态恢复收益定义为恢复行为引起生态末端变化尺度的大小。因此,生态恢复优先序的方案制定应充分考虑经济、美学、社会、制度方面的收益,本文侧重生态收益的变化。文中在对典型区(单区域)生态恢复收益进行确定的基础上,讨论流域整体(多区域)的收益状况。

##### 1) 单区域的生态收益模型

模型首先定义2个主要变量: $Y$ 表示整个区域生态末端在某种功能方面的水平。 $Y$ 的尺度依赖于管理目标确定。应用中需要对 $Y$ 的尺度和含义进行准确界定。 $E$ 表示相对于末端 $Y$ 的恢复水平。在 $E$ 超过参考水平的状况下,一般应采取恢复措施。治理成就在具体区域(进行目标优化的空间单元)的尺度上测定。治理成果的大小通常由最受限制的管理资源决定。模型中将 $Y$ 和 $E$ 作为标量考虑。在模拟多个生态末端点的 $Y$ 时,本文引进潜在冲突系数表达收益大小。

模型依据生态治理成果 $E$ 导致 $Y$ 的变化表达相对的生态收益。为确定收益的大小,本文假定在 $Y$ 和 $E$ 之间存在着2种函数关系:线性关系、非线性关系(分段线性表达式)。在考虑整个取值范围时,线性模型即为线性转换,本文将其作为非线性关系考虑。

**线性收益模型**  $DY_{DE_j}$ 表示在给定的成本付出 $DE$ 下, $j$ 区域生态末端 $Y$ 的变化。在假定 $Y$ 和 $E$ 线性相关下,生态收益量的表达式为:

$$DY_{DE_j} = Y_{final} - Y_{initial} = DE_j \times (dY / dE_j) \quad (3-73)$$

式中: $dY/dE_j$ 表示 $Y$ 相对于 $E$ 直线的坡度,反映末端对 $j$ 区域单位成本变化的响应能力,依据 $Y$ 的定义区间,可正可负( $DE_j$ 为非负); $Y_{final}$ 表示 $Y$ 的预测恢复水平; $Y_{initial}$ 表示 $Y$ 的当前状况; $DE_j$ 表示对建立或维持恢复的 $Y$ 应付出的额外努力。

**分段线性收益模型**  $Y$ 与 $E$ 之间不存在线性变换或与直线的接近程度较小。依据线性函数表达式,本文给出从 $E_0$ 变化到 $E_{max}$ 时对应的分段线性曲线。曲线由一系列的分段 $DE_{jl}$ 构成。生态收益量的表达式为:

$$DY_{DE_j} = \sum_l [DE_{jl} \times (dY / dE_{jl})] \quad (3-74)$$

式中: $DY$ 表示 $E_j$ 从 $E_0$ 变化到 $E_{max}$ 时,整个区段内 $DYs$ 的和; $l$ 表示分段数;其余符号意义同上。

在 $Y$ 与 $E$ 之间的关系不甚明朗时,引进中间变量 $X$ 作为 $E$ 与 $Y$ 间的因果联系纽带,通过多重关系式计算 $dY/dE_j$ 。计算依据为:

$$DX_{DE_j} = DE_j \times \frac{dX_j}{dE_j} \quad DY_{DX_j} = DX_j \times \frac{dY}{dX_j} \Rightarrow DY_{DE_j} = DE_j \times \frac{dX_j}{dE_j} \times \frac{dY}{dX_j} \quad (3-75)$$

式中:  $X_j$  表示第  $j$  个区域生态结构水平, 假定  $E_j$  影响  $X_j$  和  $Y$ ;  $DY_{DX_j}$  表示在  $j$  区域生态结构  $X$  变化时给  $Y$  带来的变化;  $DX_{DE_j}$  表示  $DE_j$  的变化给  $X_j$  的变化造成的影响;  $DE_j$  非负,  $dY/dX_j$  及  $dX_j/dE_j$  或正或负。

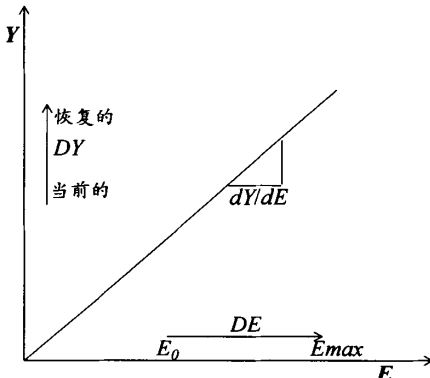


图 3.11 生态恢复  $Y$  和  $E$  之间的线性关系

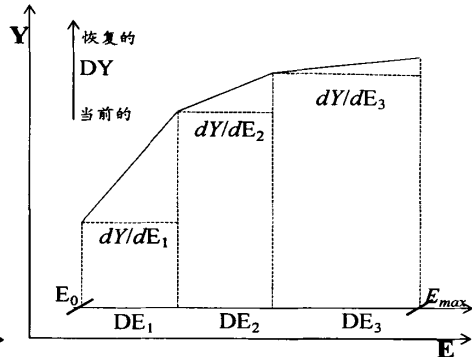


图 3.12 生态末端  $Y$  与  $E$  间变化的非线性描述

- 1) 图 3.11 中,  $Y_{final}(\text{终值}) > Y_{initial}(\text{初始值})$ ,  $dY/dE_j$  为正值。在  $Y$  与  $E$  暂时均衡的条件下 (即当  $E$  处于特定水平时,  $Y$  经过一段时间的调整和转变后能够与之对应), 所有与之相关的其他因素处于不变的状态。  $E_0$  可以取 0 或其他的参考值。
- 2) 图 3.12 中, 在区间  $DE_i$  上, 一系列直线段表示  $Y$  与  $E$  之间的非线性关系。

$Y$ 、 $X$  和  $E$  之间的假定关系如图 3.13 所示。本文假定因变量间相互独立, 且均为常数; 追加的成本付出促使  $X_j$  增加, 由此导致  $Y$  的恢复;  $dY/dX_j$  和  $dX_j/dE_j$  均为正值。

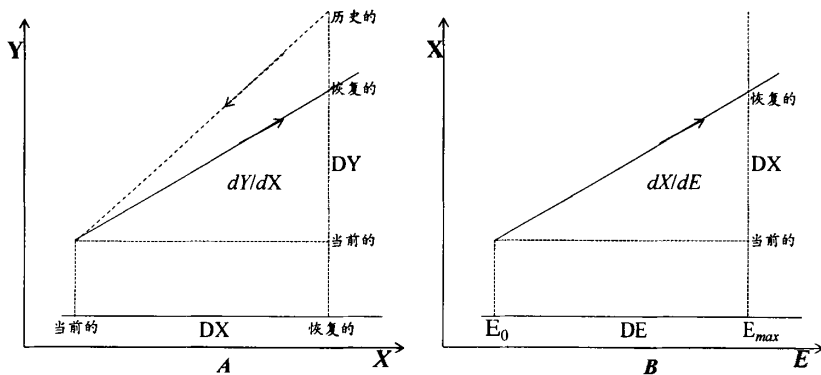


图 3.13 生态末端  $Y$ 、 $X$ 、 $E$  间的线性变化概念化阐述

图 3.13A 中的生态恢复实线表示相对于当前的水平,  $X_j$  的增加引起的  $Y$  的增加量; 坡度直线 ( $dY/dX_j$ ) 反映了生态的恢复能力或整个生态系统对结构变化的适应能力。  $DX_j$  表示修复的  $Y$  和当前的  $Y$  对应的生态结构的差异。与生态修复曲线表达的含义相对, 虚线表示  $X_j$  减少引起  $Y$  的损失量。在生态恢复过程中, 由于土地利用方式的转变、水污染

或气候变化, 导致  $X_j$  的减少。B 图表示随着生态恢复功效的发挥,  $X_j$  的增加量。 $dX_j/dE_j$  的斜率反映了单位附加成本的购买力。多重的  $X_j$  具有因果次序。基于此, 模型包含尽量多的中间变量  $X_j$  去阐述  $Y$  和  $E_j$  间的关系。扩展的关系式如下:

$$DY_{DE_j} = DE_j \times \frac{dX_{j1}}{dE_j} \times \frac{dX_{j2}}{dX_{j1}} \times \cdots \times \frac{dX_{jm}}{dX_{j(n-1)}} \times \frac{dY}{dX_{jm}} \quad (3-76)$$

例如, 在确定流域湿地水生态恢复过程的优先序时, 主要考虑 4 个变量:  $E_j$  为货币,  $X_{j1}$  为排水沟堵塞,  $X_{j2}$  为湿地的连通性,  $Y$  为水生物种的丰富度。引进的  $X$  能否起到作用, 由具体的研究目标确定。

## 2) 多区域的生态恢复等级和收益计算

本文借助区域单位成本的边际效应确定恢复区域的优先序, 并利用  $dY/dE_j$  进行恢复等级的划定, 在此基础上, 借助对单一区域生态恢复潜在收益的计算结果, 确定多区域的总体收益。

研究中一般采用 2 种方法确定多区域的  $dY/dE_j$  值: 迭代和记分法。迭代法、打分法在不同的领域已被广泛的应用, 本文在此不再对其计算细节进行阐述。借助 Kiestler 等<sup>[160]</sup>的研究成果, 生态恢复等级从高到低的排列次序可以通过对  $k-1$  个区域的  $dY/dE_k$  递归计算得到。当选定次序的每一个区域收益的计算过程相互独立时, 可以用打分法进行  $dY/dE_j$  的计算。

在对多个区域的生态恢复收益进行比较时, 本文以区域的生态末端作为衡量的对象。当不同区域关注不同的生态恢复收益时, 区域恢复的优先序不能简单的利用迭代法或打分法的计算结果进行确定。

**地理优先序** 区域的  $dY/dE_j$  存在差异时, 可以将  $dY/dE_j$  作为判定区域生态恢复的优先序。因此, 确定引起不同恢复点间的  $dY/dE_j$  的属性特征尤为重要, 因为区域生态环境或经济社会因素的不同可能导致生态恢复尤为困难。

从属性特征方面检验造成  $dY/dE_j$  变化的空间变量, 在区域生态恢复优先序的确定过程中被广泛应用。当变量间不具有空间变化趋势时, 区域地理位置并不与优先序有关。例如, 水生态补偿的双方在没有考虑地理位置时, 难以界定补偿对象。但生态效益与补偿标准却与地理位置相关。利用地理位置确定区域生态恢复优先序的前提是地理区域内包含的不同点的生态功能可进行比较。在此前提下, 将限定区域的生态恢复作为目标, 可实现生态恢复效益的最大化。

**总收益计算** 在依据  $dY/dE_j$  的量级大小确定区域的恢复等级后, 总收益为  $n$  个生态优先恢复区域的生态恢复效益和。基于分段线性模型, 生态恢复总收益的表达式为:

$$DY_{DE} = \sum_{k=m_1}^{m_n} DY_{DE_k} = \sum_{k=m_1}^{m_n} \sum_l \left[ DE_{kl} \times \frac{dY}{dE_{kl}} \right] \quad (3-77)$$

式中： $DY_{DE}$  为生态恢复区域的总收益； $k=m_1, m_2, \dots, m_n$  表示生态恢复等级最高  $m_1$  到最低  $m_n$  的排列序列； $n$  小于或等于生态恢复序列总数； $l$  为表征线性段数目的内部求和指数。

## 5. 小结

水生态补偿是用水竞争激烈的流域遏制水环境恶化趋势，实现向可持续开发利用转变的重要手段。生态补偿标准的核算是实施生态补偿的关键环节。针对流域水生态补偿实施中的不足，借鉴国内外在理论体系、管理体制、运行机制相关层面的研究成果，构建了完善补偿标准的理论框架和测算体系。

(1) 根据水量水质不可分割特性，给出了跨区域的水量、水质补偿标准测算方法。将对流域进行生态补偿看作“投入”、生态服务功能看作“产出”，运用投入与产出间的对应关系，利用产出值间接核算生态补偿量（生态服务价值）。

(2) 针对以往流域水量补偿标准计算忽略公平因素、单纯追求最大经济效益的弊端，构建基于社会机制的水量补偿标准测算体系。以社会公平机制为基础，对用水联盟最优水量的分配进行约束，给出基于参数区间最优、博弈理论的流域内部水量公平分配的最优决策过程。基于合作博弈的解决方案是用水户用水收益重新分配过程的均衡解。以合作博弈的水量分配框架为基础，通过对确定、含糊信息合作博弈的沙普利值进行计算，构建永定河流域整体用水部门的效益最大化水量分配模型。

(3) 考虑到不同来源的污染物在治理方式、治理成本投入上的差异，本文从点源治理投入、农业能值转化角度入手，进行了生态保护成本的计算。

1) 论文以水功能区典型断面的水质控制目标为基准，结合上下游之间的经济发展状况，在充分利用水体自净能力的前提下，进行污染物治理成本的投入测算。为确保总治理成本-模糊风险-安全系数间均衡曲线的合理性，本文采用成本应用模型、成本均衡功能模型进行多目标下的污染物处理成本计算。在利用 Monte Carlo 法分析计算水质超标率（以Ⅲ类水质作为判定标准）的基础上，通过考虑水质模拟计算过程中主要随机变量，运用 NSGA-II 算法进行水质超标率—污染物治理成本—污染物处理水平的多目标优化求解。

2) 实施农业生态补偿是消除当前农业生产中的负面影响，保证环境友好型农业生产顺利进行的前提。针对当前的农业生态补偿标准计算中，价值受时空动态变化影响较大、投入成本难以准确计量的弊端，借助能值与价值之间的可转化性，给出了基于农业

可持续发展的生态补偿标准计算体系。

（4）为充分挖掘已破坏的流域水生态最大恢复潜能，充分发挥生态补偿功效，结合流域周边水生态环境的制约因素，从系统论的层面出发，给出了流域水生态恢复优先序判定的理论框架和定量评价方法。

流域治理修复型生态补偿标准测算涉及因素众多，计算过程中不确定和相关性关系复杂，本文从影响流域水生态的主要因素—水量、水质、污染物上考虑，构建了较为系统的补偿标准测算体系。尽管补偿标准测算方法在现实应用中存在着诸多问题，但本文的研究成果为有效的解决流域补偿标准测算中存在的利益冲突及整体发展目标间的协调问题，提供了有效途径。

第四章 永定河流域水生态现状分析

永定河流域为海河流域七大水系之一，位于  $E112^{\circ}\sim117^{\circ}45'$ 、 $N39^{\circ}\sim41^{\circ}20'$ 之间，东邻潮白河、北运河，西邻黄河，南为大清河，北为内陆河。永定河发源于山西省宁武县管涔山，流经内蒙古、河北，经北京转入河北，在天津汇于海河至塘沽注入渤海。永定河上游有桑干河和洋河两大支流，在河北省怀来县朱官屯汇合，以下的河段称永定河，在延庆县汇入妫水河，经官厅水库流入官厅山峡（官厅水库至三家店区间）。

本文选择永定河官厅水库上游除内蒙古自治区以外的流域为研究区。研究区内水资源缺乏，开发利用程度高达 80%以上；受地下水水位下降和资源开发等因素影响，下垫面变化剧烈。本文以永定河流域中上游的山西省、河北省，下游的北京市作为研究对象，结合京、冀、晋缓冲区内断面水质控制目标，从流域上游节水及对水质保护投入、下游对达标水质的开发利用收益程度层面考虑，进行水资源开发利用及水生态状况研究。海河流域是我国水污染最严重的流域之一，也是水资源开发利用程度最高的流域，“有河皆干，有水皆污”是流域水环境状况的表现。永定河作为海河的一级支流，所在流域的竞争用水矛盾激烈，资源型缺水、水质型缺水并存。研究区简图，如图 4.1 所示。

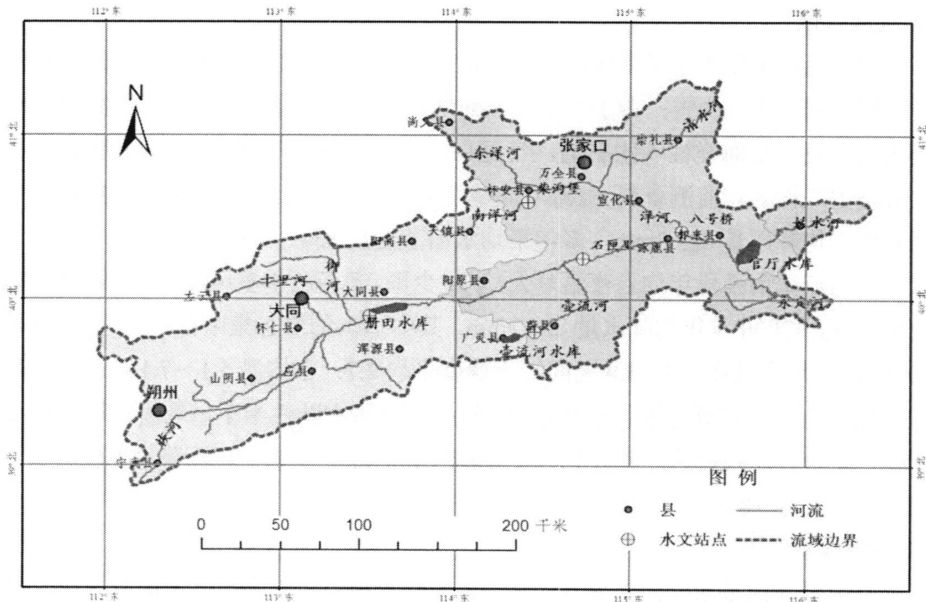


图 4.1 研究区简图

## 1. 研究区概况

### 1.1 地理条件

#### 1.1.1 地形地貌

永定河为海河西北支, 上源为桑干河和洋河, 分别发源于晋西北和内蒙古高原南缘, 两河均流经官厅水库, 出水后始名永定河, 至屈家店与北运河汇合, 其水经永定新河由北塘入海。流域跨燕山山脉、内蒙古高原和华北平原, 流域面积为  $4.71 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。官厅水库以上为永定河上游, 相对高程较大; 由官厅水库至三家店为永定河中游, 相对高差较小, 多为中山丘陵; 永定河下游进入开阔平原, 逐渐成为游荡性悬河, 形成面积广阔的冲洪积扇。

永定河流域山西段流域面积  $19400 \text{ km}^2$  (桑干河流域  $15464 \text{ km}^2$ , 洋河流域  $2633 \text{ km}^2$ , 壶流河流域  $1303 \text{ km}^2$ ), 包含大同、朔州和忻州市辖属的 14 县 (区)。永定河流域河北段面积为  $17662 \text{ km}^2$ , 涉及张家口、保定和廊坊 3 市的部分地区。桑干河和洋河于河北省朱官屯汇合, 始称永定河。永定河纳妫水河后在河北省怀来县注入官厅水库。官厅水库流域面积  $43402 \text{ km}^2$  (桑干河  $25840 \text{ km}^2$ 、洋河  $16710 \text{ km}^2$  和妫水河  $852 \text{ km}^2$ ), 占全流域总面积的 92.3%。永定河北京段流域面积约  $3200 \text{ km}^2$ , 全长 170km, 分为官厅山峡段、平原城市段、平原郊野段。

#### 1.1.2 气候特征

永定河流域地处半干旱半湿润季风气候区, 寒温带大陆性气候。冬季受西伯利亚大陆性气团控制, 寒冷少雪; 春季受蒙古大陆性气团影响, 气候干燥, 蒸发量大, 易形成干旱天气; 夏季受海洋性气团影响, 气温高, 降雨量多 (多暴雨), 降雨量变差大, 旱涝时有发生。据多年监测资料 (《海河流域水文统计年鉴》), 流域 1956~2000 年 45 年系列多年平均降雨量 425.3mm, 多年平均水面蒸发量 850~1200mm。

永定河流域山西段年均昼夜温差大, 干旱少雨, 冬春两季多风沙, 降雨集中在夏季; 全流域 1956~2000 年年均降水量 408.1mm, 其中 70% 的降水集中在 7~9 月; 年蒸发量 1200mm, 干旱指数在 2.5~3.0 之间, 干燥度平均 2.7; 年均温  $5.1 \sim 7.1^\circ\text{C}$ 。永定河流域河北段地处内蒙古高原与华北平原之间, 属于北寒带大陆性半干旱气候, 冬季漫长而寒冷干燥, 夏季短促且炎热; 多年平均降雨量为 400 mm, 年内、年际降雨变化较大, 80% 的雨量集中在 6~8 月。

#### 1.1.3 河流水系

流域上游洋河是永定河主要支流之一, 发源于内蒙古兴和县。上源有 3 河, 即东洋河、西洋河和南洋河, 3 河于柴沟堡附近岸庄屯汇流后称洋河。洋河流域面积  $16933 \text{ km}^2$ , 干流由岸庄屯至朱官屯河长 106km; 东洋河河长 135km, 流域面积  $3674 \text{ km}^2$ ; 西洋河河长 56.3km, 流域面积  $980 \text{ km}^2$ ; 南洋河河长 100km, 流域面积  $2890 \text{ km}^2$ 。南洋河源于阳高县朱家窑头乡的随土营, 从源头到天镇县刘家庄下游 5km 处河段称为白登河, 以下河

段称为南洋河。西洋河位于天镇县最北端，俗称后川，也叫北洋河。发源于内蒙古兴和县石咀子村附近，由新平堡镇的马市口村进入大同市天镇县境内，流经新平、大营盘、曹家湾村出境，由河北省怀安县刘家夭村北汇入洋河。

桑干河是永定河另一主要支流，河长 437km，流域面积 26547km<sup>2</sup>。桑干河源于忻州市宁武县管涔山庙儿沟，在阳方口镇进入朔州市，于朔城区神头镇马邑附近同源子河汇流后称为桑干河。此后接纳黄水河、大峪河、鹅毛口河、浑河、口泉河、御河、吴城河、坊城河、古城河、马家皂河等支流，由西南向东北流经山阴县、应县、怀仁、大同县，在阳高县流出省境。

永定河流域地理位置及水系分布，如图 4.2 所示。

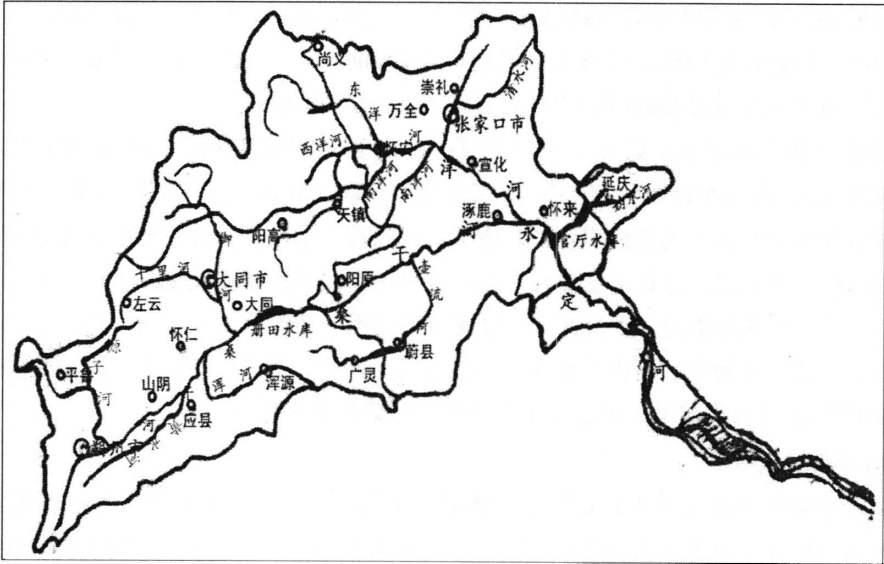


图 4.2 永定河流域水系图

1.2 水资源状况

1.2.1 水利工程

为充分开发利用永定河流域水资源，建国后在永定河中上游修建了一系列水利工程，有效的控制了永定河的洪水泛滥，实现了防洪兴利的功效。本文针对各水库控制流域面积的跨区特性以及断面水质的可控性，对册田水库、官厅水库的性状进行阐述。当前，永定河官厅水库以上流域的河北、山西两省共建蓄水工程 245 座，总库容达 12.55 亿 m<sup>3</sup>；引水工程 759 个，年引水能力 9.14 亿 m<sup>3</sup>；提水工程 597 个，年提水能力 1.09 亿 m<sup>3</sup>；地下水工程 22236 眼，设计供水能力 11.97 亿 m<sup>3</sup>。官厅水库上游水利工程的具体情况，如表 4.1 所示。

表 4.1 永定河水库官厅水库以上流域水利工程基本信息（亿 m<sup>3</sup>）

| 行政区 | 蓄水工程 |       |        | 引水工程 |        | 提水工程 |        | 地下水工程 |        |
|-----|------|-------|--------|------|--------|------|--------|-------|--------|
|     | 座数   | 总库容   | 现状供水能力 | 数量   | 现状供水能力 | 数量   | 现状供水能力 | 眼数    | 设计供水能力 |
| 山西  | 147  | 7.54  | 1.44   | 727  | 1.93   | 596  | 0.871  | 14123 | 5.99   |
| 河北  | 98   | 5.01  | 3.31   | 32   | 7.21   | 1    | 0.22   | 8113  | 5.98   |
| 合计  | 245  | 12.55 | 4.75   | 759  | 9.14   | 597  | 1.091  | 22236 | 11.97  |

1) 册田水库

册田水库位于桑干河中上游，山西省大同县西册田村北、属海河流域永定河水系，距大同市 60km。坝址以上控制流域面积 16700km<sup>2</sup>（包括上游赵家窑、下米庄、薛家营、东榆林、镇子梁、恒山、十里河等 7 座中型水库 6618km<sup>2</sup>流域面积），占下游官厅水库流域面积 38.5%，其中石山区 3815 km<sup>2</sup>，土石山区 3010 km<sup>2</sup>，平川区 5260 km<sup>2</sup>，丘陵区 4615 km<sup>2</sup>。干流纵坡 1.9%，流域多年平均降水量 400mm。1958 年建库以来，多年平均径流量 3.30 亿 m<sup>3</sup>，平均输沙量 1200 万 t，年均淤积 725 万 m<sup>3</sup>。

册田水库总库容 5.8 亿 m<sup>3</sup>，死库容 3.6 亿 m<sup>3</sup>，其中防洪库容 1.63 亿 m<sup>3</sup>，兴利库容 0.57 亿 m<sup>3</sup>，调节库容 0.44 亿 m<sup>3</sup>，集工业供水、农业灌溉、防洪多项功能于一体。

册田水库除保证大同当地用水外，还不定期向首都输水，有效的缓解了北京市缺水的严峻形势。近年来，随着气温普遍升高，册田水库控制流域蒸发量加大，入库河水流流量减少。桑干河支流御河、十里河、口泉河污染严重，导致位于桑干河下游的册田水库水质较差。通过对册田水库出口断面水质进行综合评价，1998~2002 年水库污染逐年加重，2003 年污染急剧加重，虽近几年有缓和的趋势但并不明显<sup>[160]</sup>。

2) 官厅水库

官厅水库位于河北省怀来县与北京延庆县境内，大部分库区在河北省怀来县境内，因大坝修建在官厅镇附近而得名。官厅水库上游水系由桑干河、洋河、妫水河等支流组成。桑干河发源于山西省宁武县管岑山北坡，流经大同盆地、册田山峡、阳原盆地、石匣里山峡入官厅水库；洋河上游有三源（东洋河、西洋河、南洋河），分别发源于内蒙古前旗、兴和县、山西省阳高县，于河北省柴沟堡汇合后称为洋河，经张家口在河北省怀来县牛官屯与桑干河汇流后流入官厅水库；北京市延庆县的妫水河直接入官厅水库。库区面积 290km<sup>2</sup>（常年水面面积 130 km<sup>2</sup>），总库容 41.6 亿 m<sup>3</sup>，水库下游有 9 万 kw 电站 1 座。

永定河上游地区人口增长和经济快速发展导致对水资源的需求量增加。自 1999 年以来连续多年干旱枯水，官厅水库入库水量均呈大幅度减少趋势，递减幅度约以 1.325 mm/a。在永定河流域天然来水量减少的情况下，入库水量、水库蓄水量锐减（个别年份低于水库死库容），可供水量大大减少。水库上游大量的农业面源、工业点源污染物任意排放，造成入库水质较差，同时水库水量较少、水体的外界交换性较差，入库污染物

难以降解，造成水库的水质基本上处于Ⅳ类水平。2005 年以后，官厅水库重新恢复了向农业、生态和工业供水的功能，但仍不能满足生活用水的水质标准。官厅水库的水质较差，除与水库水量较少、封闭性强、自净能力较差相关外，主要与水库上游控源性较差、入库水体水质总体不达标有关。官厅水库 2003～2009 年的水库可利用水量、年末蓄水量、水质状况，如表 4.2 所示。

表 4.2 官厅水库水量变化情况（亿 m<sup>3</sup>）

| 年份    | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 |
|-------|------|------|------|------|
| 可利用水量 | 1.33 | 1.71 | 1.29 | 0.96 |
| 年末蓄水量 | 2.11 | 2.28 | 1.63 | 1.36 |
| 水质类型  | 劣Ⅴ   | Ⅴ    | Ⅳ    | Ⅳ    |
| 年份    | 2007 | 2008 | 2009 |      |
| 可利用水量 | 0.67 | 0.8  | 0.22 |      |
| 年末蓄水量 | 1.3  | 1.63 | 1.63 |      |
| 水质类型  | Ⅳ    | Ⅳ    | Ⅳ    |      |

考虑到不确定型因素及上游来水量的减少影响，2006 年，海委针对《首水规划》编制的《规划调整方案》提出，官厅水库水质目标由原《首水规划》提出的力争达到Ⅱ类，调整为 2010 年达到Ⅲ类。册田水库跨边界水量短缺和水质污染并存，缺乏断面水量、水质标准和水资源保护双向补偿机制，具有我国北方半干旱地区跨边界水资源冲突的典型特征<sup>[161]</sup>。

1.2.1 径流变化趋势

受资料完整性及资料难以获取的限制，本文选择永定河一级支流桑干河石匣里、洋河响水堡为代表测站，对 1950 年以来实测径流量资料进行分析：*M-K*（*Mann-Kendall*）趋势分析表明，两站从 20 世纪 60 年代开始出现径流量持续减少的趋势，平均的 *M-K* 值分别为-4.84、-3.26，均超过  $\alpha=0.05$  的显著性水平。20 世纪 70 年代趋势值开始突破了显著性  $\alpha=0.05$  的临界值。两水文站每 10 年的递减率为 16.8%、13.1%。两水文站的年际变化数据，如表 4.3 所示。

表 4.3 石匣里、响水堡长系列径流年际变化趋势分析

| 测站  | 多年平均径流量（亿 m <sup>3</sup> ） |         |         | 20 世纪 80 年代以来与其他距平（%） |           |
|-----|----------------------------|---------|---------|-----------------------|-----------|
|     | 全系列                        | 80 年代以前 | 80 年代以来 | 与全系列                  | 与 80 年代以前 |
| 石匣里 | 5.083                      | 7.776   | 1.82    | -64.2                 | -76.6     |
| 响水堡 | 3.703                      | 5.202   | 2.018   | -45.5                 | -61.2     |

注：全系列指 1950～2004 年资料系列；80 年代以前指 1950～1979 年；80 年代以后指 1980～2004 年。

石匣里、响水堡实测径流的长系列变化趋势表明：受气候变化的影响，永定河流域的天然年径流量明显减少，达到 99% 的显著性检验水平。永定河流域由于水资源的过度开发利用，超出了区域承载能力，在一定程度上改变了流域的自然形态及下垫面条件；水利工程的调蓄能力增强，植被蒸散发量加大，造成地表径流量减少。降水量自进入 21 世纪以来，已低于多年平均值，并处于逐年减少的趋势。例如官厅水库流域年平均降水

量总趋势以 1.325 mm/a（理论计算值）的速度减少。降水偏少导致流域上游天然来水量锐减，使二元格局下水资源紧缺的局势进一步加剧，可持续发展框架下的跨区域水量补偿机制亟需建立。

官厅水库作为永定河下游重要控制性水利枢纽，对上游的山西、河北的下泄水量具有重要的调控作用；同时，水库作为北京重要的后备水源地，是保证首都稳定发展的关键。水库来水量主要受人类活动影响，而人类活动影响因素较多，给径流的变化趋势和归因分析带来了一定的困难。本文根据历史来水量资料的连续性，采用周期均值叠加法对永定河未来水平年的来水变化趋势进行预测。预测结果表明，官厅水库未来 5 年来水量仍然偏少，2011~2012 年来水量有所恢复，2013 年以后来水量又将回落。

气候变化导致永定河流域 80 年代以来天然径流量偏少，同时流域内人类活动频繁，造成径流量的年内各月分配量减少。石匣里、响水堡水文站长系列（1950~2004 年）年内径流量变化  $M-K$  分析表明，永定河流域的月径流呈减少趋势，且超过了显著性  $\alpha=0.05$  的临界值。1980~2004 年两水文站各月的径流减少程度超过 20%。

## 1.2.2 开发利用状况

### （1）水量状况

山西永定河流域 1956~2000 年多年平均降水量 406.4 mm，年最大、最小值分别为 654.8 mm 和 236.3 mm。总体而言，流域 20 世纪 50、60 年代偏丰，进入 80 和 90 年代后偏枯，且年均降水量有逐年减少的趋势<sup>[162]</sup>。2007 年流域水资源总量为 83164 万  $m^3$ ，用水总量 80015 万  $m^3$ （新水取用量 72411 万  $m^3$ ），新水开发利用率达 86.9%，属高开发利用水平。依据《永定河干流水量分配方案》，山西永定河流域的出境水量标准为：正常年份（保证率 50%）1.2 亿  $m^3$ ；一般枯水年份（保证率 75%）0.65 亿  $m^3$ ；特枯年份（保证率 95%）0.6 亿  $m^3$ 。因此，山西省在本地产水量、入境水量减少，流域内部用水量激增，满足出境水量要求的情况下，有限水资源对经济社会可持续发展的瓶颈作用日益凸显。

河北省是全国水资源最贫乏的省份之一，人均水资源量 311  $m^3$ ，地表水资源量 3120  $m^3/hm^2$ ，均为全国均值的 11%<sup>[163]</sup>。地处永定河流域的张家口地区气候干旱，多年平均降水量不到 500mm，属水资源短缺地区。1956~2003 年资料显示，张家口市的入境、出境水量盈余一直处于亏缺状态，缺水形势严峻，如表 3.3 所示。《永定河干流水量分配方案》中规定：永定河流域河北省，正常年份出境水量为 3.0 亿  $m^3$ ；一般枯水年份，出境水量 1.5 亿  $m^3$ ；特枯年份出境水量为 0.6 亿  $m^3$ 。随着水资源日益短缺和污水大量排放，永定河流域上游河北省基流难以保障，上游地区要求加快发展和下游地区要求水量满足下泄要求的矛盾尖锐。基于生态良好的流域上下游协同发展的流域生态补偿机制亟需建立。

因此,永定河流域上游的山西省(大同市)、河北省(张家口市)在本地产水量不足、入境水量减少的情况下,区域有限的水资源对经济社会可持续发展的瓶颈作用日益凸显。在合理测算流域生态服务价值的基础上,寻求基于二元水循环层面的跨区域水量合理分配过程,构建流域跨区水生态补偿机制,量化水量补偿标准,实现流域上下游的发展双赢。

## (2) 水质状况

2007年,永定河流域 I~III类水体河长占总河长的 35%, IV~V 类水质河长占 27%, 劣 V 类水体河段占 38%, 流域总体水质较差。在对水库营养化状况评价中,册田水库为中度富营养化,官厅水库为轻度富营养化。随着人口激增、城市化进程加快,流域点源污染日益严重。流域内河北省河流长度的 70%已受到不同程度的污染,水体质量下降,降低了流域水资源的使用价值。洋河、桑干河流域多为山区、丘陵地形,农业生产过程中化肥农药的流失量比平原地区高,面源污染严重。

官厅水库作为控制北京永定河流域的重要枢纽,是北京与水库上游省份实施水量、水质补偿的重要依据。2006年~2010年官厅水库的入库水量、PH 值符合地表水环境质量标准的要求;高锰酸盐指数除 2007 年 1 月、2 月超标(以地表水 III 类水质为标准)严重外,其余年份虽有个别月份超标,但总体上低于 III 类水质标准对应的浓度要求;DO 除各年的 6 月份(温度升高,饱和氧气含量降低)低于 III 类水质标准的浓度要求外,其余月份均高于 5mg/L;  $\text{NH}_3\text{-N}$  仅 2010 年个别月份达到 III 类水质标准的浓度要求,其余年份水体  $\text{NH}_3\text{-N}$  含量均超标,最高月份超标达 17 倍,水质恶化严重。

依据《海河流域水资源质量公报 2007》中的水资源开发利用及水环境保护现状:永定河流域饮用水源区的水质以 IV 类为主;跨省界缓冲区断面水质以 III~IV 类为主;官厅水库、册田水库全年水质较差,分别为劣 V 类、V 类水质。流域重要监测断面的水质状况,如表 4.4 所示。

表 4.4 2007 年永定河重要监测断面水质状况

| 河/库 | 监测断面  | 全年  | 超标                                              | 汛期 | 超标                                                           | 非汛期 | 超标项目                                            |
|-----|-------|-----|-------------------------------------------------|----|--------------------------------------------------------------|-----|-------------------------------------------------|
| 御河  | 堡子湾   | >V  | 氨氮/ $\text{COD}_{\text{Mn}}$                    | IV | $\text{COD}_{\text{Mn}}$                                     | >V  | DO/氨氮/ $\text{COD}_{\text{Mn}}$                 |
| 恢河  | 东榆林水库 | III |                                                 | 河干 |                                                              | III |                                                 |
| 桑干河 | 册田水库  | V   | $\text{COD}_{\text{Mn}}/\text{COD}_{\text{Cr}}$ | >V | $\text{COD}_{\text{Mn}}/\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{BOD}_5$ | IV  | 氨氮                                              |
| 壶流河 | 壶流河水库 | V   | 氨氮                                              | >V | 氨氮                                                           | IV  | 氨氮/ $F$                                         |
| 桑干河 | 石匣里   | III |                                                 | II |                                                              | IV  | 氨氮                                              |
| 南洋河 | 水闸屯   | >V  | 氨氮                                              | >V | 氨氮                                                           | >V  | 氨氮                                              |
| 洋河  | 八号桥   | >V  | 氨氮/ $\text{BOD}_5$                              | >V | 氨氮/ $\text{BOD}_5$                                           | >V  | 氨氮/ $\text{BOD}_5$                              |
| 官厅  | 官厅水库  | >V  | $\text{COD}_{\text{Mn}}/\text{COD}_{\text{Cr}}$ | IV | $\text{COD}_{\text{Mn}}/\text{COD}_{\text{Cr}}/F$            | >V  | $\text{COD}_{\text{Mn}}/\text{COD}_{\text{Cr}}$ |

## (3) 生态环境

永定河流域上游地区自然条件差,土壤瘠薄,生态环境脆弱;地表水径流小,水资源过度开发利用,已造成严重的区域水生态环境问题。水土流失造成的面源污染严重,

水库河道淤积。当前，流域的水生态环境持续恶化，已威胁京津冀北地区城市供水安全和大气环境质量的改善。本文结合跨区域流域水量分配和水质控制目标，采取针对性的生态补偿措施减少水荒、防止生态恶化，实现永定河流域的水生态安全。

永定河流域早期的工程建设以防洪为主，忽视对水生态环境保护。20 世纪 80 年代以来，北京水资源紧缺，永定河有限的水资源几乎全部用于北京西部工业建设。由此造成河道坑壁陡峭，植物无法生长，河床沙化严重，风沙弥漫。永定河流域是北京市最大的、风沙危害最严重的区域，每年冬春季节，在东亚大气环流控制下，风沙频发，给北京的生态环境带来严重威胁<sup>[164]</sup>。因此，在天然、人为活动的影响下，永定河官厅水库以上流域已表现出严重的干旱缺水、土地沙化、水土流失、风沙侵蚀、环境污染等水生态问题。

(4) 水功能区

当前对水质的达标控制多以水功能区为空间单元进行研究。水功能区是指根据流域/区域的水资源条件与水环境状况，考虑水资源开发利用现状与经济社会发展对水量、水质的需求，在相应水域内划定的具有特定功能的区域。水功能区划的目的是根据区划水域的自然属性，结合经济社会需求，协调整体与局部的关系，确定该水域的功能及优先序，为水域的开发利用和保护管理提供科学依据，以实现水资源的可持续开发利用。

水功能区划明确了水体的保护目标，制定了水质标准，为实现水域的功能达标提供理论依据。为加强水资源保护和科学管理，我国于 2002 年实施全国水功能区划。针对水功能区水体纳污能力、水质控制目标进行区域排污总量控制是进行截污减排、跨界断面水质达标的重要依据，是保护水质不受破坏的基本条件。本文将水体纳污能力与水质达标控制结合起来，将规划、开发利用、管理与治污并重，实现水资源的高效可持续开发利用，保障流域经济社会、生态的稳定健康发展。鉴此，本文根据研究的侧重点及关键断面对流域水质的影响程度，结合资料获取的难易程度，按照着眼于宏观、立足于实际的原则，以现有的“海河流域水功能区划”为基础，将永定河流域重要水功能区的名称、水质控制目标、行政区归属列于表 4.5，为进行跨界断面水质达标判定及污染物排放总量控制提供参考。

表 4.5 永定河流域水功能区划定

| 河库名称 | 水功能区名称       | 监测断面  | 控制目标 | 行政区 |
|------|--------------|-------|------|-----|
| 官厅水库 | 官厅水库水源保护区    | 官厅水库  | II   | 京   |
| 洋河   | 洋河冀京缓冲区      | 八号桥   | IV   | 冀→京 |
| 南洋河  | 南洋河晋冀缓冲区     | 水闸屯   | III  | 晋→冀 |
| 清水河  | 清水河河北饮用水源区   | 张家口   | III  | 冀   |
| 桑干河  | 桑干河册田水库饮用水源区 | 册田水库  | III  | 晋   |
| 桑干河  | 桑干河晋冀缓冲区     | 石匣里   | III  | 晋→冀 |
| 壶流河  | 壶流河晋冀缓冲区     | 壶流河水库 | III  | 晋→冀 |

1.3 经济社会

永定河官厅水库以上流域在行政区划上主要包括内蒙古自治区、山西省、河北省、北京市 4 地，共包括 32 个市/区/县。鉴于内蒙古所在流域的出境水量较少，对官厅水库的水量贡献率较低，本文暂不考虑其对整个流域的水量、水质变化的影响；北京延庆县虽在官厅水库上游，但是与水库下游的其他区县同属于北京市辖区，不存在跨区域的补偿关系，因此，延庆县暂不划为被补偿范围。2007 年，永定河官厅水库以上流域总人口 766 万人，其中城镇人口 376 万人，城镇化率为 49%，地区生产总值为 1325 亿元，工业增加值 618 亿元，耕地面积 1031 万亩，粮食产量 183 万 t。流域分区的经济社会发展情况，如表 4.6 所示。

表 4.6 永定河官厅水库以上流域经济社会发展情况

| 水资源分区          | 行政区 | 人口/万人 |     | GDP<br>亿元 | 工业增加值<br>亿元 | 耕地面积<br>万亩 | 粮食产量<br>万 t | 有效灌溉<br>面积/万亩 | 林果灌溉<br>面积/万亩 |
|----------------|-----|-------|-----|-----------|-------------|------------|-------------|---------------|---------------|
|                |     | 总数    | 城镇  |           |             |            |             |               |               |
| 册田水库以上         | 山西  | 391   | 209 | 812       | 403         | 541        | 98          | 263           | 13            |
| 册田水库至<br>三家店区间 | 山西  | 61    | 14  | 44        | 9           | 138        | 21          | 78            | 1             |
|                | 河北  | 314   | 153 | 469       | 206         | 352        | 64          | 255           | 26            |
|                | 小计  | 375   | 167 | 513       | 215         | 490        | 85          | 333           | 27            |
| 流域合计           |     | 766   | 376 | 1325      | 618         | 1031       | 183         | 596           | 40            |

参考：水利部海河流域委员会水资源保护科学研究院，海河流域水生态补偿机制典型案例研究（送审稿），2011.5.

永定河官厅水库以上流域，在 70 年代之前，主要以农业生产作为区域经济社会发展的主要支柱，农作物类型有玉米、谷子、小麦、马铃薯、豆类、荞麦等。随着对区域煤炭等矿产资源开采力度的增强，80 年代以后，采煤、电力、化工、造纸等工业发展迅速，并且对地区生产总值的贡献额度逐渐提升，逐渐成为区域经济社会发展的支柱。

1.4 区域概化

鉴于研究区复杂的水利工程及水生态区划现状，本文以流域水资源的开发利用为重点，对研究区水资源分区套地市计算单元的二元水循环渠系网络进行概化，给出流域计算单元供排水联接图。对于计算单元所在区域的地下水已经均化到供水组成中，本文暂不对地下水进行单独的水平衡分析。

1.4.1 单元划分

依据海河流域水资源分区，针对研究区用水、排水现状，以实际的排水线路所在位置为基础，将水资源分区套地市对应的计算单元基本信息进行概化，如图 4.7 所示。

表 4.7 永定河官厅水库以上流域水资源分区情况（单位：km<sup>2</sup>）

| 行政区 | 水资源利用分区       |       | 区/县                          |
|-----|---------------|-------|------------------------------|
|     | 名称            | 面积    |                              |
| 山西省 | 桑干河册田水库以上朔州市  | 7569  | 朔州市朔城区、平鲁区、右玉（不含县城）、山阴、应县、怀仁 |
|     | 桑干河册田水库以上大同市  | 7100  | 左云县、大同市市区、新荣区、南郊区、浑源县、大同县    |
|     | 桑干河册田水库以上忻州市  | 795   | 宁武县(不含县城)                    |
|     | 壶流河大同市        | 1303  | 灵丘（忽略不计）广灵                   |
|     | 洋河大同市         | 2633  | 阳高、天镇                        |
|     | 小计            | 19400 |                              |
| 河北省 | 桑干河册田水库以下张家口市 | 7428  | 阳原、蔚县、                       |
|     | 洋河张家口市        | 10234 | 尚义、怀安、崇礼、万全、张家口市、宣化、涿鹿、怀来    |
|     | 小计            | 17662 |                              |

永定河官厅水库以上流域面积为 37062km<sup>2</sup>，其中山西省所在面积占流域总面积的 52%，河北省占 48%。从行政区所在流域面积的分布情况看，河北省以张家口市、山西省以大同市与朔州市为主，3 市面积约占流域总面积的 98%，是流域水生态主要的影响区和污染物的主要产生区，对流域整体的水生态具有重要的影响。

1.4.2 断面控制

本文以河流水功能区监测断面为控制断面，依据永定河流域水功能区水质控制目标，给出研究区水功能区段的基本信息，为污染物排放的总量控制和截污减排策略的制定提供依据。研究区主要水功能区段和跨区域水功能区段的基本信息，如表 4.8 所示。

表 4.8 永定河水功能区基本信息

| 河流  | 水功能区名称     | 控制断面  | 控制目标 | 行政区 | 长度（km） |
|-----|------------|-------|------|-----|--------|
| 永定河 | 官厅水库水源地保护区 | 官厅水库  | II   | 京   | 25     |
| 永定河 | 永定河京津冀缓冲区  | 固安    | IV   | 京→冀 | 66     |
| 洋河  | 洋河冀京缓冲区    | 八号桥   | IV   | 冀→京 | 41     |
| 南洋河 | 南洋河晋冀缓冲区   | 柴沟堡   | III  | 晋→冀 | 30     |
| 桑干河 | 册田水库饮用水源区  | 册田水库  | III  | 晋   | 18     |
| 桑干河 | 桑干河晋冀缓冲区   | 石匣里   | III  | 晋→冀 | 36     |
| 壶流河 | 壶流河晋冀缓冲区   | 壶流河水库 | III  | 晋→冀 | 20     |

备注：

- 1) 南洋河山西省～河北省断面：柴沟堡站，在河北省境内，上游含河北省面积约 60km<sup>2</sup>。
- 2) 桑干河山西省～河北省断面：册田水库出库口，下游含有山西省面积约 120km<sup>2</sup>。水库以下山西省河道两岸仍有灌区取水口，河道有泉水流出。
- 3) 壶流河山西省～河北省断面：壶流河水库出库断面。水库上游含河北省面积约 60km<sup>2</sup>。
- 4) 河北省～北京市断面：官厅水库出库，根据官厅水库蓄变量计算得出，扣除蒸发和妫水河来水量。用响水堡、石匣里站复核，两站以下河北省面积约 2500km<sup>2</sup>，有大型灌区引水。省界水质水量监测采用怀来县八号桥（官厅水库入口）水文站作为控制断面。

本文依据《海河流域水文资料（2007）》中对控制断面水量及泥沙变动情况的监测数据，在进行概化计算的基础上，给出研究区控制断面的基本信息，如表 4.9 所示。研究区跨界断面基本信息的给定，为进行水功能区内污水的排放控制、流域生态需水计算、水质状况的确定提供依据，利于对区域内的水量时空分布特性进行调控。

表 4.9 研究区基本水信息

| 河名  | 控制断面    | 年均流量<br>(m <sup>3</sup> /s) | 年径流量<br>(10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> ) | 年均输沙率<br>(kg/s) | 年输沙量<br>(10 <sup>4</sup> t) | 年含沙量<br>(kg/m <sup>3</sup> ) |
|-----|---------|-----------------------------|-------------------------------------------|-----------------|-----------------------------|------------------------------|
| 壶流河 | 壶流河水库坝下 | 0.32                        | 0.10                                      | 0               | 0                           | 0                            |
| 桑干河 | 石匣里     | 2.28                        | 0.72                                      | 1.24            | 3.93                        | 0                            |
| 南洋河 | 水匣屯     | 0.17                        | 0.05                                      | 1.99            | 6.27                        | 11.00                        |
| 洋河  | 八号桥     | 1.83                        | 0.58                                      | 0               | 0                           | 0                            |
| 桑干河 | 册田水库坝下  | 1.32                        | 0.42                                      | 0               | 0                           | 0                            |
| 永定河 | 官厅水库坝下  | 2.29                        | 0.72                                      | 0               | 0                           | 0                            |

1.4.3 水功能区

永定河流域水功能区划依据山西省、河北省水资源开发利用现状及长远发展规划，结合流域周边的大同市、朔州市、忻州市、张家口市4市区（4个计算单元）的经济社会发展对水量水质的不同层次的需求，依据可持续发展、统筹兼顾并突出重点、前瞻性、便于管理及实用可行、水质水量并重、不低于现状水质标准原则，划定各水域的主导功能及功能顺序，确定功能区的水质控制标准。

结合永定河流域的供用排水现状及区划精度要求，在认真分析流域内河流、湖库水量水质现状及对社会经济、生态发展的辐射力度的基础上，考虑到资料获取的难易程度并确保水质控制目标的实现，本文依据《全国水功能区划技术大纲》、《山西省水功能区划》、《河北省水功能区划》，对水功能区进行重新划分，界定其长度，给定水质目标。

- 1) 规划目标水质为先导进行水质标准确定。
- 2) 增设必要的控制点。
- 3) 水功能区长度的界定以水质达标为控制基准。
- 4) 概化的水功能区“就近一致”命名。

依据概化原则，考虑到水质模拟模型计算量和计算精度，针对永定河流域划定的水功能区进行概化，并重新命名。具体的概化结果如图 4.3、表 4.10~4.11 所示。

表 4.10 河北省永定河流域水功能区划

| 河流  | 流入何处 | 功能区名称       | 起止点           | 长度/km | 水质目标 |
|-----|------|-------------|---------------|-------|------|
| 洋河  | 官厅水库 | 洋河张家口农业用水区  | 东、南洋河汇合口--响水堡 | 78    | 4    |
| 洋河  | 官厅水库 | 洋河张家口缓冲区    | 响水堡--官厅水库     | 41    | 3    |
| 南洋河 | 洋河   | 南洋河张家口缓冲区   | 省界--水闸屯       | 23    | 3    |
| 南洋河 | 洋河   | 南洋河张家口饮用水源区 | 水闸屯--洋河       | 4     | 3    |
| 西洋河 | 洋河   | 西洋河张家口保护区   | 省界--怀安        | 21    | 2    |
| 东洋河 | 洋河   | 东洋河张家口缓冲区   | 友谊水库库区        | 7.7   | 3    |
| 东洋河 | 洋河   | 东洋河张家口农业用水区 | 友谊水库--入洋河口    | 46    | 4    |
| 清水河 | 洋河   | 清水河张家口农业用水区 | 东、西沟汇合口--入洋河口 | 13    | 5    |
| 东沟  | 清水河  | 东沟张家口饮用水源区  | 源头--入清水河口     | 40    | 3    |
| 西沟  | 清水河  | 西沟张家口饮用水源区  | 源头--入清水河口     | 37    | 3    |
| 正沟  | 清水河  | 正沟张家口饮用水源区  | 源头--入清水河口     | 35    | 3    |
| 桑干河 | 洋河   | 桑干河张家口缓冲区   | 省界--阳原        | 24    | 3    |
| 桑干河 | 洋河   | 桑干河张家口农业用水区 | 阳原--入洋河口      | 130   | 4    |
| 壶流河 | 桑干河  | 壶流河张家口缓冲区   | 省界--壶流河水库     | 3     | 3    |
| 壶流河 | 桑干河  | 壶流河张家口农业用水区 | 壶流河水库库区       | 10.8  | 3    |
| 壶流河 | 桑干河  | 壶流河张家口农业用水区 | 壶流河水库--钱家沙洼   | 79    | 3    |

注：水质目标中的数字表示水质的种类。

表 4.11 山西省永定河流域水功能区划

| 水功能区名称       | 流入河流 | 开始断面     | 终止断面    | 长度/km | 水质目标 |
|--------------|------|----------|---------|-------|------|
| 桑干河山阴应县农业用水区 | 桑干河  | 东榆林水库入库口 | 北张寨     | 71.1  | 4    |
| 桑干河怀仁过渡区     | 桑干河  | 北张寨      | 固定桥     | 59    | 3    |
| 桑干河册田水库饮用水源区 | 桑干河  | 固定桥      | 册田水库    | 32    | 3    |
| 桑干河大同市缓冲区    | 桑干河  | 册田水库以下   | 省界      | 18    | 3    |
| 恢河朔州保护区      | 恢河   | 河源       | 入桑干河口   | 80    | 2    |
| 源子河朔州工业用水区   | 源子河  | 源头       | 入桑干河口   | 110   | 3    |
| 黄水河宁武源头水保护区  | 黄水河  | 源头       | 朔城区滋润   | 50    | 2    |
| 黄水河山阴应县农业用水区 | 黄水河  | 朔城区滋润    | 入桑干河口   | 50    | 4    |
| 浑河浑源源头保护区    | 浑河   | 河源       | 浑源      | 29.7  | 2    |
| 浑河浑源工业用水区    | 浑河   | 浑源       | 寺庄      | 26.1  | 3    |
| 浑河应县怀仁农业用水区  | 浑河   | 寺庄       | 新桥      | 38.3  | 4    |
| 御河大同市缓冲区     | 御河   | 省界       | 堡子湾     | 8.7   | 3    |
| 御河大同市农业用水区   | 御河   | 堡子湾      | 马家 小村   | 21    | 4    |
| 御河大同市景观娱乐用水区 | 御河   | 马家 小村    | 沙岭      | 7     | 3    |
| 御河大同市排污控制区   | 御河   | 沙岭       | 艾庄      | 6     |      |
| 御河大同市过渡区     | 御河   | 艾庄       | 入桑干河口   | 23    | 3    |
| 十里河左云农业用水区   | 十里河  | 河源       | 马营      | 71.3  | 4    |
| 十里河大同市排污控制区  | 十里河  | 马营       | 入御河口    | 18    |      |
| 南洋河阳高源头水保护区  | 白登河  | 源头       | 小白登     | 35    | 2    |
| 南洋河阳高天镇工业用水区 | 南洋河  | 小白登      | 宣家塔     | 45    | 3    |
| 南洋河大同市缓冲区    | 南洋河  | 宣家塔      | 省界      | 15    | 3    |
| 壶流河广灵农业用水区   | 壶流河  | 河源       | 下河湾水库坝下 | 46.6  | 4    |
| 壶流河大同市缓冲区    | 壶流河  | 下河湾水库    | 省界      | 20    | 3    |

注：水质目标中的数字表示水质的种类。

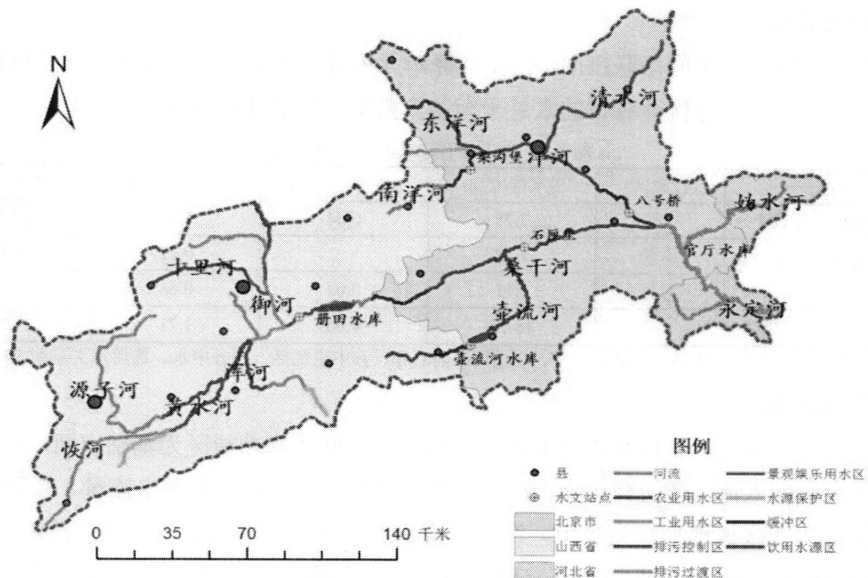


图 4.3 研究区水功能区划

## 2.水资源开发利用

流域水资源开发利用的量化研究是进行断面水质达标判定,准确测算水生态补偿标准的前提。永定河流域作为需要进行治理修复的流域典型,水量的欠缺已严重影响到流域水生态的可持续发展。本文通过对流域水循环过程的重要环节进行控制,进行计算单元的水量供需平衡计算。

### 2.1 水量核算

为充分体现水资源稀缺的永定河流域的水量水质价值,本文以跨界水功能区的下断面为出境水量核算断面,将社会经济用水与排水、生态用水、河道形态功能维护用水、污染物稀释自净保证水量对出境断面的影响进行叠加,综合权衡下泄水量。在水功能区水量平衡的基础上,将不同水质利用类型下的水量分离,借助出境断面的水质目标、水量最低控制标准,核算流域水资源开发利用的正负功效。本文以永定河流域水资源天然循环为基础,结合水质控制目标对应下的人为控制水量,依照水体的流向及污染物的传递规律(将入流量统一折算到区间初始断面),考虑到北方缺水地区水量构成的特殊性,给出*i*控制断面水量核算公式:

$$W_{d,i} = W_{u,i} - W_{q,i} + W_{o,i} + W_{p,i} - W_{e,i} \quad (4-1)$$

式中:  $W_{d,i}$  为断面下泄水量;  $W_{u,i}$  为断面所在区间的入流量;  $W_{q,i}$  为断面所在区间的取水量;  $W_{o,i}$  为断面所在区间的排水量;  $W_{p,i}$  为断面区间降水增加的径流量;  $W_{e,i}$  为断面所在区间蒸发水量。

2.1.1 计算依据

本文借助研究区网络联接图，依据计算单元内部的供用耗排平衡关系，在概化的基础上，给出水资源分区套省市的水量平衡基本数据，如表 4.12 所示。

表 4.12 永定河流域水量平衡情况

| 水资源分区         | 行政区 | 用水量/亿 m <sup>3</sup> | 生态用水/亿 m <sup>3</sup> | 排水量/亿 m <sup>3</sup> | 排水率/% |
|---------------|-----|----------------------|-----------------------|----------------------|-------|
| 永定河册田水库以上     | 山西  | 7.75                 | 0.04                  | 1.03                 | 13.29 |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 山西  | 1.42                 |                       | 0.02                 | 1.41  |
|               | 河北  | 9.61                 | 0.02                  | 0.66                 | 6.87  |
| 合计            |     | 18.78                | 0.06                  | 1.71                 | 9.11  |

注：表中的用水量为居民生活、工业、三产、环境用水的总和，其中也包括一部分中水。选用水文系列 1945-2000。

2.1.2 维持水量

本文选择永定河官厅水库以上流域已有的跨界断面水功能区为基础空间，假定研究区段上无区间入流，区间有效降水形成的径流也统一归总到下断面出流量。鉴于研究区跨界断面所在区域地形较为平坦，河道垂直深度较小，外界排水与天然径流均匀混合，仅在河流纵向上存在削减，因此，河道的自净、生态需水量的维持是进行基于水量变动特性的水生态补偿程度评价的前提。永定河流域降水量、天然径流量偏少的现状，造成污水在一定程度上成为河道的主要水量，水体的自净稀释能力也基本丧失。控制断面水质较差，除与上游污染物超标排放有关外，也在一定程度上反映出河道生态预留水量的不足，已成为影响上游合理取用水、有效排水的制约因素。研究区上游的洋河、桑干河地处高山丘陵地区，水土侵蚀较为严重，在汛期河流的悬移质含沙量较高。为防止河道泥沙淤积对堤岸、水利工程的破坏，减少运行维护费用，因此，河道中冲沙水量的计算是确保流域上下游物质运移的关键。考虑到河道自净水量、冲砂水量在某些情况下功能的通用性，本文取满足河道形态功能需求的最低水量作为预留水量，未采用水量加和的方式确定预留水量。

(1) 自净水量

天然水体通过物理、化学和生物因素的共同作用，促使水体污染物质浓度降低的特性称为水体自净<sup>[165]</sup>。河流自净水量指为改善污染河流水体水质，满足水功能区水质控制目标所需的最小水量，是水体纳污能力对应下的理想控制水量，也是实现天然河道生态功能的底限水量。河流自净需水量的计算目的是通过平衡协调水体水质保护目标、污染物排放量控制与河道内预留水量之间的关系，实现退化河流的水质改善。

通过对研究区监测断面多年的水质状况与超标污染物的类型进行分析，永定河流域水污染以有机污染为主。鉴此，研究中选取化学需氧量（COD）、氨氮（NH<sub>3</sub>-N）为污染物控制因子进行断面的水质达标判定。COD 是反映水体有机污染程度的综合性指标，也是评价污染源有机污染物排放状况的综合性指标；NH<sub>3</sub>-N 是水体含氮有机物污染和水生态系统保护的主要表征指标，也是评价污染源含氮污染物排放状况的指标<sup>[166]</sup>。本文

依据海河流域“十二五”发展规划，严格限定  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  入河排放量，将  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  自净水量的计算作为实现流域水体水质控制目标的关键。针对  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$  在水功能区中的排放限定要求，进行水体纳污能力控制下的自净水量计算。本文利用水体对污染物降解能力的叠加性，在对两种污染物自净水量大小进行比较的基础上，为实现污染物的最大程度降解，取较大水量作为河道自净水量。永定河流域主要河段自净水量计算结果，如表 4.13 所示。

表 4.13 永定河流域自净水量（亿  $\text{m}^3$ ）

| 河段           | 控制断面  | $\text{COD}_{\text{Mn}}$ | $\text{NH}_3\text{-N}$ | 自净水量 | 满足程度   |
|--------------|-------|--------------------------|------------------------|------|--------|
| 洋河冀京缓冲区      | 八号桥   | 3.63                     | 8.06                   | 8.06 | 7.20%  |
| 南洋河晋冀缓冲区     | 柴沟堡   | 0.26                     | 1.51                   | 1.51 | 3.31%  |
| 桑干河册田水库饮用水源区 | 册田水库  | 2.17                     | 4.15                   | 4.15 | 10.12% |
| 桑干河晋冀缓冲区     | 石匣里   | 2.89                     | 5.07                   | 5.07 | 14.20% |
| 壶流河晋冀缓冲区     | 壶流河水库 | 0.21                     | 3.03                   | 3.03 | 3.30%  |

注：壶流河晋冀缓冲区的  $\text{NH}_3\text{-N}$  自净水量与  $\text{COD}$  自净水量的比值较大，可能与流域受  $\text{NH}_3\text{-N}$  污染程度较高、水质状况较差有关，同时也说明水体中的  $\text{COD}$  的自净效率较高。

永定河官厅水库以上流域跨界断面的现状径流量远低于自净水量，满足程度一般在 10% 左右。因此，在污染物不加限制的任意排放情况下，流域出境断面水质控制目标便难以实现。调整区域产业结构，降低经济社会发展的用水需求；加大中水处理和循环利用力度，增加流域出境断面的下泄水量；实施流域水生态补偿，对上游的环保投入和水生态治理的机会成本进行补偿，是实现预期的流域生态发展目标的主要手段。

（2）生态需水量

生态需水量指在干旱半干旱地区，为保证生态系统生物群落基本生存，并满足一定的生态建设要求或生态环境质量需求的最小水量满足程度。永定河上游干旱缺水，用水竞争日益激烈，生态需水满足程度相对较低。在流域水资源可持续开发利用框架下，为保证最基本的生态需水要求，参考《海河流域生态环境恢复水资源保障规划》，依据流域河段功能、水资源状况、下垫面条件、生态重要性进行需水量的确定。当前，在资料缺少的情况下，对于流域生态需水量的确定一般采用 Tennant 法计算。

Tennant 法通常将全年划分为 2 个时段，借助流量百分比与河道内水生态状况的对应关系，确定维持河道生态功能的需水量。计算公式为：

$$W_n = 24 \times 3600 \times \sum_{i=1}^{12} M_i \times Q_i \times P_i \tag{4-2}$$

式中： $W_n$  为河道功能维持需水量（ $\text{m}^3$ ）； $M_i$  为第  $i$  月天数（d）； $Q_i$  为第  $i$  月的平均流量（ $\text{m}^3/\text{s}$ ）； $P_i$  为生态环境需水量占第  $i$  月用水量的百分比。

Tennant 法将 4~9 月划为多水期，10~3 月为枯水期，不同时段流量百分比有所不同。借鉴以往的研究，枯水期通常以 10%~20% 的多年平均流量作为河道生态需水量，多水期选取 30%~40% 的多年平均流量作为河道生态环境需水量，但应根据河道水流的

变化状况具体确定。某些具体河流（段），如国家级保护物种生存或泥沙含量较高的河流（段），应分项计算河道功能的维持需水，并针对成果的合理性进行验证。

本文以 1956~2000 年永定河上游重要控制断面的平均流量为基础，结合 2007 年典型年的流量月分配过程，进行基于 Tennant 法的流域河道内生态环境需水量的确定。永定河流域由于干旱缺水、土地沙化、水土流失等原因，河道内生态环境需水量较低。永定河官厅水库以上流域生态需水的具体计算结果，如表 4.14 所示。

表 4.14 永定河流域生态需水计算结果

| 控制站点   | 平均流量<br>( $\text{m}^3/\text{s}$ ) | 流量百分比 |     | 生态需水量 (亿 $\text{m}^3$ ) |       |       |
|--------|-----------------------------------|-------|-----|-------------------------|-------|-------|
|        |                                   | 多水期   | 枯水期 | 多水期                     | 枯水期   | 合计    |
| 壶流河入库  | 0.893                             | 35%   | 15% | 0.049                   | 0.021 | 0.070 |
| 册田水库出库 | 3.467                             | 35%   | 15% | 0.192                   | 0.082 | 0.274 |
| 石匣里    | 6.112                             | 30%   | 10% | 0.290                   | 0.096 | 0.386 |
| 柴沟堡    | 2.014                             | 35%   | 15% | 0.111                   | 0.048 | 0.159 |
| 响水堡    | 7.447                             | 35%   | 15% | 0.412                   | 0.176 | 0.588 |

现状来水量的减少已在一定程度上影响到永定河流域生态的可持续发展，使流域生态的发展受到一定的胁迫。从流域最小生态需水量的满足程度考虑，流域生态服务受益方通过弥补水生态发展造成的损失，才能实现稳定的流域生态服务供应对区域经济社会发展的长效促进作用。

### (3) 输沙水量

河道输沙水量指维持河道泥沙冲淤平衡所需水量，主要与河道的泥沙颗粒组成、来水来沙条件、河流形态及功能有关。由于水利工程的大量修建，永定河流域水沙条件受人为因素影响较大，与自然情况有明显不同。对于永定河上游多沙河段而言，河道泥沙输送主要集中在汛期。基岩河床或河床比降较大的山区河流，由于水流处于非饱和输沙状态，因此，可将河流的泥沙输送能力用多年平均最大月含沙量表示。输沙需水量的表达形式为：

$$W_s = S_l \times (1 / S_{c\max}) \quad (4-3)$$

式中： $S_l$  为多年平均输沙量 (kg)； $S_{c\max}$  为多年最大年平均含沙量 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )。

根据海河流域主要控制站点监测数据进行分析，桑干河石匣里水文站 1952~2000 年多年平均输沙量为 1090 万 t，洋河响水堡水文站 1952~2000 年多年平均输沙量为 748 万 t，壶流河 51 万 t。结合流域多年平均的径流量，在计算的基础上，桑干河、洋河、壶流河的最大平均年含沙量分别为  $64.1 \text{ kg}/\text{m}^3$ 、 $47.7 \text{ kg}/\text{m}^3$ 、 $4.61 \text{ kg}/\text{m}^3$ 。本文以桑干河、洋河、壶流河为泥沙计算的代表河段，确定流域的河道输沙需水量，如表 4.15 所示。

洋河由于河道径流量较多，因此，河道冲砂水量的满足程度较高，达到 36.94%。随着近年来桑干河注入官厅水库水量的减少，洋河作为官厅水库水量的主要来源，也在

一定程度上造成了官厅水库的泥沙含量过高。

表 4.15 永定河流域河道输沙水量

| 河流名称 | 控制站点  | 最大平均含沙量 (kg/m <sup>3</sup> ) | 输沙需水量 (亿 m <sup>3</sup> ) | 满足程度   |
|------|-------|------------------------------|---------------------------|--------|
| 桑干河  | 册田水库  | 64.1                         | 1.7                       | 24.71% |
| 洋河   | 八号桥   | 47.7                         | 1.57                      | 36.94% |
| 壶流河  | 壶流河水库 | 4.61                         | 1.11                      | 9.01%  |

(4) 水生物生存需水量

水生物生存需水量指保持河道内水生生物群落稳定并维持生物多样性的水量要求。为保证河流水生生物良好的栖息条件，河道内应维持一定的水量；国家级水生生物生存的河段，应确保其生长栖息地水生态环境处于良好状态。在资料不足地区，可采用多年平均流量的一定百分比进行河道内水生生物需水量的估算。结合永定河流域生物需水的基本规律，本文将水生生物需水量取为河道的生态需水量，以满足当前水生生物的生境需求。

(5) 小结

在没有外界水量调入的情况下，当前发展模式下的流域水生态已遭到一定程度的破坏，难以实现流域断面水质控制目标，甚至河道的形态也难以维持。本文在对河道自净水量、生态需水量、输沙水量计算结果进行梳理的基础上，结合河道维持水量的确定原则，给出研究区典型控制断面的水生态维持水量，如表 4.16 所示。

表 4.16 永定河流域河道水生态维持水量

| 控制断面  | 水生态维持水量 (亿 m <sup>3</sup> ) | 满足程度   |
|-------|-----------------------------|--------|
| 八号桥   | 8.06                        | 7.20%  |
| 柴沟堡   | 1.51                        | 3.31%  |
| 册田水库  | 4.15                        | 10.12% |
| 石匣里   | 5.07                        | 14.20% |
| 壶流河水库 | 3.03                        | 3.30%  |

2.1.3 蒸发水量

流域潜在蒸发量受下垫面、气候条件的影响较大。本文在对不同的经验公式进行可靠性分析的基础上，采用联合国粮农组织指定的修改后的Penman-Monteith计算模型确定流域潜在蒸发量<sup>[167]</sup>。其表达式表示为：

$$ET = \left[ 0.408\Delta(R_n - \psi) + \lambda \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_0) \right] / \left[ \Delta + \lambda(1 + 0.34u_2) \right] \quad (4-4)$$

式中：ET为潜在蒸散量(mm/d)； $\Delta$ 为饱和水汽压—温度曲线斜率(kPa/℃)； $\lambda$ 为干湿计常数(kPa/℃)； $R_n$ 为太阳净辐射量(MJ/m<sup>2</sup>.d)； $\psi$ 为土壤热通量(MJ/m<sup>2</sup>.d)； $e_s$ 为饱和水汽压(kPa)； $e_0$ 为实际水汽压(kPa)； $u_2$ 为2m高处的风速(m/s)。

1) 对于 $\Delta$ ，采用其原始定义进行计算：

$$\Delta = \frac{de_s}{dt} = \frac{e_s}{273+T} \left( \frac{6463}{273+T} - 3.927 \right) \quad (4-5)$$

式中:  $T$ 为观测时段气温( $^{\circ}\text{C}$ );  $e_s$ 表示气温 $T$ 时的饱和水汽压( $\text{KPa}$ )。

2) 对于饱和水汽压  $e_s$ , 在不影响数据精度的前提下, 采用简化公式进行计算:

$$e_s = \begin{cases} e^{\frac{10.286(T+273)-2148.49}{T+273}} & T > 0 \\ e^{\frac{12.5633-2670.59}{T+273}} & T \leq 0 \end{cases} \quad (4-6)$$

3) 对于干湿计常熟, 采用经验公式进行计算:

$$\lambda = (\gamma_p \cdot P) / (\theta \cdot H) \quad (4-7)$$

式中:  $\gamma_p$ 为干空气定压比热, 取值  $0.2403 \text{ cal}/^{\circ}\text{C} \cdot \text{g}$ ;  $P$ 为实际大气压( $\text{kPa}$ );  $\theta$ 为水汽分子量相对于空气分子量的比值, 取为  $0.622$ ;  $H$ 为蒸发潜热, 取值  $586 \text{ cal/g}$ 。

4) 对于土壤热通量  $\psi$  的取值, 计算公式为:

$$\psi_i = 0.07 \times (T_{i+1} - T_{i-1}) \quad (4-8)$$

式中:  $T_{i+1}$ 第  $i+1$  月的平均气温( $^{\circ}\text{C}$ );  $T_{i-1}$ 第  $i-1$  月的平均气温( $^{\circ}\text{C}$ )。

5) 对于  $2\text{m}$  处的风速  $u_2$ , 采用刘昌明等提出的经验公式进行计算<sup>[168]</sup>:

$$u_2 = 0.748 u_{10} \quad (4-9)$$

式中:  $u_2$ 为地面以上  $2\text{m}$  处的风速( $\text{m/s}$ );  $u_{10}$ 为地面以上  $10\text{m}$  处的风速( $\text{m/s}$ )。

6) 对于地面接收的太阳净辐射量, 采用如下计算形式:

$$\begin{cases} R_n = R_f(1-\beta) - R_l \\ R_l = \sigma(273+T)^4 \cdot (0.56 - 0.08\sqrt{e_0}) \cdot (0.1 + 0.9 \frac{n}{N}) \\ e_0 = \xi_h \cdot e_s \end{cases} \quad (4-10)$$

式中:  $R_f$ 为光波的有效辐射量( $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ );  $\beta$ 为反射率, 取为  $0.23$ ;  $R_l$ 为地面长波的有效辐射( $\text{MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ );  $n$ 为实照时数( $\text{h}$ );  $N$ 为可照时数( $\text{h}$ );  $\sigma$ 为常数, 等于  $4.903 \times 10^{-9} \text{ MJ}/\text{m}^2 \cdot \text{k} \cdot \text{d}$ ;  $e_0$ 为实际水汽压;  $\xi_h$ 为相对湿度。

太阳的有效辐射量  $R_f$  与区域地理纬度、海拔高度、实际水汽压有关, 经验计算公式为:

$$R_f = C_0 + C_1 \times \text{dim} + C_2 \times h + C_3 \times e_0 \quad (4-11)$$

式中:  $\text{dim}$ 表示地理纬度(度);  $h$ 表示海拔高度( $\text{m}$ );  $e_0$ 实际水汽压( $\text{hPa}$ );  $C_0$ 、 $C_1$ 、 $C_2$ 、 $C_3$ 是随季节变化的系数。

本文在参考候光良等人的研究成果的基础上, 给出我国不同月份的有效辐射计算中的回归系数  $C_0$ 、 $C_1$ 、 $C_2$ 、 $C_3$  的取值, 如表4.17所示。

可照时数  $N$  指在无任何遮蔽的条件下, 太阳中心从某地东方地平线到进入西方地平线的过程中, 其光线照射到地面所经历的时间。本文采用如下公式计算可照时数:

$$\sin \frac{H}{4} = \sqrt{\frac{\sin(45^\circ + \frac{\varphi - \delta + \gamma}{2}) \sin(45^\circ - \frac{\varphi - \delta - \gamma}{2})}{\cos \varphi \cos \delta}} \quad (4-12)$$

式中： $\gamma$ 为蒙气差，即太阳光线受空气屈折而产生的平折射度，取值 $34'$ ； $\varphi$ 为观测站点的纬度( $^\circ$ )； $\delta$ 占为太阳赤纬( $^\circ$ )。

表4.17 有效辐射方程的回归系数取值

| 月份/月 | $C_0$   | $C_1$    | $C_2$ | $C_3$    |
|------|---------|----------|-------|----------|
| 1    | 23120.6 | -354.568 | 0.427 | -128.731 |
| 2    | 22379.7 | -279.973 | 0.405 | -158.028 |
| 3    | 25758.2 | -222.744 | 0.513 | -170.840 |
| 4    | 26001.2 | -137.346 | 0.469 | -144.467 |
| 5    | 26802.2 | -63.730  | 0.472 | -119.828 |
| 6    | 22802.1 | 25.106   | 0.705 | -45.246  |
| 7    | 22397.1 | 26.478   | 0.876 | -11.659  |
| 8    | 21569.3 | -31.205  | 1.037 | 22.191   |
| 9    | 23208.5 | -153.511 | 0.710 | -28.131  |
| 10   | 29193.4 | -336.725 | 0.250 | -163.196 |
| 11   | 23275.5 | -338.163 | 0.370 | -92.329  |
| 12   | 22878.7 | -368.903 | 0.380 | -109.287 |

太阳赤纬 $\delta$ 作为影响太阳有效辐射的重要参量，计算公式为：

$$\delta = 0.3723 + 23.2567 \sin x + 0.1149 \sin 2x - 0.1712 \sin 3x - 0.7580 \cos x + 0.3656 \cos 2x + 0.0201 \cos 3x$$

$$\begin{cases} x = 2\pi \times 57.3 \times \frac{(D + \Delta D - D_0)}{365.2422} \\ D_0 = 79.6764 + 0.2422(y - 1985) - INT[0.25 \times (y - 1985)] \end{cases} \quad (4-13)$$

式中： $D$ 为按天数顺序排列的积日，其中1月1日为0，2日为1，依次类推，12月31日为364或365； $y$ 为年份； $INT(x)$ 为不大于 $x$ 的最大整数的标准函数； $\Delta D$ 为积日订正值。

积日订正值包括：观测地点与格林尼治经度差产生的时间差订正值 $L$ 、观测时刻与格林尼治0时时间差订正值 $W$ 两项。计算公式为：

$$\Delta D = (W - L) / 24 \quad \pm L = (J + M / 60) / 15 \quad W = S + F / 60 \quad (4-14)$$

式中： $J$ 为气象站点的经度值； $M$ 为气象站点经度的分值； $L$ 东经取负号，西经取正号； $S$ 为计算时刻的时值； $F$ 为计算时刻分值；计算中取 $S=12$ ， $F=0$ 。

永定河流域的多年平均蒸发量为1200mm左右，干旱指数在2.5~3之间，流域整体缺水情况较为严重。本文结合流域典型站点的多年平均蒸发量的变化趋势，在对2007年流域站点基本信息进行核实的基础上，给出计算单元的蒸发情况，如表4.18所示。

表 4.18 永定河官厅水库以上流域蒸发情况

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 区域面积<br>(km <sup>2</sup> ) | 蒸发量<br>(亿 m <sup>3</sup> ) |
|---------------|------|-----|----------------------------|----------------------------|
|               | 省级   | 地级  |                            |                            |
| 永定河册田水库以上     | 山西省  | 大同市 | 7100                       | 50.2                       |
|               |      | 朔州市 | 7569                       | 55.4                       |
|               |      | 忻州市 | 795                        | 5.8                        |
|               | 合计   |     | 15464                      | 111.4                      |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北省  | 张家口 | 17662                      | 67.5                       |
|               | 山西省  | 大同市 | 3936                       | 27.8                       |
|               | 合计   |     | 21598                      | 95.3                       |
| 永定河流域合计       |      |     | 37062                      | 206.7                      |

注：表中数据为潜在蒸发量。

### 2.1.4 下泄水量

永定河流域水资源严重短缺，随着流域内人口的急剧增加和经济社会的快速发展，用水量大幅度增长，上下游之间用水矛盾日益突出。为规范永定河干流用水秩序，合理配置流域水资源，保障首都供水安全和流域经济社会又好又快发展，依据《中华人民共和国水法》，在充分考虑历史和现状用水的基础上，遵循公平公正、兼顾上下游利益的原则，统筹考虑生活、生产和生态用水，2007 年国务院批复的《永定河干流水量分配方案》对永定河流域不同降水频率下干流出境水量的控制要求（不包括山西、河北之间的水量交换）进行阐述，如表 4.19 所示。

表 4.19 永定河干流分水协议

| 保证率 | 类型   | 山西出境                   |       | 河北出境                   |      |
|-----|------|------------------------|-------|------------------------|------|
|     |      | 水量 (亿 m <sup>3</sup> ) | 控制站点  | 水量 (亿 m <sup>3</sup> ) | 控制站点 |
| 50% | 正常年份 | 1.2                    | 柴沟堡   | 3.0                    | 八号桥  |
| 75% | 一般枯水 | 0.65                   | 册田水库  | 1.5                    |      |
| 95% | 特殊枯水 | 0.3                    | 壶流河水库 | 0.6                    |      |

注：（一）山西省出境水量包括南洋河、桑干河和壶流河的出境水量。

1. 南洋河出境水量按柴沟堡水文站实测径流量核定；

2. 桑干河出境水量按册田水库下泄水量与册田水库以下山西省区间产水量之和（扣除区间用水量）核定；

3. 壶流河出境水量按壶流河水库入库水量（依山西、河北省流域面积比例分摊）核定。

（二）河北省出境水量按八号桥水文站实测径流量核定。

永定河河北段因支流较少，出境断面下泄水量的计算相对简单，通常采用官厅水库实测入库水量（含蒸发量）扣减妫水河（北京延庆）水量得到。因南洋河、桑干河、壶流河在河北、山西省的产流面积不同，山西段出境断面下泄水量计算依据为：

1) 南洋河下泄水量 ( $W_{chai}$ ) 采用柴沟堡水文站监测水量。

2) 桑干河出境水量按册田水库下泄水量与册田水库以下山西省区间产水量之和（扣除区间用水量）核定，计算公式为：

$$W_{sang} = W_{ce} + 0.23 \times W_{chai} - W_{irrigation} + 0.063 \quad (4-15)$$

3) 壶流河出境水量按壶流河水库入库水量（依山西、河北省流域面积比例分摊）核定。

计算公式为：

$$W_{hu} = 0.713 \times W_{hu\_reservior\_in} \quad (4-16)$$

式中:  $W_{sang}$  为桑干河的年出境水量, 亿  $m^3$ ;  $W_{ce}$  为册田水库的年下泄水量, 亿  $m^3$ ;  $W_{chai}$  为经过柴沟堡水文站的年径流量, 亿  $m^3$ ;  $W_{irrigation}$  为册田水库用于农业灌溉的年下泄水量, 亿  $m^3$ ;  $W_{hu}$  为壶流河的年出境水量, 亿  $m^3$ ;  $W_{hu\_reservior\_in}$  为壶流河水库的年入库水量, 亿  $m^3$ 。

依据 2007 年永定河流域控制断面监测值, 结合经验公式分析山西、河北出境水量分别为 0.55、0.93 亿  $m^3$ 。依据省界监测断面的径流量, 山西省、河北省的径流量为 1.3 亿  $m^3$ , 另外官厅水库的下泄水量为 0.72 亿  $m^3$ , 因此, 本文计算的省界断面的下泄水量 1.48 亿  $m^3$  是较为合理的。将下泄水量计算值与降水频率下设计下泄量进行比较, 实际下泄水量均低于规定值。其中, 山西省下泄水量满足程度较高, 达到 84.8%, 与该省所处的地理位置、较高的节水水平和水资源利用效率有关。在出境总水量不足的情况下, 流域的生态环境、水质、河道形态均受到不同程度的影响, 为进行以水量为主线的水生态补偿标准的测算提供依据。

结合永定河干流分水协议的规定, 山西、河北向北京输水的过程中, 在监测断面天然径流量达标的情况下, 下游北京有义务向上游的山西、河北对维持水量正常供给在节水、生态保护方面的投入给予相应的补偿。上游出境水量达到规定要求时, 下游应在考虑增加的经济社会、生态收益的基础上, 本着协商自愿的原则, 对上游保护行为的投入进行补偿; 上游出境水量不足时, 经全面核算, 下游对因水量不足造成的损失和上游挤占水量获得的正向生态效益进行权衡, 综合确定补偿标准。

## 2.2 污染物量计算

研究区的水质较差, 除与流域较小的水体自净能力有关外, 人为的超标排放污染物也是造成出境控制断面污染物浓度过高的主要原因。城镇生活和工业点源造成的污染, 当前在城市截污减排措施的控制下, 已得到有效的消减。流域发达的农业生产造成的面源污染量多分散, 难以控制, 已严重的影响到流域湖库、河流水生态的健康。本节采用不同的计算方法对点源、面源的污染物产生量进行计算, 为实施点源末端控制、面源源头控制提供依据。

本文考虑到造成造成水体污染物浓度超标的不同来源, 结合污染物的产生根源, 选择 COD、氨氮作为点源污染的控制指标, 总氮 (TN)、总磷 (TP) 作为面源污染控制指标, 但对于有大量有机物产生的农村生活和畜禽养殖也会考虑 COD 和氨氮指标。当前, 随着永定河上游地区民众环保意识的进一步增强, 在农业生产过程中, 化学肥料的施用量逐渐减少。有机肥或土家肥的使用, 在有效减少肥料流失率的前提下, 还改善了土壤的品质。有机肥中的有机氮、有机磷在土壤中经过微生物的作用后, 转化为无机氮、磷才能被作物吸收, 因此, 农业生产中化学肥料的流失仍以总氮、总磷为主。

通过对永定河流域水质现状与污染变化趋势进行分析, 流域水污染以有机污染为主, 尤其是含氮有机物。本文从控制氮、磷的输入层面入手, 借助相关研究将化学需氧量

(COD)、氨氮(NH<sub>3</sub>-N)、总磷(TP)、总氮(TN)作为流域污染控制因子,进行流域污染物的产生量和入河浓度计算。同时,鉴于流域具有一定的矿藏资源分布,丰水期金属物质随降雨径流入河,造成水体中重金属含量超标,使水质受到一定程度的影响。因此,在某些情况下根据流域污染特征,可将重金属作为控制因子加以考虑。

### 2.2.1 点源污染

本文对点源污染物排放量的确定以排污口监测数据为准,并采用环境部门的公布数据进行校核。借鉴点源污染物在组成、处理类型及污染物浓度等方面的相似性,本文针对城市生活/工业污染源的某些污染物表征量,在考虑到污水处理水平及投入的基础上,结合环境统计年鉴、公报统计数据,借助排水系数,得到城市生活污水/工业废水排放量。具体数据见表 4.20。

2007 年永定河上游的点源污水入河量为 20053 万 t,其中,COD 和 NH<sub>3</sub>-N 污染物产生量分别为 56571t、6265t。受地域发展实际和结构布局的差异性影响,各分区的污染物产生量差异较大。在区域发展和污染物排放控制政策的影响下,永定河册田水库至三家店区间污染物入河量相对较少,但由于流域中下游的天然来水量较少,因此该区段的水质状况较差。结合入河排污口的分布现状及污染物排放种类,永定河流域点源污染主要来自厂矿企业,如山西省永定河水系的煤炭、电力产业等。

表 4.20 2007 年永定河流域点源污染物产生情况

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 用水总量   | 污水产生量    | 污染物产生量 (t/a) |                    |
|---------------|------|-----|--------|----------|--------------|--------------------|
|               | 省级   | 地级  | (亿 m³) | (万 t/a)  | COD          | NH <sub>3</sub> -N |
| 永定河册田水库以上     | 山西省  | 大同市 | 7.75   | 9233.86  | 24577.60     | 2769.60            |
|               |      | 朔州市 |        | 3101.04  | 12558.40     | 608.97             |
|               |      | 忻州市 |        | 34.40    | 64.90        | 10.40              |
|               | 合计   |     | 7.75   | 12369.29 | 37200.90     | 3388.97            |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北省  | 张家口 | 9.61   | 7900.43  | 19175.20     | 2845.43            |
|               | 山西省  | 大同市 | 1.42   | 283.70   | 194.50       | 30.60              |
|               | 合计   |     | 11.03  | 8184.13  | 19369.70     | 2876.02            |
| 永定河流域合计       |      |     | 18.78  | 20553.43 | 56570.60     | 6264.99            |

### 2.2.2 面源污染

#### (1) 农田径流

农田径流的产生与降雨量、土壤类型及初始含水量、作物种植类型与管理方式等相关。本文依据农田径流废水源强系数(指一年内单位耕地面积所产生的平均流量,通常以 kg/亩·年为单位)和区域耕地面积确定农业生产废水排放量。研究区农业污水的排放情况,如表 4.21 所示。

表 4.21 永定河流域农业面源污染废水排放情况

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 源强系数 (kg/亩.a) | 耕地面积 (hm <sup>2</sup> ) | 废水排放量 (万 m <sup>3</sup> ) |
|---------------|------|-----|---------------|-------------------------|---------------------------|
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 14            | 102494                  | 2.15                      |
|               |      | 朔州市 | 10            | 205757                  | 3.09                      |
|               |      | 忻州市 | 40            | 2688                    | 0.16                      |
|               | 合计   |     | 12            | 310939                  | 5.60                      |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 14            | 264002                  | 5.54                      |
|               | 山西   | 大同市 | 17            | 112068                  | 2.86                      |
|               | 合计   |     | 15            | 376070                  | 8.40                      |
| 永定河流域合计       |      |     | 13            | 687009                  | 13.80                     |

由于农田排水的间歇性和不同作物生长需水规律的不一致性,准确的测算流域的农田排水量具有一定的困难。本文采用在试验基础上得出的农田排水源强系数进行农田排水量的计算,虽能在一定程度上反映流域农田需水的总量变化,但难以准确的表征作物实时的需水情况。因此,本文的计算结果相对于实际的农田排水量而言偏小,这也是造成区域农田污染物入河浓度偏高的一个原因。

(2) 农村生活

农村生活废水排放量主要采用人均生活产污系数法进行计算。借鉴以往研究成果,本文根据各地区农村人口数、人均用水量及人均产污系数,测算农村生活污水及污染物的排放量。农村生活污水及固体废弃物产生量(生活垃圾、作物秸秆)的估算采用人均综合排污系数法,依据现状年农村人口统计数和污染物排放系数进行核算,具体结果见表 4.22。

表 4.22 永定河流域农村生活污水产生情况

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 农村人口（人） | 污废水（万 t） | COD（t） | 总磷（t） | 总氮（t） | 氨氮（t） |
|---------------|------|-----|---------|----------|--------|-------|-------|-------|
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 885785  | 2586     | 5302   | 142   | 1617  | 1293  |
|               |      | 朔州市 | 857667  | 2504     | 5134   | 138   | 1565  | 1252  |
|               |      | 忻州市 | 94691   | 276      | 567    | 15    | 173   | 138   |
|               | 合计   |     | 1838143 | 5367     | 11003  | 295   | 3355  | 2684  |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 2707024 | 7905     | 16204  | 435   | 4940  | 3952  |
|               | 山西   | 大同市 | 507843  | 1483     | 3040   | 82    | 927   | 741   |
|               | 合计   |     | 3214867 | 9387     | 19244  | 516   | 5867  | 4694  |
| 永定河流域合计       |      |     | 5053010 | 14755    | 30247  | 812   | 9222  | 7377  |

注: 1.本文采用的农村人均产污系数为: 人均生活污水 80L/(人.d), COD<sub>Cr</sub>、总氮、总磷、氨氮分别为 16.4、5.0、0.44、4.0g/(人.d)。  
2.如果各地实际测量的农村人均综合用水量不在 50~80 L/(人.d) 范围内, COD 浓度不在 200~400mg/L 范围内, 则需要重新核算人口、水量等数据的一致性。

农村生活污水产生量大,但由于农村废水集中处理率、任意排放现象严重,因此,污废水的入河量相对于点源污废水而言并不高。通过对流域河段点源、非点源污染物入河情况的比较,农村非点源污染入河量小、封闭性强。永定河册田水库以上山区农村生活污染物入河量相对较小,在对典型区农村生活的污废水、污染物产生量进行系统调研

的基础上,合理确定污染物入河系数。

### 3.典型污染计算

当前对于面源污染一般采用经验公式和源强系数法进行污染物产生量的计算,计算结果误差较大,并且参数难以调整。农业面源污染和城市径流作为可透水性地表径流和不可透水性地表径流的典型,具有不同的产生机理和污染物运移规律。本文从农业面源污染的产生机理入手,给出基于土壤特性和施肥量的污染物产生量计算方法;结合城市径流成因,针对不同的下垫面、气候条件下径流产生过程的差异性,给出基于降雨-径流变化特征的城市径流量计算方法。

#### 3.1 农业面源污染

永定河官厅水库以上流域农业生产过程中化学肥料的施用量增加,导致土壤中的氮磷营养元素处于过饱和状态,加大了降水淋滤作用下流域农业面源污染的发生风险。在阐述当前农业面源污染物产生量研究现状及存在问题的基础上,给出基于土壤自然特性的氮磷损失量计算方法。结合硝酸盐、铵盐与土壤颗粒结合类型的差异,从氮循环的角度定量评价降雨径流作用下的土壤氮损失量。磷元素的运移与土壤类型密切相关。本文在对土壤中的溶解态、颗粒态磷含量进行计算的基础上,给出针对农田径流量的土壤磷损失量计算过程。

##### 3.1.1 概述

借助相关模型对农田的 N、P 流失情况进行测算,是有效测控农田面源污染的前提,也是提高耕地土壤品质的依据。已有的研究大多采用平衡法、追加算法、概率统计法、类推法和模型模拟等方法计算氮磷的产生负荷<sup>[169]</sup>。农业土壤氮磷损失的强度受发生地点的土壤种类、土地利用类型和地形条件影响而具有明显的地域特征,至今尚无成熟和标准化的污染物负荷量化方法<sup>[170]</sup>。荷兰学者采用简化的定性或半量性的氮损失指标计算方法,对不同土地利用类型的氮损失指标进行了计算和比较<sup>[171]</sup>;在法国,一种称为“操控接收器”的方法被用于分析不同土地类型上氮损失输出量的多样性<sup>[172]</sup>。在中国,仓恒瑾等<sup>[173]</sup>通过土柱模拟氮、磷素养分淋溶试验,给出不同施肥处理下砖红壤氮、磷素淋溶损失量。梁新强等<sup>[174]</sup>从土壤氮磷平衡的分类、模式表达出发,给出土壤氮磷平衡在农田土壤损失评估中的应用。同时,农业氮磷损失也与水化学过程联系密切。

本文考虑到资料的可获取性及不同来源污染物对水质的影响程度,以农业土壤的氮磷肥料的施用量为研究起点,借助 ArcGIS 空间分析识别农业面源污染的重点控制区,依据控制对象、研究尺度、区划目的的差异性,定量探讨基于土壤特性、降水淋滤的农业氮磷损失量计算方法,并结合流域农业生产管理现状,分析计算结果的可靠性。本文为解决流域农业生产过程氮磷损失计算的不确定性提供依据,并为减少农业生产的面源污染提供数据支撑。

### 3.1.2 研究方法

永定河流域年均降水量较少,有效降水在短时间内难以满足土壤的田间持水量要求。降雨初期,降水量一般用于满足土壤的初损需求,难以形成地表径流。同时,降雨径流转化类型和暴雨管理模型联合运用时,需要考虑降雨量的离散化。鉴此,本文基于降雨径流产生的基本原理,将农田概化为透水面推求田间施肥的径流损失量,可有效避免径流偏大造成施肥量的无效入河,造成入河污染物总量偏高的假象。

鉴于以往模型参数确定的随机性及监控数据的不可获取性,本文借助 Suzuki 等<sup>[175]</sup>提出的碳平衡理念,依据水资源分区套地市的原則划分计算单元(为便于研究氮磷损失与降雨径流的关系,选择流域水资源分区套行政区的方法进行计算单元的划分,利于充分反映不同水资源分区的降雨与径流特性,以及农业生产过程中化学肥料的施用情况),按照不同土地利用类型氮磷流失系数的差异<sup>[176]</sup>,结合土壤、作物、残留物在空间上的变化特性,计算不同水资源分区的氮磷损失量。基于农业面源污染动态评估模型具有分布参数、物理基础、持续模拟的特性<sup>[177]</sup>,提出考虑土壤含水率特性、氮磷累积效应的农田施肥损失计算方法。研究过程中借助 RS 与地理信息系统等数字化技术,对农业氮磷污染物的迁移转化机理进行深入分析和量化。

#### 3.1.2.1 氮损失量计算

##### 1) 铵盐损失

土壤中铵盐损失量与降水量、雨水与土壤的混合深度、产沙模数以及农田排水量有关<sup>[178]</sup>。本文基于自然生态系统中氮平衡原理,构建区域氮循环模型,用于模拟发生在陆地生物圈中的氮的运移和转化过程。铵盐的循环平衡模型为<sup>[179]</sup>:

$$\frac{\partial N_{amm}}{\partial t} = N_{dm} + N_{hm} + N_{amm} - N_{uptake} \times \frac{N_{amm}}{N_{amm} + N_{nit}} - N_{nitrif} - N_{vola} + fert\_amm \quad (4-17)$$

式中:  $N_{amm}$  表示铵盐中的氮沉积量,  $t/(km^2 \cdot d)$ ;  $N_{dm}$  表示碎石矿化过程中氮的转移量,  $t/(km^2 \cdot d)$ ;  $N_{hm}$  表示腐殖质矿化过程中氮的转移量,  $t/(km^2 \cdot d)$ ;  $N_{uptake}$  表示作物对氮的吸收量,  $t/(km^2 \cdot d)$ ;  $N_{nit}$  表示硝酸盐中的氮的沉积量,  $t/(km^2 \cdot d)$ ;  $N_{nitrif}$  表示硝酸盐的转移量,  $t/(km^2 \cdot d)$ ;  $N_{vola}$  表示氮的挥发量,  $t/(km^2 \cdot d)$ ;  $fert\_amm$  表示肥料中铵盐量,  $t/(km^2 \cdot d)$ 。

本文将土壤中氨氮吸附与溶解两相平衡状态耦合为描述土壤中铵态氮变化方程<sup>[180]</sup>。结合土壤中的铵盐平衡方程,在一次降雨过程中,铵盐随地表排水的损失量计算公式为:

$$W_{NH_4^+-N} = (10^6 \times \beta \times S_s + 10^3 \times \frac{\theta \times h \times \alpha + P \times \alpha_1}{\theta \times h + P} \times R_a) \times A \quad (4-18)$$

式中:  $\alpha_r$  为降雨径流对应下的氨氮浓度,  $mg/L$ ;  $\beta$  为土壤颗粒吸附氨氮的含量,  $ug/g$ ;  $W_{NH_4^+-N}$  为农田铵盐的流失量,  $t$ ;  $\alpha$  为铵盐在土壤溶液中的含量,  $mg/L$ ;  $S_s$  为产沙模数,  $t/km^2$ ;  $\theta$  为土壤含水率, %;  $h$  为雨水与土壤的混合深度,  $mm$ ;  $\alpha_1$  为雨水中氨氮浓度,  $mg/L$ ;  $P$  为雨量,  $mm$ ;  $R_a$  为农田排水量,

mm;  $A$  为排水面积,  $\text{km}^2$ 。

由于土壤溶液中的铵盐含量难以测定, 本文联合土壤中铵盐的平衡方程, 给出求解公式:

$$\beta = \frac{K_e}{\rho} - \frac{10^{-3} \times \theta_0 \times \alpha}{\rho_0} \quad (4-19)$$

式中:  $K_e$  为土壤中铵盐含量,  $\text{ug}/\text{cm}^3$ ;  $\rho$  为土壤体积质量,  $\text{g}/\text{cm}^3$ ;  $\theta_0$  为土壤凋萎含水率, %;  $\rho_0$  为水体的密度,  $\text{g}/\text{cm}^3$ 。

## 2) 硝酸盐损失

根据不同的土地利用类型的肥料利用量估算硝酸盐的浸出量。土壤的硝化、反硝化活性与土壤性质密切相关。硝酸盐的损失量为土壤含水率、土壤结构和硝酸盐浓度的函数。

研究表明, 土壤中硝化作用(NITRIF)作为土壤水分含量( $f_{\text{NIT},\text{SW}}(W_s)$ )、温度( $f_{\text{NIT},T}(T)$ )和铵盐浓度( $N_{\text{amm}}$ )的函数, 与土壤含水率、土壤通气孔隙度、全氮含量、C/N 呈显著性相关<sup>[181]</sup>。其中,  $f_{\text{NIT},T}(T)$ 以指数方式在平均土壤温度  $Q_{10,\text{NIT}}$  ( $2^\circ\text{C}$ ) 和最适土壤温度  $Q_{\text{opt},\text{NIT}}$  ( $20^\circ\text{C}$ ) 之间变动;  $f_{\text{NIT},\text{SW}}(W_s)$ 与土壤含水率呈线性关系;  $\mu_{\text{NIT}}$  表示硝化作用的速率常数, 本文取  $0.003\text{d}^{-1}$ 。

反硝化作用(DENITR)由多种厌氧细菌驱动, 采用土壤水分含量函数( $f_{\text{DENI},\text{SW}}(W_s)$ )、温度( $f_{\text{DENI},T}(T)$ )和土壤中可用  $\text{NO}_3^-$  的含量( $N_{\text{nit}}$ )构成的函数表示。  $\mu_{\text{DENI}}$  表示反硝化作用的速率常数, 本文取  $0.0015\text{d}^{-1}$ 。

硝化作用、反硝化的计算公式为:

$$\begin{aligned} \text{NITRIF} &= \mu_{\text{NIT}} \cdot f_{\text{NIT},\text{SW}}(W_s) \cdot f_{\text{NIT},T}(T) \cdot N_{\text{amm}} \\ \text{DENITR} &= \mu_{\text{DENI}} \cdot f_{\text{DENI},\text{SW}}(W_s) \cdot f_{\text{DENI},T}(T) \cdot N_{\text{nit}} \end{aligned} \quad (4-21)$$

$$\begin{cases} f_{\text{NIT},T}(T) = Q_{10,\text{NIT}}^{(T-T_{\text{opt},\text{NIT}})/10} \\ f_{\text{NIT},\text{SW}}(W_s) = \begin{cases} 1.17 \frac{W_s}{W_{\text{FC}}} + 0.165 & W_s < W_{\text{FC}} \\ 1.0 - 0.1 \frac{W_s}{W_{\text{FC}}} & W_s \geq W_{\text{FC}} \end{cases} \end{cases} \quad (4-20)$$

$$\begin{cases} f_{\text{DENI},T}(T) = Q_{10,\text{DENI}}^{(T-T_{\text{opt},\text{DENI}})/10} \\ f_{\text{DENI},\text{SW}}(W_s) = \begin{cases} 0 & W_s \leq W_{\text{FC}} \\ 1.0 \frac{W_s}{W_{\text{FC}}} & W_s > W_{\text{FC}} \end{cases} \end{cases}$$

土壤沉积氮 ( $\text{DEPO}$ ) 主要包括铵盐沉积氮 ( $\text{DEPO}_{\text{amm}}$ ) 和硝酸盐中的沉积氮 ( $\text{DEPO}_{\text{nid}}$ ) 2 种, 计算公式为:

$$\begin{cases} \text{DEPO}_{\text{amm}} = \frac{1}{3} R_{\text{rain}} + R_{\text{DEPO,dry,amm}} \\ \text{DEPO}_{\text{nid}} = \frac{2}{3} R_{\text{rain}} + R_{\text{DEPO,dry,nid}} \end{cases} \quad (4-22)$$

式中:  $R_{\text{rain}}$  表示将水中铵盐、硝酸盐的潜在浓度,  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ; 热带森林取值为 1.77, 温带森林取值为 1.08, 北方针叶林取值为 0.55, 耕地/草地取值为 1.0;  $R_{\text{DEPO,dry,amm}}$  表示在干燥情况下氨氮的沉积量,  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ;  $R_{\text{DEPO,dry,nit}}$  表示在干燥情况下, 硝酸盐的沉积量,  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。

假定氮的垂直运动发生在 2 m 以内的土层。针对土壤含水率,引进水力渗透系数  $K_\theta$ , 结合 Brooks 和 Corey 方程<sup>[182]</sup>计算硝酸盐的淋滤损失量  $LEACH$ :

$$LEACH = K_{s,leach} \left( \frac{\theta - \theta_r}{\phi - \theta_r} \right)^{3+2\lambda} \cdot \frac{C_{NH}}{2\phi \cdot W_s / W_{FC}} \quad (4-23)$$

式中:  $K_{s,leach}$  为完全饱和土壤的水力传导系数, cm/h, 本研究取值为 2.55;  $\theta$  为在 -33 kPa 时的土壤含水量,  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ , 取值为 0.273;  $\theta_r$  为土壤参与含水量, 取值为 0.075;  $\phi$  为总孔隙度,  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ , 取值为 0.442;  $\lambda$  为空隙大小分配级数。

### 3.1.2.2 磷损失量计算

土壤中磷肥的流失主要包括溶解态、颗粒态 2 种形式。本文依据土壤性质、土壤最初含水率、描述表层土壤干燥度和作物生理性状的季节性可变参量、土地几何性状的差异, 结合前人的研究成果<sup>[183]</sup>, 给出 2 种不同性质磷浓度的测算方法, 分别为

$$\begin{cases} TDP = \frac{K \times Pav \times D \times B \times t^a \times w^b}{V} \\ TPP = TP \times E \times PER \end{cases} \quad (4-24)$$

式中:  $TDP$  为土壤中溶解磷浓度, mg/L;  $TPP$  为土壤中颗粒磷浓度, mg/L;  $Pav$  为可用土壤磷含量,  $\text{mg}/\text{m}^3$ ;  $K, a, b$  为与土壤中黏土和有机碳含量相关的动力学参变量;  $D$  为磷肥与土壤相互作用的有效深度, mm;  $B$  为土壤体积密度,  $\text{mg}/\text{m}^3$ ;  $t$  为时段长, min;  $w$  为径流中水土比例, L/g;  $V$  为径流总量, mm;  $TP$  为土壤中总磷含量, mg;  $E$  为含沙量, g/L;  $PER$  为磷在土壤中的富集速率,  $\text{g}^{-1}$ 。

为避免农田径流的下渗损失, 本文引入霍顿下渗机制描述降雨径流间的转化, 该模型将下垫面分为透水面和不透水面进行计算。由透水面形成的径流量计算公式为:

$$v_p = \begin{cases} 0 & v \leq s_{dp} + s_{iw} + \frac{f_c}{\lambda} \\ v - s_{dp} - s_{iw} - \frac{f_c}{\lambda} & v > s_{dp} + s_{iw} + \frac{f_c}{\lambda} \end{cases} \quad (4-25)$$

式中:  $v$  为降雨量, mm;  $s_{dp}$  为渗透区域的洼地蓄量, mm;  $s_{iw}$  为透水面的土壤初渗损失, mm;  $f_c$  为稳定下渗率, mm/h;  $\lambda$  为平均降雨历时的倒数,  $\text{h}^{-1}$ 。

### 3.1.3 结果分析

#### (1) 流域氮损失量

针对永定河流域降水不足, 土壤墒情较差的现状, 将氮肥追施深度取为 10 cm。永定河流域土壤以干润淋溶土为主, 其间分布有少量淋润腐殖土, 土壤以褐土为主。在查阅资料的基础上, 将体积质量取为  $1.20 \text{ g}/\text{cm}^3$ 。结合 Langmuir 等温线, 参考黄泛平原土壤水分特征, 当土壤厚度为 50 cm 时, 田间持水量深度为 20 cm, 因此, 将雨水与土壤混合深度  $h$  取为 20 cm。山西晋西黄绵土的田间持水量为 17.4%, 河北张家口地区多分布有栗钙土, 田间持水量在 28%~32%<sup>[184]</sup>, 本文取为 30%。依据前人的研究成果, 在

土壤温度为 25℃时，黄土地区的田间持水量与作物凋萎系数的关系为 17.25:5.57<sup>[185]</sup>。以流域 2007 年降水量、农业种植面积数据为基础，永定河铵盐农田损失量计算结果，如表 4.23 所示。

表 4.23 永定河流域农业土壤铵盐损失量

| 水资源分区                 | 行政分区 |     | 土壤中的 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$<br>质量浓度/ $(\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-3})$ | 铵盐溶液质量浓度<br>( $\text{mg/L}$ ) | 土壤颗粒吸附 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$<br>质量浓度/ $(\mu\text{g}/\text{cm}^3)$ | 铵盐损失质量<br>( $\text{t/a}$ ) |
|-----------------------|------|-----|-----------------------------------------------------------------------------|-------------------------------|------------------------------------------------------------------------|----------------------------|
|                       | 省/市  | 市/区 |                                                                             |                               |                                                                        |                            |
| 永定河册田<br>水库以上         | 山西   | 大同市 | 1136.0                                                                      | 108.9                         | 337.0                                                                  | 9808                       |
|                       |      | 朔州市 | 1136.0                                                                      | 108.9                         | 337.0                                                                  | 28627                      |
|                       |      | 忻州市 | 1135.1                                                                      | 108.8                         | 336.8                                                                  | 590                        |
|                       | 合计   |     | —                                                                           | —                             | —                                                                      | 39025                      |
| 永定河册田<br>水库至三家<br>店区间 | 河北   | 张家口 | 581.3                                                                       | 35.1                          | 144.1                                                                  | 4055                       |
|                       | 山西   | 大同市 | 1136.0                                                                      | 72.1                          | 247.4                                                                  | 8772                       |
|                       | 合计   |     | —                                                                           | —                             | —                                                                      | 12827                      |
| 永定河流域合计               |      |     | —                                                                           | —                             | —                                                                      | 51852                      |

降水径流和渗漏组成的农田排水中，氮素中 20%~25%来源于当季施用的氮素化肥。随着具有累计效应的铵盐在土壤中聚集量的增加，流域某些区域农田排水中铵盐的含量高于当年的施氮量，说明氮肥过量施用转化而来的铵盐在土壤中的累积量较大。

取硝化过程的最适温度  $T_{\text{OPT,NIT}}$  为 20℃， $Q_{10,\text{NIT}}$  常数为 2，光合作用的最适温度  $T$  取为 20℃。依据中国土壤区划图，永定河流域土壤类型多为砂壤土 (sandy loam)、砂黏土 (sandy clay)，饱和土壤含水量  $W_{\text{FC}}$  分别取 16 和 27cm。永定河流域由于降水量减少和地下水位下降，土壤含水量  $W_s$  处于非饱和状态，在资料缺少的情况下，计算中将土壤含水率暂定为饱和土壤含水量的 80%。依据土壤中铵盐含量给出农业生产中硝酸盐的损失量，如表 4.24 所示。

前人的研究发现氮肥的径流损失与不同性质土壤的施氮量多少有关。当砂壤土的施氮量为 160  $\text{kg}/\text{hm}^2$  时，径流损失量为 135.7  $\text{kg}/\text{hm}^2$ <sup>[186]</sup>。依据《山西省农业统计年鉴 2007》、《河北省农业统计年鉴 2007》，永定河流域氮肥施用量为 195  $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$  (当施氮量大于 150  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ，土壤中发生氮素淋失的可能性明显增大)，计算得到氮肥的损失量为 96 /  $(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ ，两者比例大致相当。农田暴雨径流氮养分的流失量与累积径流量成正相关。永定河流域农业生产施肥中因肥料结构和使用方法不当，氮素的整体损失量为 96/ $(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ ，符合全国旱区农田氮肥流失比例 (20%~50%)。山西省由于农业生产中对氮素化肥的依赖程度较高，管理较为粗放，造成施氮量和氮素沉积量相对较大、单位面积氮素损失量达 137  $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ ；河北省张家口市近几年来加大对农业面源污染的控制力度，控制农业生产中化肥的施用量，单位面积的氮素损失量仅为 29  $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。

表 4.24 永定河流域农业土壤硝酸盐损失量

| 水资源分区             | 行政分区 |     | 土壤含氮量<br>$f_{NIT,SW}(WS)$ | 硝化速率常数<br>$u_{NIT}/(d^{-1})$ | 铵盐浓度<br>( $t/km^2$ ) | 硝化作用量<br>( $t/(km^2 \cdot d)$ ) | 硝酸盐损失量<br>( $t/a$ ) |
|-------------------|------|-----|---------------------------|------------------------------|----------------------|---------------------------------|---------------------|
|                   | 省/市  | 市/区 |                           |                              |                      |                                 |                     |
| 永定河册田水库<br>以上     | 山西   | 大同市 | 1.101                     | 0.003                        | 1136.0               | 3.752                           | 2494                |
|                   |      | 朔州市 | 1.101                     | 0.003                        | 1136.0               | 3.752                           | 5007                |
|                   |      | 忻州市 | 1.101                     | 0.003                        | 1135.1               | 3.749                           | 65                  |
|                   | 合计   |     | —                         | —                            | —                    | —                               | 7566                |
| 永定河册田水库<br>至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 1.101                     | 0.003                        | 581.3                | 1.920                           | 3633                |
|                   | 山西   | 大同市 | 1.101                     | 0.003                        | 1136.0               | 3.752                           | 2727                |
|                   | 合计   |     | —                         | —                            | —                    | —                               | 6360                |
| 永定河流域合计           |      |     | —                         | —                            | —                    | —                               | 13926               |

依据表 4.23~4.24 中的数据,永定河流域水资源分区和行政分区所在区域的土壤含水参数、种植方式、种植结构的差异,导致区域农业生产过程中的铵盐、硝酸盐损失量差别较大。永定河流域上游的山西省(大同市、朔州市、忻州市)由于土壤中的氮含量较低,同时政府对流域环境保护的意识薄弱,农民大量施用氮肥以提高粮食产量,致使土壤中的氮肥残留量较大,由此在降雨的淋滤下,造成较高的铵盐和硝酸盐损失。就山西省内的计算单元而言,由于区域农业种植面积的差异,造成了大同>朔州>忻州的氮肥流失量。河北省的张家口市由于紧靠北京的水源地,区域政府在北京生态补偿政策的扶持下,加大对农业环保建设的投入力度,在调整农业种植结构的同时,限制农业化学肥料的施用量,因此,单位面积耕地上铵盐和硝酸盐的损失量较低,整体的氮肥损失量约为山西省的 1/8。

## (2) 磷损失量计算

官厅流域径流累积全磷(TP)流失达  $0.0439 \sim 2.0798 \text{ g/m}^2$ ,农田径流全磷流失水平达  $2.67 \text{ kg/hm}^2$  以上<sup>[187]</sup>。研究表明<sup>[188]</sup>,官厅流域农田地表径流对库区水体存在潜在污染危害,径流累积生物可利用磷流失达  $0.008 \sim 0.4804 \text{ g/(m}^2 \cdot \text{a)}$ ,估算的农田径流生物可利用磷流失达  $0.49 \text{ kg/(hm}^2 \cdot \text{a)}$  以上。

鉴于农田磷素损失计算的复杂性及不确定性,依据流域土壤的性质及农业生产中施磷量情况,考虑到流域不同计算单元降雨量、农田管理方式、研究尺度的差异性,结合统计年鉴及调研数据,给出永定河流域农业生产过程中总磷损失量,如表 4.25 所示。

第一次全国污染源普查资料显示,农业污染已成为影响中国水源安全的首要因素。肥料中的氮磷在农业生产中充分发挥其最大功效的同时,其负面功效也不可忽视。由于地表作物的生长对耕地造成严重侵蚀,在径流中总磷中的 90%是颗粒形态磷。永定河流域上游土壤层较薄,研究表明,自地面以下 20 cm 向上直至表层,总磷含量总体呈下降趋势<sup>[189]</sup>。永定河流域由于土壤中矿物质含量相对较低,农业生产中磷肥施用量较高,造成较高的地表径流损失率,单位面积损失量为  $9 \text{ kg/hm}^2$ ,高于文献<sup>[189]</sup>研究的永定河流域的农田径流全磷流失量。沉积物中有机质含量和黏土含量与粒度将直接影响到作物

对 Ca-P、Al-P、Fe-P 溶解态磷的吸附能力。永定河流域土壤从表层到 20 cm 深度，沉积物中黏粒含量逐渐减少，砂粒的含量增加，粒度变大，总磷残留量增加。因此，在降雨径流作用下，形成了较高的磷损失量。

表 4.25 永定河流域农田径流磷肥损失情况

| 水资源分区             | 行政分区 |     | 磷肥损失总量<br>(t·a <sup>-1</sup> ) | 单位面积磷损失量<br>(kg·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) |
|-------------------|------|-----|--------------------------------|-----------------------------------------------------|
|                   | 省/市  | 市/区 |                                |                                                     |
| 永定河册田水库<br>以上     | 山西   | 大同市 | 1132                           | 11                                                  |
|                   |      | 朔州市 | 3088                           | 15                                                  |
|                   |      | 忻州市 | 60                             | 22                                                  |
|                   | 合计   |     | 4281                           | 14                                                  |
| 永定河册田水库<br>至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 747                            | 3                                                   |
|                   | 山西   | 大同市 | 1063                           | 9                                                   |
|                   | 合计   |     | 1810                           | 5                                                   |
| 永定河流域合计           |      |     | 6090                           | 9                                                   |

(3) 计算结果可靠性分析

当前，学者已对主要来源情况下的氮流失指数进行过相关研究。从原则上讲，累计在土壤中的氮流失量可以利用 2 种方法进行计算：借助年度的氮输入输出平衡数据确定；借助淋滤研究期前后土壤中矿物氮的测量数据确定。本文通过对 2 种方法的有机结合，在剔除不确定或难以量化的影响因素的基础上，实现对流域农业氮流失数据的有效核算。在大多数农业生态系统中，人为施氮量的比例占较大部分，由此造成当前永定河流域的氮流失比例偏高，但损失量计算结果在合理的范围内。参考前人的研究成果，在概化的基础上给出流域在不同施氮情况下氮肥损失指数情况表，如表 4.26 所示，从应用层面证实了研究成果的可靠性。

表 4.26 不同情境下的氮流失指数参考表

| 氮损失指数来源   | 计算依据                    | 输出数据                                | 氮损失极限值         |
|-----------|-------------------------|-------------------------------------|----------------|
| 氮平衡       | 所有氮输入与输出项               | 氮流失量 (kg/(hm <sup>2</sup> ·a))      | 60(砂土)~100(黏土) |
| 沉积土壤中的矿物氮 | 测量数据                    | 固定时段的氮流失量 (kg/(hm <sup>2</sup> ·a)) | 40             |
| 氮肥施用速率    | 种植户提供的数据                | 氮流失量(kg/(hm <sup>2</sup> ·a))       | 170            |
| 氮肥施用效率    | 作物对氮吸收量/氮肥施用速率×100      | 理论值                                 |                |
| 作物残留氮的浸出量 | 淋滤液中硝酸盐的质量浓度为 11.3 mg/L | 氮浸出量:10.5(湿季)、7.82(旱季)g 氮/kg 干物质    | 硝酸盐浸出质量浓度>11.3 |

作物对磷的日吸收量较低，但根系每单位长度的磷需求量却较大<sup>[190]</sup>。在此情境下，只有土壤中具有较高的磷浓度才能满足根系对磷的吸收需求。因此，在砂壤土、黏性土占多数的永定河流域，土壤中磷肥的含量较低，使得农业生产过程中磷肥的外界输入量较大。在酸性土壤中，磷易与土壤颗粒中的铁、铝元素以及胶体形态吸附在一块，但在碱性土壤中，学者较少研究磷的运移规律<sup>[191-192]</sup>。永定河流域的土壤类型呈中性或弱碱性，因此，当前对农业生产中磷的流失量研究主要基于试验数据得出，缺少推广的依据。

依据 OECD（经济合作与发展组织）的研究成果，区域的平均磷输入为  $21 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ，作物收获或放牧输出  $17 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ，土壤中的磷残留为  $5 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。因此，从欧洲先进的农业面源污染控制技术、作物种植管理看，永定河流域的农业种植总磷流失量  $9 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ，计算结果较为合理。

#### 3.1.4 结语

在考虑到土壤的结构及氮磷的理化特性的基础上，本文给出了基于氮循环的铵盐、硝酸盐流失量以及量化土壤中溶解态、颗粒态磷含量的计算方法。依据给出的计算方法，得出如下结论：1）永定河流域农业生产施用氮肥量过大，导致氮素的整体损失量为  $96 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ，但河北省张家口单位面积的氮素损失量仅为  $29 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ；2）流域农业生产中磷肥施用量较高，单位面积损失量为  $9 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ；3）流域氮磷流失量计算结果可靠性强，证实了本文提及的计算方法具有一定的适用性，在改变土壤下垫面条件的基础上，能够适用于其他类似流域的农业生产氮磷流失量计算。

### 3.2 城市径流污染

城市径流对流域水体污染的贡献率仅次于农业，已成为第二大面污染源<sup>[193]</sup>。城市径流中污染物主要来自降雨径流对城市地表的冲刷。由于城市中土地的利用类型不同，因此，沉积物的种类不同。城市地表沉积物主要由城市垃圾、大气降尘、街道垃圾的堆积、动植物遗体、落叶和部分交通废弃物等组成。污染物负荷量是确定水体污染物浓度的关键，主要影响因素有不透水面积所占比例、雨水排水系统类型、交通情况、路缘高度、街道清扫程度和频次等。

#### 3.2.1 概述

鉴于降雨本身对城市地表径流污染的影响，本文通过将多样化的控制措施整合到具有分析功能的概率模型中，借助对城市降雨的最大日负荷总量（TMDL）估算，确定径流中的污染物总量及浓度。本文运用设计的模拟原则，确定城市降雨形成的径流量、排放率、平均污染负荷，以及暴雨在下游的下泄量等参数，为污染物排放总量、浓度控制的措施实施提供依据。

##### （1）计算依据

城市路面径流污染是威胁地表水环境质量的重要因素。降雨→径流→污染物冲刷→水体浓度变化作为一个连贯系统，是建立城市径流非点源污染控制与暴雨径流管理的基础。受纳水体水质目标的判定，是决定系统目标承接性能好坏的关键。地表污染物的累积和冲刷与土地利用类型及降雨特征密切相关，且具有很强的随机性。

受到降雨初损的影响，一场降雨的初期污染负荷要高于中后期。在一场降雨过程中，占总径流 20% 的初期径流，可以冲走约 50% 的污染物负荷。长时间干旱后的强降雨形成的地表径流对水质的影响较大，因此，确定干旱期的超强降雨信息也就成为进行城市径流污染物浓度测算的关键。结合路面污染物的产生规律及降雨参数的特性，以日为时间

尺度, 进行次降雨径流污染的过程模拟 (次降雨指降雨总量不低于 0.127cm, 且两场降雨之间的时间间隔小于 6 h<sup>[194]</sup>)。依据当前对任意排放区城市降雨形成的最大日负荷总量 (TMDL) 的概率估算研究成果, 河流中的平均污染物浓度  $C_w$  (g/L) 可以借助质量守恒进行描述:

当  $t \leq t_c$  时,

$$C_w = \frac{Q_s}{Q_s + \frac{1}{2} \left( \frac{t}{t_c} \right) \frac{0.001}{3600} A i_r} \cdot C_s + \frac{\frac{1}{2} \left( \frac{t}{t_c} \right) A i_r}{Q_s + \frac{1}{2} \left( \frac{t}{t_c} \right) \frac{0.001}{3600} A i_r} \cdot \frac{L}{3600 v_r} \quad (4-26)$$

当  $t > t_c$  时,

$$C_w = \frac{Q_s}{Q_s + \frac{0.001}{3600} \left( \frac{t}{t+t_c} \right) A i_r} \cdot C_s + \frac{\left( \frac{t}{t+t_c} \right) A i_r}{Q_s + \frac{0.001}{3600} \left( \frac{t}{t+t_c} \right) A i_r} \cdot \frac{L}{3600 v_r} \quad (4-27)$$

式中:  $Q_s$  为河流上游污染源排放速率,  $\text{m}^3/\text{s}$ ;  $C_s$  为上游断面的污染物浓度,  $\text{kg}/\text{m}^3$ ;  $L$  为研究流域单位面积的污染物冲刷量,  $\text{kg}/\text{m}^2$ ;  $v_r$  为研究区降雨径流量,  $\text{mm}$ ;  $A$  为流域面积,  $\text{m}^2$ ;  $i_r$  为平均径流强度,  $\text{mm}/\text{h}$ ;  $t$  为流域降雨历时,  $\text{h}$ ;  $t_c$  为流域汇流总历时,  $\text{h}$ 。

由于城市下垫面受人为影响较大, 汇流时间缩短, 且不同土地利用类型下的汇流方式不同。因此, 可采用连续时段分割法进行时段污染物浓度的计算, 经水量加权汇总后得到城市降雨径流对应的污染物浓度。计算依据为:

$$EMC = \sum_{i=1}^n C_i Q_i / \sum_{i=1}^n Q_i \quad (4-28)$$

式中:  $EMC$  为次降雨径流平均浓度,  $\text{mg}/\text{L}$ ;  $C_i$  为第  $i$  时间段所测的污染物的浓度,  $\text{mg}/\text{L}$ ;  $Q_i$  为第  $i$  时间段的径流量,  $\text{m}^3$ ;  $n$  为次降雨分段数。

## (2) 计算框架

考虑到我国城市的发展概况及城市径流对水质的影响, 结合当前造成流域水生态破坏的主要污染物的来源, 将 BOD、COD、总氮、总磷作为表征城市径流污染的控制因子。我国由于城市化发展的特殊状况, 城市径流中的有机物的含量普遍偏高。但研究表明, 城市径流中的 COD 与 BOD 之间具有一定的线性相关关系, 具体为:

$$y_{\text{COD}} = 5.95 x_{\text{BOD}} + 23.15 \quad R^2 = 0.968 \quad (4-29)$$

除此之外, COD 还与其他固体物质间具有一定的线性相关性, 但不是很明显。借鉴以往的研究成果, 屋面径流中的 COD:N 约为 3:1 (质量比), 路面径流中的 COD:N、COD:TP 分别为 7:1、160:1。由于城市地表径流污染物具有“晴天积累、雨天排放”的特征, 因此, 污染物的排污速率和水体浓度随着降雨过程 (同一场次、不同降雨) 的变化而变化。城市径流的过程包括污染物的累计和冲刷 2 个过程。

### (1) 累计过程

从城市径流污染物的入河规律进行逆推,以 *Roesner* 的研究为基础,给出固体物质累积量的估算模型:

$$M_t = M_m \times t_0 / (K_s + t_0) \quad (4-30)$$

式中:  $M_t$  为地表物质累积量, kg;  $M_m$  为研究区最大可积累的污染物质, kg;  $t_0$  为本次降雨与上次降雨之间的时间间隔, d;  $K_s$  为半饱和常数,  $M_t = 1/2 M_m$  时所经过的时间, d。

如果降雨前城市地表有一定的污染物残留, 污染物累积量的计算公式为:

$$M_t = M_0 + M_m \times t_0 / (K_s + t_0) \quad (4-31)$$

式中:  $M_0$  为前一场降雨在地表残留的污染物, 即污染物初损负荷, kg; 其余符号同上。

以 *Sartor* 等<sup>[195]</sup>的研究成果为基础, 在对以往的公式进行改进的基础上, 给出计算污染物累计的幂指数表征形式:

$$M_t = M_m (1 - e^{-Kt}) \quad (4-32)$$

式中:  $K$  为累积系数,  $d^{-1}$ ;  $t$  为晴天日数, d; 其余符号的意义同上。

对于次降雨初期地表累计的污染物残留量不为零时, 污染物的累计量计算公式为:

$$M_t = M_0 + (M_m - M_0)(1 - e^{-Kt}) \quad (4-33)$$

经验表明, 区域可累计的最大污染负荷  $M_m$  约为径流开始实测污染物负荷  $M_1$  的 1.1~1.3 倍。

## (2) 冲刷过程

累积于地表的污染物被冲刷入河, 是造成地表水体污染的前提。针对前面的分析, 城市地表径流污染物的冲刷速率与累积量成正比, 污染物的冲刷系数与单位面积的降雨量正相关。基于此, 本文给出地表污染物的降雨冲刷量计算公式:

$$S = M_1 (1 - e^{-K_1 R}) \quad (4-34)$$

式中:  $S$  为降雨径流冲刷带走的地表污染物质, kg;  $M_1$  为降雨径流开始时的实测污染物负荷, kg;  $k_1$  为降雨径流冲刷系数,  $mm^{-1}$ ;  $R$  为降雨径流量, mm。

随径流入河的污染物在水体中呈指数形式递减, 变化规律为:

$$C = C_0 \cdot \exp(-K_1 R) \quad (4-35)$$

式中:  $C$  为降解后的水体污染物浓度, mg/L;  $C_0$  为径流开始时雨水中污染物浓度, mg/L; 其余符号意义同上。

在对公式进行综合叠加的基础上, 结合水体中污染物的消减规律, 次降雨造成的污染物平均浓度表达形式为:

$$EMC = \frac{C_0}{K_1 R} (1 - e^{-K_1 R}) \quad (4-36)$$

式中: 各符号的物理意义同上。

借鉴 *Barrett* 等人<sup>[196]</sup>的研究成果, 对于交通量较大的路段, 在对现场路段进行大量试验的基础上, 地表污染物 *TSS* 的入河浓度与径流量的关系为:

$$C_{t,SS} = 380 \times e^{-0.33R} \quad (4-37)$$

式中:  $C_{t,SS}$  为  $t$  时刻的固体物质入河浓度,  $\text{mg/L}$ ;  $R_t$  为城市  $t$  时刻的累计净雨量,  $\text{mm}$ 。

### 3.2.2 研究方法

从城市地表径流污染物入河的全过程考虑, 降雨初期的地表污染物残留量及入河量受降雨强度及城市不透水面积影响强烈, 与流域面积的关系不大。表征城市地表径流污染程度的城市径流污染物负荷、径流污染物平均浓度, 受到随机性的影响较大, 通常采用年值的概念进行城市径流污染程度的研究。

#### 1) 年径流量

$$\begin{cases} R_y = (0.15 + 0.75 \frac{\theta}{100}) \cdot P_y - V_w \\ V_w = 19.37(6.35 - 4.76 \frac{\theta}{100})^{0.957} \end{cases} \quad (4-38)$$

式中:  $R_y$  为年径流量,  $\text{mm}$ ;  $\theta$  为城市中不透水面积所占城市总面积的百分比;  $P_y$  为年降雨量,  $\text{mm}$ ;  $V_w$  为城市地表洼地存水量,  $\text{mm}$ 。

在城市地表洼地存水量较难确定的情况下, 利用城市不透水面积的径流产生系数, 确定降雨径流的大小。径流系数的具体取值, 如表 4.27 所示。

表 4.27 城市不透水地表径流系数

| 不透水地表状况          | 径流系数 |
|------------------|------|
| 平坦 (坡度小于 2%)     | 0.80 |
| 中等 (坡度在 2%~7%之间) | 0.85 |
| 倾斜 (坡度大于 7%)     | 0.90 |

#### 2) 污染物年负荷

$$W_y = 10^3 \times P_y \times \left[ \sum_{i=1}^n (C_i \times \Delta R_i \times \Delta t_i) / \sum_{i=1}^n (I_i \times A_i \times \Delta t_i) \right] \quad (4-39)$$

式中:  $W_y$  为污染物年负荷量,  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ;  $P_y$  为年降雨量,  $\text{mm/a}$ ;  $C_i$  为对应  $\Delta t_i$  时段的水体污染物浓度,  $\text{mg/L}$ ;  $\Delta R_i$  为在  $\Delta t_i$  时段内的径流量,  $\text{m}^3/\text{h}$ ;  $\Delta t_i$  为采样时段,  $\text{h}$ ;  $A_i$  为流域 (河道) 控制面积,  $\text{hm}^2$ ;  $I_i$  为在  $\Delta t_i$  时段的降雨强度,  $\text{mm/h}$ ;  $n$  年内代表性降雨采样次数。

依据现场监测出的污染物负荷, 在考虑区域降水特征的基础上, 进行固定时段的城市径流污染物负荷计算:

$$w_0 = h_0 \cdot \sum_{i=1}^n w_i / \sum_{i=1}^n h_i \quad (4-40)$$

式中:  $w_0$  为某时段内降雨径流污染物负荷总量,  $\text{kg}$ ;  $h_0$  为长期降雨深度,  $\text{mm}$ ;  $n$  为研究时段内降雨场次的数量;  $h_i$  为取样降雨场次的降雨深度,  $\text{mm}$ ;  $w_i$  为取样场次降雨径流的污染物负荷,  $\text{kg}$ 。

不同的降雨径流过程及交通量对污染物颗粒的传输造成的影响程度不同。结合前人的研究成果, 给出不同粒径颗粒的污染潜力, 便于进行不同级配污染物含量的计算。城市径流污染颗粒的污染潜力, 如表 4.28 所示。为便于进行城市径流污染负荷的检验, 结合当前城市主要的土地利用类型分类, 给出城市地表中的污染物含量, 如表 4.29 所示。

表 4.28 不同粒径颗粒的污染潜力

| 粒径<br>μm | 重量比<br>% | 挥发性固体<br>mg/g | BOD<br>mg/g | COD<br>mg/g | Pb<br>mg/g | Zn<br>mg/g |
|----------|----------|---------------|-------------|-------------|------------|------------|
| 850-3380 | 15       | 76            | 3.6         | 68          | 800        | 200        |
| 420-850  | 19       | 43            | 3           | 56          | 3200       | 1000       |
| 250-420  | 24       | 34            | 3.1         | 51          | 3400       | 1600       |
| 75-250   | 32       | 59            | 3.8         | 106         | 5900       | 1800       |
| <75      | 10       | 126           | 6.9         | 211         | 6400       | 1600       |

表 4.29 城市地表沉积物中的污染物含量 (mg/g)

| 土地利用类型 | BOD | COD  | 总氮   | 正态磷  |
|--------|-----|------|------|------|
| 居民区    | 2.7 | 58.8 | 0.5  | 0.04 |
| 工业区    | 1.3 | 74.3 | 0~1  | 0.02 |
| 交通繁华区  | 4.6 | 37.2 | 0.85 | 0.04 |

为确定计算的城镇径流污染物浓度的合理性，结合已有的研究成果对不同来源、不同性质的污染物在水体中的含量进行研究<sup>[197,198]</sup>。不同污染物在水体中浓度范围，如表 4.30 所示。

表 4.30 城市径流污染物浓度范围界定 (mg/L)

| 污染源     | 污染物质           |                  |         |      |     |
|---------|----------------|------------------|---------|------|-----|
|         | SS             | BOD <sub>5</sub> | COD     | 总氮   | 总磷  |
| 城市暴雨径流  | 100~1000 (630) | 10~250 (30)      | 20~600  | 3~10 | 0.6 |
| 合流制下水道  | 100~2000 (410) | 20~600 (115)     | 20~1000 | 9~10 | 1.9 |
| 未处理城市污水 | 100~330 (200)  | 100~300 (200)    | 250~750 | 40   | 10  |
| 处理后城市污水 | 10~30          | 15~30            | 25~80   | 30   | 5   |

注：括号内数值为根据样本信息推断置信区间为 90%的总体均值。

(1) 源头控制

借助空间的平均洼地蓄水量  $s_d$  (mm) 和无量纲的径流系数  $\theta$  (以土地利用为基础的具有时空特性的常量)，将降雨量  $P$  (mm) 转化成径流量  $R$  (mm)。转化过程为：

$$R = \begin{cases} 0 & P \leq s_d \\ \theta \cdot (P - s_d) & P > s_d \end{cases} \quad (4-41)$$

为从源头上减少降雨径流污染，附加不透水区域面积上产生的洼地蓄水量  $s'_d$  (mm)，进行降雨径流相关的计算。计算依据为：

$$R = \begin{cases} 0 & P \leq s_d + s'_d \\ \theta \cdot [P - (s_d + s'_d)] & P > s_d + s'_d \end{cases} \quad (4-42)$$

运用源头控制中附加的洼地蓄量  $s'_d$  (mm)，联合 *Michaelis-Menton* 污染累计函数与呈指数递减的冲刷负荷模型，单位面积上污染负荷  $L$  计算公式为：

$$L = \begin{cases} 0 & v \leq s_d + s'_d \\ \frac{Mb}{N+b} (1 - e^{K \cdot \theta \cdot (s_d + s'_d) - K \cdot \theta \cdot P}) & v > s_d + s'_d \end{cases} \quad (4-43)$$

式中:  $L$  为城市单位面积区域上的污染负荷,  $\text{kg/m}^2$ ;  $R$  为径流量 ( $\text{mm}$ );  $P$  为降雨量 ( $\text{mm}$ );  $\theta$  为径流系数;  $s_d$  为洼地平均蓄水量 ( $\text{mm}$ );  $s'_d$  为附加的不透水区域面积上产生的洼地蓄水量 ( $\text{mm}$ );  $M$  为区域污染物的最大负荷量 ( $\text{kg/m}^2$ );  $N$  为大多数单位面积上的污染物累积到  $M/2$  所需的时间 ( $\text{h}$ );  $b$  为上次暴雨到本次暴雨的间隔时间 ( $\text{h}$ );  $K$  为冲刷系数 ( $\text{mm}^{-1}$ )。

考虑到城市下垫面的不同类型, 针对透水区、不透水区的径流产生及下渗过程的差异性, 进行污染物产生负荷的计算。可渗透区域的洼地蓄量  $S_{dp}$  多于不透水区域的洼地蓄量  $S_{di}$ 。结合附加的源头量控制措施, 不透水的洼地蓄量 ( $S_{di}+S'_d$ ) 或许超过  $S_{dp}$ 。此种类型的降雨径流转化是降雨径流模型的扩展, 能独立的考虑透水和不透水区域的集水情况。

降雨径流产生模型:

$$\text{不透水区 } R_n = \begin{cases} 0 & P \leq s_{di} + s'_d \\ P - (s_{di} + s'_d) & P > s_{di} + s'_d \end{cases} \quad \text{透水区 } R_{pl} = \begin{cases} 0 & P \leq s_{dp} \\ \theta_{dp} \cdot (P - s_{dp}) & P > s_{dp} \end{cases} \quad (4-44)$$

污染负荷产生模型:

$$\text{不透水区 } L_i = \begin{cases} 0 & P \leq s_{di} + s'_d \\ \frac{Mb}{N+b} (1 - H_i^* e^{-K \cdot v}) & P > s_{di} + s'_d \\ H_i^* = e^{K(s_{di} + s'_d)} \end{cases} \quad (4-45) \quad \text{透水区 } L_{pl} = \begin{cases} 0 & P \leq s_{dp} \\ \frac{Mb}{N+b} (1 - H_{pl}^* e^{-K \theta_{dp} v}) & P > s_{dp} \\ H_{pl}^* = e^{K \theta_{dp} s_{dp}} \end{cases} \quad (4-46)$$

式中:  $L_i$ 、 $L_{pl}$  分别为城市不透水、透水区域上的污染物负荷,  $\text{kg/m}^2$ ;  $R_n$ 、 $R_{pl}$  分别为不透水、透水区域的径流量 ( $\text{mm}$ );  $P$  为降雨量 ( $\text{mm}$ );  $\theta_{dp}$  为透水区域的径流系数;  $s_{di}$ 、 $s_{dp}$  分别为洼地不透水、透水区域的蓄水量 ( $\text{mm}$ );  $s'_d$  为附加的不透水区域面积上产生的洼地蓄水量 ( $\text{mm}$ );  $M$  为区域污染物的最大负荷量 ( $\text{kg/m}^2$ );  $N$  为大多数单位面积上的污染物累积到  $M/2$  所需的时间 ( $\text{h}$ );  $b$  为上次暴雨到本次暴雨的间隔时间 ( $\text{h}$ );  $K$  为冲刷系数 ( $\text{mm}^{-1}$ )。

为了估算透水面的下渗损失, 引入霍顿下渗机制进行降雨径流间的转化描述。模型将下垫面分为透水面和不透水面进行研究。不透水面上产生的污染物负荷, 如上述公式所述。对于透水面积而言:

径流量计算公式为:

$$R_{pII} = \begin{cases} 0 & P \leq s_{dp} + s_{iw} + \frac{f_c}{\lambda} \\ P - s_{dp} - s_{iw} - \frac{f_c}{\lambda} & P > s_{dp} + s_{iw} + \frac{f_c}{\lambda} \end{cases} \quad (4-47)$$

式中:  $R_{pII}$  为径流产生量 ( $\text{mm}$ );  $s_{iw}$  为透水面的土壤初渗损失 ( $\text{mm}$ );  $f_c$  为稳定下渗率 ( $\text{mm/h}$ );  $\lambda$  为平均降雨历时的倒数 ( $\text{h}^{-1}$ ); 其余符号的意义同上。

污染物负荷计算公式为:

$$L_{p\Pi} = \begin{cases} 0 & P \leq s_{dp} \\ \frac{Mb}{N+b} (1 - e^{K(s_{dp} + s_{pw} + \frac{f_c}{\lambda}) - Kv}) & P > s_{dp} \end{cases} \quad (4-48)$$

式中:  $L_{p\Pi}$  为透水区域的污染物产生负荷 ( $\text{kg}/\text{m}^2$ ); 其余符号的意义同上。

## (2) 末端控制

在城市降雨径流的水质控制中, 假定在干燥、湿润的环境下均不存在出流, 因此, 沿途“蓄满出流”是普遍的末端控制策略。为消减径流峰值流量, 降雨“蓄满出流”以受控的出流速率  $\Omega$  下泄累积径流量, 但此水量应与下游排水系统容量兼容。将“蓄流池”参数阐述如下:  $h_a$  为敏感蓄水层厚度 (m);  $S_a$  为下游水库最大蓄量 (mm);  $A_p$  为平均蓄水层的地表面积 ( $\text{m}^2$ );  $\Omega$  为控制水库出流速率的常量 ( $\text{mm}/\text{h}$ )。

### 1) 潮湿环境

#### 情景 1

在此情景下, 假定开始的地表水蓄量为零。降雨量全部耗损于地表的洼地填充。下游的污染浓度与无降水时的浓度相同。

对于  $P \leq S_a$  时的模式, 流域下断面的污染物浓度  $C_{ds} = C_s$  (上断面污染物浓度)。

#### 情景 2

在此情景下, 降雨量不能完全的被地表洼地填充耗损, 能够产生一定量的径流量  $R_r$ , 此时分如下情况进行计算。

##### 分支 1

在此情况下, 径流量  $R_r$  小于或等于可通过蓄流池处理的降水量  $S_a + \Omega \cdot t$ 。蓄流池  $\Omega$  ( $Q_{dp}$ ,  $C_{dp}$ ) 下泄量依据上游流量 ( $Q_s$ ,  $C_s$ ) 进行确定:

$$\Omega = \begin{cases} \Omega & \text{if } Q_r \geq \Omega A \cdot \frac{0.001}{3600} \\ Q_r \cdot \frac{3600}{0.001 A} & \text{if } Q_r < \Omega A \cdot \frac{0.001}{3600} \end{cases} \quad (4-49)$$

本文依据流域的汇流时间  $t_c$  确定  $Q_r$  的值, 具体的判断依据, 如表 4.31 所示。

表 4.31 依据降雨历时的径流参数计算公式

| 降雨历时 $t$     | 相关的径流持续时间 $t_r$ | 径流量 $Q_r$                                                               |
|--------------|-----------------|-------------------------------------------------------------------------|
| $t \leq t_c$ | $2t$            | $\frac{1}{2} \times \frac{t}{t_c} \times \frac{0.001}{3600} \times A_r$ |
| $t > t_c$    | $t + t_c$       | $\frac{t}{t + t_c} \times \frac{0.001}{3600} \times A_r$                |

蓄满出流的下泄量  $Q_{dp}$  ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) 和  $C_{dp}$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) 的计算公式为:

$$\begin{cases} Q_{dp} = \Omega \cdot A \cdot (0.001 / 3600) \\ C_{dp} = C_r \cdot (1 - E_d) \end{cases} \quad (4-50)$$

式中:  $Q_{dp}$  为蓄流池的下泄流量,  $\text{m}^3/\text{s}$ ;  $C_{dp}$  为下泄水量中的污染物浓度,  $\text{kg}/\text{m}^3$ ;  $A$  为径流区域的面积 ( $\text{m}^2$ );  $E_d$  为经过动态处理后污染物的去除效率。

$C_r$  的计算公式为:

$$C_r = L / 0.001 R_r \quad (4-51)$$

结合河道水流混合区的平衡方程, 下游排放点污染物浓度的计算公式为:

$$C_{ds} = \left[ Q_s C_s + \Omega A \frac{0.001}{3600} C_r (1 - E_d) \right] / \left( Q_s + \Omega A \frac{0.001}{3600} \right) \quad (4-52)$$

式中:  $C_{ds}$  为流域下断面的污染物浓度,  $\text{kg}/\text{m}^3$ ;  $Q_s$  为上游断面流量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ); 其余符号的意义同上。

分支2

当径流量  $R_r$  远大于经过“蓄流池”体系能够处理的水量 ( $S_a + \Omega \cdot t$ ), 下游流量由3部分组成: 上游来水, 经过蓄流池处理后的下泄水量, 外溢水量 (未经处理的水量)。此时, 来自降雨径流下泄的污染物负荷 (处理的外溢水量之和)  $L_{dg}$  ( $\text{kg}/\text{s}$ ) 计算公式为:

$$L_{dg} = \left[ \frac{S_a + \Omega t - EI[S_{j,e}]}{R_r} \right] Q_r C_r (1 - E_d) + \left[ 1 - \frac{S_a + \Omega t - EI[S_{j,e}]}{R_r} \right] Q_r C_r \quad (4-53)$$

式中:  $L_{dg}$  为污染物的下泄负荷 ( $\text{kg}/\text{s}$ );  $EI[S_{j,e}]$  为在接下来的第  $j$  场暴雨后水库容量的期望值 ( $\text{mm}$ );  $S_a + \Omega \cdot t$  为处理的径流量 ( $\text{mm}$ );  $[S_a + \Omega \cdot t - EI[S_{j,e}]] / R_r$  为在本次降雨中处理的径流量部分;  $[1 - (S_a + \Omega t - EI[S_{j,e}]) / R_r]$  为本次降雨中溢出的水量。

$EI[S_{j,e}]$  的计算公式为:

$$EI(s_{j,e}) = \begin{cases} s_a - \frac{\Omega(\phi + \lambda)}{\lambda\phi} + \frac{\Omega}{\phi - \lambda} \left( \frac{\phi}{\lambda} e^{-\left(\frac{\lambda}{\phi}\right)s_a} - \frac{\lambda}{\phi} e^{-\left(\frac{\phi}{\Omega}\right)s_a} \right) + \frac{e^{-\zeta s_a}}{\frac{\lambda}{\Omega} + \frac{\zeta}{\phi}} \times \\ \left[ 1 - \frac{1}{\phi - \lambda} \left( \phi e^{-\frac{\lambda}{\Omega}s_a} - \lambda e^{-\frac{\phi}{\Omega}s_a} \right) + \frac{\lambda}{\frac{\phi}{\Omega} + \frac{\zeta}{\phi}} \left( 1 - e^{-\left(\frac{\phi}{\Omega} + \frac{\zeta}{\phi}\right)s_a} \right) \right] & IETD < \frac{s_a}{\Omega} \\ \frac{\phi}{\zeta} \cdot \frac{\lambda}{\frac{\lambda}{\Omega} + \frac{\zeta}{\phi}} \cdot \left( 1 - e^{-\frac{\phi}{\Omega}s_a} \right) e^{-\zeta s_a} & IETD \geq \frac{s_a}{\Omega} \end{cases} \quad (4-54)$$

式中:  $\phi$  为间隔时间密度函数的指数参数 ( $\text{h}^{-1}$ );  $\zeta$  为降雨量密度函数的指数参数 ( $\text{mm}^{-1}$ );  $IETD$  为定义的间隔时间 ( $\text{h}$ )。

对河道水流混合区运用一系列的平衡方程, 下游排放点污染物浓度的计算公式为:

$$C_{ds} = (Q_s \times C_s + L_{dg}) / (Q_s + Q_r) \quad (4-55)$$

式中: 各符号的物理意义同上。

## 2) 干旱环境

干旱环境下,城市径流可能存在2种可能的情形:1.蓄水池没有出流;2.由 $\Omega$ 控制的蓄满出流。

### 情景 1

当有控制出流 $\Omega$ 从蓄流池流出时,下游水量由两部分组成:上游来水量和控制性的出流量 $\Omega$ 。此时下游污染物的浓度表示为:

$$C_{ds} = \left[ Q_s \times C_s + \Omega \times A \times \frac{0.001}{3600} \times C_r \times (1 - E_d) \right] / \left( Q_s + \Omega \times A \times \frac{0.001}{3600} \right) \quad (4-56)$$

式中:各符号的物理意义同上。

### 情景 2

当蓄流池没有出流时,  $C_{ds} = C_s$ 。

## 3.2.3 结果分析

本文给出了计算研究区城市径流污染物浓度的典型方法,但考虑到研究区的暴雨多集中 6~9 月,并且暴雨径流多直接汇入市区的景观河道,难以进入流域的干流参与水量的汇总。为此,选择 2007 年汛期的几场大暴雨,按照降雨的过程及下垫面的条件进行径流污染物的入河量计算。当前城市中雨水与下水管道的错接率达到 70%,因此,在汛期大量的城镇生活污水会直接排放入河,造成水体中有机污染物的含量突增。

2007 年,永定河流域高强度的降雨较少,以中小降水过程为主。除部分山区河道发生中小洪水外,平原河道基本干涸。8 月 4 日,东洋河柴沟堡水文站出现  $139\text{m}^3/\text{s}$  的洪峰流量,8 月 3 日清水河张家口水文站出现  $65.7\text{m}^3/\text{s}$  的洪峰流量,桑干河流域未发生大洪水。为此,本文针对这两场暴雨的降雨径流形成过程展开研究,进行城市径流污染物排放量的计算。

计算过程中,利用 ArcGIS 软件对张家口市、大同市、朔州市不同的土地利用类型进行分类统计。针对研究区城镇的土地利用类型面积,将市区分为不透水区(居民区、工业区、交通繁华区)和透水区(绿化带)进行降雨径流的计算。本文对计算结果,采用 SCS 径流曲线数法进行检验。研究区城市径流污染物的排放情况,如表 4.32 所示。

表 4.32 永定河流域城市径流污染物排放情况

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 污染物量 (t) |                    |       |      | 径流量    |
|---------------|------|-----|----------|--------------------|-------|------|--------|
|               | 省/市  | 市/区 | COD      | NH <sub>3</sub> -N | 总氮    | 总磷   | (万 t)  |
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 500591   | 12521              | 5649  | 227  | 88644  |
|               |      | 朔州市 | 1146735  | 28683              | 12940 | 519  | 203061 |
|               |      | 忻州市 | 0        | 0                  | 0     | 0    | 0      |
|               | 合计   |     | 1647327  | 41205              | 18589 | 746  | 291705 |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 1107404  | 27700              | 12897 | 502  | 213777 |
|               | 山西   | 大同市 | 151174   | 3781               | 1778  | 65   | 28753  |
|               | 合计   |     | 1258578  | 31481              | 14674 | 567  | 242531 |
| 永定河流域合计       |      |     | 2905905  | 72686              | 33263 | 1313 | 534236 |

由表中的数据可知，本文计算的城市径流污染物浓度的计算结果与典型生活污水的浓度相近，但却高于污水处理厂的二级处理排放标准，因此，在条件允许的情况下，加大对城市地面的污染物处理力度，增加绿地面积，是减轻城市径流污染的有效措施。

3.2.4 结语

本文在考虑到降雨径流对城市污染物排放浓度影响的基础上，对不同下垫面条件下的径流产生量进行计算，结合不同土地利用类型下的污染物产生负荷，对永定河流域的城市径流污染物排放情况进行研究。计算结果与以往学者的研究成果相近，证实了研究方法的可行性。结合计算过程中出现的不确定因素，给出方法的改进完善建议：

（1）城市下垫面条件、晴天污染物的累积数量、污染物的可冲刷性是影响城市径流污染的主要因素。为提高城市径流污染物浓度的计算精度，应充分考虑城市下垫面条件、植被覆盖度、人为干扰对地表径流造成的影响，并进一步细化影响因素。

（2）影响城市径流的随机性因素较多，应加强高精度、可适性的基础资料量化研究，构建动态的城市径流污染物负荷模拟模型。合理确定降雨污染物初始浓度、降雨特性对城市径流污染的影响程度，选择合适的控制路面及透水面的初期弃流量，减小因人为计算不确定造成的误差。

3.3 畜禽养殖

永定河流域的畜禽养殖主要包括散养和规模化畜禽养殖 2 种。鉴于散养数据的难以获取、粪便处理的低效性，本文采用基于猪当量的畜禽养殖污染物产生源强系数法进行估算。对畜禽废渣以回收等方式进行处理的污染源，按产生量的 12%计算污染物流失量。猪当量源强系数以及人均猪当量折算系数，如表 4.33 所示。

表 4.33 永定河流域散养畜禽污染物产生源强系数表

| 省区 | 猪当量污染源强系数 g/(头.d) |    |     |      | 人均猪当量折算系数 |
|----|-------------------|----|-----|------|-----------|
|    | COD               | 氨氮 | 总磷  | 总氮   |           |
| 河北 | 50                | 10 | 8.5 | 22.7 | 0.74      |
| 山西 | 50                | 10 | 8.5 | 22.7 | 0.6       |

本文以永定河流域农村人口为基础，按照《河北省农村统计年鉴 2008》、《山西省农村经济年鉴 2008》中区县畜禽养殖规模及单位牲畜的产污量数据为基础，核算永定河流域散养牲畜污染物产生量，如表 4.34 所示。

表 4.34 永定河流域散养牲畜污染物产生量（单位：t）

| 水资源分区             | 行政分区 |     | COD   | 氨氮    | 总磷    | 总氮    |
|-------------------|------|-----|-------|-------|-------|-------|
| 永定河册田<br>水库以上     | 山西   | 大同市 | 9699  | 1940  | 1649  | 4404  |
|                   |      | 朔州市 | 9391  | 1878  | 1597  | 4264  |
|                   |      | 忻州市 | 1037  | 207   | 176   | 471   |
|                   | 合计   |     | 20128 | 4026  | 3422  | 9138  |
| 永定河册田水库至<br>三家店区间 | 河北   | 张家口 | 36558 | 7312  | 6215  | 16597 |
|                   | 山西   | 大同市 | 5561  | 1112  | 945   | 2525  |
|                   | 合计   |     | 42119 | 8424  | 7160  | 19122 |
| 永定河流域合计           |      |     | 62247 | 12449 | 10582 | 28260 |

表中数据表明,流域散养牲畜的总磷产生量偏高,与总氮产生量的比值为 1: 2.67。散养牲畜的污染物多以粪便的形式存在,受食物来源的影响,初始含磷量偏高。农村污染集约化处理设施建设滞后,高含氮磷的污染物在雨水的淋滤下,污染水体,降低了水体质量。

参考国家环保局《全国规模化畜禽养殖业污染情况调查及防治对策》中的相关规定,在对永定河流域分区、县进行规模化以上畜禽养殖企业进行调研的基础上,给出规模化畜禽养殖的污染物排放情况。当前对于规模化畜禽养殖污染物的产生量,一般采用畜禽数量、生长周期、粪尿排泄系数的乘积进行计算。本文依据农村统计年鉴中各市畜牧养殖小区年末畜禽的存栏及出栏量,按照相关指标进行永定河流域规模化畜禽养殖污染物产生情况计算。如表 4.35 所示。

表 4.35 永定河流域规模化畜禽养殖污染物

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 粪<br>(t) | 尿<br>(t) | COD<br>(t) | 氨氮<br>(t) | 总磷<br>(t) | 总氮<br>(t) |
|---------------|------|-----|----------|----------|------------|-----------|-----------|-----------|
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 271869   | 225930   | 14165      | 1212      | 924       | 2619      |
|               |      | 朔州市 | 281654   | 201809   | 14282      | 1220      | 932       | 2640      |
|               |      | 忻州市 | 5438     | 78398    | 919        | 148       | 56        | 341       |
|               | 合计   |     | 558961   | 506137   | 29367      | 2580      | 1912      | 5601      |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 146777   | 78398    | 7790       | 677       | 631       | 1413      |
|               | 山西   | 大同市 | 297271   | 247037   | 15489      | 1326      | 1010      | 2863      |
|               | 合计   |     | 444048   | 325435   | 23279      | 2003      | 1642      | 4276      |
| 永定河流域合计       |      |     | 1003010  | 831571   | 52645      | 4583      | 3554      | 9876      |

永定河流域规模化畜禽养殖过程中产生的 COD、氨氮、总磷、总氮分别为 52645、4583、3554、9876t,较散养畜禽产生的污染物偏小,分别约占散养畜禽污染物产生量的 85%、37%、34%、35%。规模化畜禽养殖的污染物产生量偏低,与调查过程中企业统计数目、养殖种类、养殖数量不全相关。同时,大型规模化养殖厂的粪便也具有一定数量的回收再利用,减少了直接排放的可能性。

对于散养畜禽生长过程因基本用水需求产生的废水,大多难以统计,并且多数耗损于蒸发或下渗,难以进入河道。因此,本文暂不核算散养牲畜的废水排放量。集约化畜禽养殖除个别直接排入河道外,其余均具有回收处理设施,具有点源排放的特征,但研究中考虑到规模畜禽养殖的污废水处理系统的特殊性,同时排放量也少于散养牲畜,因此并未按照点源污染物的入河规律进行相关的研究。

永定河流域分散、规模化的畜禽养殖厂具有不同的粪便处理方法,处理后的污染物入河方式和入河规律也不相同。本文结合典型区养殖场污染物排放状况的调查成果,并以前人对永定河册田水库以上畜禽养殖污染物入河特点的研究成果为基础<sup>[199]</sup>,在综合取舍的基础上,将流域畜禽养殖的污染物入河系数取为 0.24。永定河流域不同分区的畜禽养殖污染物入河量,如表 4.36 所示。

表 4.36 永定河流域畜禽养殖污染物入河量

| 水资源分区         | 行政分区 |     | COD   | 氨氮   | 总磷   | 总氮   |
|---------------|------|-----|-------|------|------|------|
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 5727  | 756  | 618  | 1686 |
|               |      | 朔州市 | 5682  | 744  | 607  | 1657 |
|               |      | 忻州市 | 469   | 85   | 56   | 195  |
|               | 合计   |     | 11879 | 1585 | 1280 | 3537 |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 10644 | 1917 | 1643 | 4322 |
|               | 山西   | 大同市 | 5052  | 585  | 469  | 1293 |
|               | 合计   |     | 15696 | 2502 | 2112 | 5616 |
| 永定河流域合计       |      |     | 27574 | 4088 | 3393 | 9153 |

3.4 点源污染物入河

当前流域城镇的污水处理厂建设规模较小。因此，城镇生活、工业的污水除一部分进入污水处理厂进行集中处理、达标排放外，其余的则直接排入河道。本文结合区域污水处理厂的建设和运行情况，在污水达标排放标准的限定下，进行污染物的处理和直排情况下的入河量计算。

3.4.1 工程概况

依据《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB 18918—2002）中的规定，结合城镇污水处理厂排水功能区的水质保护目标，当前控制项目的常规污染物标准值分为一级标准、二级标准、三级标准 3 个档次。污水处理厂常规控制项目最高允许排放浓度（日均值），如表 4.37 所示。

表 4.37 污水处理厂基本污染物排放浓度

| 基本污染物                    | 一级标准 |       | 二级标准   | 三级标准               |
|--------------------------|------|-------|--------|--------------------|
|                          | A 标准 | B 标准  |        |                    |
| COD                      | 50   | 60    | 100    | 120 <sup>[1]</sup> |
| BOD <sub>5</sub>         | 10   | 20    | 30     | 60 <sup>[1]</sup>  |
| SS                       | 10   | 20    | 30     | 50                 |
| 总氮（以 N 计）                | 15   | 20    |        |                    |
| 氨氮（以 N 计） <sup>[2]</sup> | 5(8) | 8(15) | 15(30) |                    |
| 总磷-2005 年 12 月 31 日前建设的  | 1    | 1.5   | 3      | 5                  |
| 总磷-2006 年 1 月 1 日起建设的    | 0.5  | 1     | 3      | 5                  |

注：1）[1]下列情况下按去除率指标执行：当进水 COD 大于 350mg/L 时，去除率应大于 60%；BOD 大于 160mg/L 时，去除率应大于 50%。

2）[2]括号外数值为水温>12℃ 时的控制指标，括号内数值为水温≤12℃ 时的控制指标。

3）一级标准的 A 标准是城镇污水处理厂出水作为回用水的基本要求。当污水处理厂出水引入稀释能力较小的河湖作为城镇景观用水和一般回用水等用途时，执行一级标准的 A 标准。

4）城镇污水处理厂出水排入 GB3838 地表水Ⅲ类功能区水域（划定的饮用水水源保护区和游泳区除外）、GB3097 海水二类功能区水域和湖、库等封闭或半封闭水域时，执行一级标准的 B 标准。

结合“张家口市环境保护局关于城镇污水处理厂及垃圾填埋场等重点行业专项整治工作阶段性报告”<sup>[200]</sup>中的相关内容：截至 2008 年 9 月，张家口市已建成并投入运行的城镇污水处理厂有 4 家，分别是市区主城区污水处理厂、崇礼县龙泽排水有限公司、怀来县京西洁源污水处理厂、宣化区羊坊污水处理厂。4 家污水处理厂的具体指标，如表

4.38 所示。

表 4.38 张家口市建成并运行的污水处理厂指标

| 名称           | 处理工艺       | 日处理能力/万 t | 处理排放标准 | 工程投资/万元 |
|--------------|------------|-----------|--------|---------|
| 主城区污水处理厂     | A/A/O 生物处理 | 6.5       | 二级     | 17000   |
| 崇礼县龙泽排水有限公司  | CASS       | 0.43      | 二级     | 3350    |
| 怀来县京西洁源污水处理厂 | 奥贝尔氧化沟     | 1.6       | 二级     |         |
| 羊坊污水处理厂      | A/A/O      | 10.61     | 二级     | 7987    |

注:本文仅对 2007 年前建成并运行状况的污水处理厂进行研究。

参考《全国投运城镇污水处理设施清单》<sup>[201]</sup>中山西省已建成并投入运行的污水处理厂名录,对研究区的大同市、朔州市、忻州市的污水处理厂在进行区域划分的基础上,给出 2007 年的污水处理厂的具体指标,如表 4.39 所示。

表 4.39 永定河流域山西省建成并运行的污水处理厂指标

| 名称                     | 处理工艺     | 日处理能力/万 t | 排放标准 | 工程投资/万元 |
|------------------------|----------|-----------|------|---------|
| 大同市东郊污水处理厂             | 氧化沟      | 4.57      | 一级 B |         |
| 大同市西郊污水处理厂             | 奥贝尔氧化沟   | 2.89      | 一级 B | 8418    |
| 大同市开发区污水处理有限责任公司       | 厌氧生物处理   | 0.41      | 一级 B | 6200    |
| 大同煤污水处理厂               | 氧化沟      | 2.04      | 二级   |         |
| 左云县污水处理厂               | 两段好氧生物处理 | 0.28      | 二级   |         |
| 大秦铁路股份有限公司大同西供电段污水厂处理站 | AAO      | 0.18      | 二级   |         |
| 朔州市污水处理厂               | CAST     | 1.47      | 二级   | 7297    |
| 应县县城污水处理厂              | AAO      | 1.12      | 二级   |         |
| 怀仁县污水处理厂               | 奥贝尔氧化沟   | 1.76      | 二级   |         |
| 平鲁区污水处理厂               | 奥贝尔氧化沟   | 0.86      | 一级 A |         |
| 山阴县污水处理厂               | 三沟式氧化沟   | 0.8       | 二级   |         |

注:本文仅对 2007 年前建成并运行状况的污水处理厂进行研究。

3.4.2 处理入河

本文的研究区主要包括河北省张家口市、山西省大同市、朔州市,结合 2007 年底前建成并运行的污水处理厂的基本情况,给出计算单元污水处理厂的处理率。结合不同入河方式的污染物入河系数的差异性,进行点源污染物入河量的测算。对于直排入河的污废水,虽水体中的污染物的浓度较高,但因具有的固定的排放管道,因此,入河系数相对较高。在综合取舍的基础上,本文取工业废水入河系数与城镇生活污水入河系数的均值 0.88 作为点源污染物的入河系数。结合平鲁区污水处理厂的出水标准知,该区具有一定的中水回用量,但由于该污水处理厂的处理能力较低,因此,从流域的层面考虑,暂不将回用的中水单独进行污染物浓度的计算。流域点源污染物处理及入河量,如表 4.40~4.41 所示。

表 4.40 流域点源污染物的处理情况

| 水资源分区                 | 行政分区 |     | 废水处理量    | 废水未处理量   | 排水中污染物含量 (t) |                    | 未处理的污染量 (t) |                    |
|-----------------------|------|-----|----------|----------|--------------|--------------------|-------------|--------------------|
|                       | 省区   | 市区  | (万 m³/a) | (万 m³/a) | COD          | NH <sub>3</sub> -N | COD         | NH <sub>3</sub> -N |
| 永定河册田<br>水库以上         | 山西   | 大同  | 3785     | 5449     | 2636         | 367                | 14503       | 1634               |
|                       |      | 朔州  | 2194     | 908      | 2036         | 298                | 3675        | 178                |
|                       |      | 忻州  | 0        | 348      | 0            | 0                  | 65          | 10                 |
|                       | 合计   |     | 5979     | 6391     | 4673         | 664                | 19220       | 1751               |
| 永定河册田<br>水库至三家<br>店区间 | 河北   | 张家口 | 6986     | 914      | 6986         | 1048               | 2219        | 329                |
|                       | 山西   | 大同  | 0        | 284      | 0            | 0                  | 195         | 31                 |
|                       | 合计   |     | 6986     | 1198     | 6986         | 1048               | 2835        | 421                |
| 永定河流域合计               |      |     | 12965    | 7589     | 11659        | 1712               | 20887       | 2313               |

永定河册田水库以上区域的污染物处理后的入河量低于直排入河量，反映出该区具有较大的污染物产生量和较低的城镇污水处理水平（48.3%）。永定河册田水库至三家店区间的张家口市的污水处理率达 88.4%，高于册田水库以上山西省的污水处理率 30 个百分点，并且自《北京市与周边地区水资源环境治理合作资金管理办法》实施以来，张家口市就加大对截污减排工作的扶持力度，严格控制入河污染物的排放总量和浓度。从研究区的整体层面看，污染物的处理入河量低于直排入河量，但随着区域中水回用意识的增强，达标排放的废水量却少于直接排放的废水量。

表 4.41 流域点源污染物的入河情况

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 处理后排放入河（万 t、t、t） |       |                    | 直排入河（万 t、t、t） |       |                    |
|---------------|------|-----|------------------|-------|--------------------|---------------|-------|--------------------|
|               | 省区   | 市区  | 废水               | COD   | NH <sub>3</sub> -N | 废水            | COD   | NH <sub>3</sub> -N |
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同  | 3331             | 2320  | 323                | 4795          | 12763 | 1438               |
|               |      | 朔州  | 1930             | 1792  | 262                | 799           | 3234  | 157                |
|               |      | 忻州  | 0                | 0     | 0                  | 30            | 57    | 9                  |
|               | 合计   |     | 5261             | 4112  | 585                | 5624          | 16053 | 1604               |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 6148             | 6148  | 922                | 805           | 1953  | 290                |
|               | 山西   | 大同  | 0                | 0     | 0                  | 250           | 171   | 27                 |
|               | 合计   |     | 6148             | 6148  | 922                | 1054          | 2124  | 317                |
| 永定河流域合计       |      |     | 11409            | 10260 | 1507               | 6678          | 18178 | 1921               |

3.5 面源污染物入河

本文在进行污染物源头产生量核算的基础上，借助污染物产生过程中的附加排水量，进行不同类型的污染物入河浓度计算。天然的水土流失（矿物质迁移）过程中伴随着一定的污染物进入水体，形成了水体的本底污染。本节仅对人为因素造成的面源污染物的入河浓度进行计算。对于官厅水库的水质状况而言，点源污染对水质的贡献率约为 60%~70%，面源污染占 30%~40%，除此之外，水库淤泥的内源污染约占 10%。已有的研究表明，农业面源污染物主要以氮、磷为主，畜禽养殖主要以 COD、氨氮作为主要控制因子<sup>[202]</sup>。

3.5.1 农业面源

农田废水主要与降雨径流、灌溉退水相关。研究区农田面积中灌溉区的面积约占

60%，因此，在天然降雨径流量不足的情况下，耕地土壤的含水量长期难以达到田间持水量的要求，农田灌溉退水的可能性很小。农田径流废水源强系数已经将农田管理、降雨特征、土壤性质考虑进去，是综合反映农业生产过程中排水特性的指标量。

农田源强系数通常指一年内单位耕地面积所产生的平均流量，以 kg/亩.年为单位。参考《全国地表水环境容量核定工作常见问题辨析》，农田径流与农田面积、作物分布、水域状况相关，通常以区（县）面源统一调查得到的数据为基础。各地根据污染源类型、水域功能区划的情况，合理进行分摊。本文依据《全国水资源公报 2007》，针对永定河流域计算单元的具体情况，给出基于地表水水资源量的农田径流源强系数。按照地表水环境容量核算的有关办法，结合永定河流域农业生产、降水的特点，利用经验公式进行计算后的流域分区具体结果，如表 4.42 所示。

农业面源污染绝大多数与降雨径流相关，考虑到污染物面广、量大、难以量化的特点，本文针对相同水资源分区所在地区气象、下垫面条件的相似性，借助代表性河段点源污染入河系数确定非点源的污染物入河量比例，进而根据目标河段点源的入河总量近似估算出非点源的入河总量与入河系数。2007 年永定河流域农业非点源污染物入河量小、封闭性强，将污染物的入河系数取为 0.03<sup>[203]</sup>；以农田排水量为基础，进行不同计算单元的农业面源污染物排放浓度的计算（以总氮、总磷为代表）。

表 4.42 永定河官厅水库以上流域农业生产废水排放情况

| 水资源分区             | 行政分区 |     | 源强系数<br>(kg/亩.a) | 耕地面积<br>(万 hm <sup>2</sup> ) | 废水排放量<br>(万 m <sup>3</sup> /a) |
|-------------------|------|-----|------------------|------------------------------|--------------------------------|
| 永定河册田水库以上         | 山西   | 大同市 | 14               | 10.25                        | 2.15                           |
|                   |      | 朔州市 | 14               | 20.58                        | 4.32                           |
|                   |      | 忻州市 | 23               | 0.27                         | 0.09                           |
|                   | 合计   |     |                  | 31.09                        | 6.57                           |
| 永定河册田水库至三家店<br>区间 | 河北   | 张家口 | 7                | 26.40                        | 2.77                           |
|                   | 山西   | 大同市 | 15               | 11.21                        | 2.52                           |
|                   | 合计   |     |                  | 37.61                        | 5.29                           |
| 永定河流域合计           |      |     |                  | 68.70                        | 11.86                          |

农田径流系数是确定农田面源污染物浓度的关键。鲁春霞等<sup>[204]</sup>在对青藏高原降雨径流关系进行研究的基础上，将草地和农田的径流系数取为 0.5；李森等<sup>[205]</sup>对黄土沟壑区不同植被下的土地径流系数进行研究，得出农田径流系数的最高值为 36.33%。本文结合永定河流域的降雨特征、土壤水分的下渗规律、土壤的含水量变化，在分析区域排水量中农业面源污染物所占比例的基础上，将研究区的农田径流系数取为 0.4。结合流域流域各计算单元的年降水量，在考虑农田排水的基础上，给出流域的农田面源污染物入河浓度，如表 4.43 所示。

表 4.43 永定河流域农业面源污染物入河浓度

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 径流总量<br>(万 m <sup>3</sup> ) | 入河总量<br>(总氮/总磷,t) | 总氮入河浓度<br>(mg/L) | 总磷入河浓度<br>(mg/L) |
|---------------|------|-----|-----------------------------|-------------------|------------------|------------------|
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 15645                       | 369/34            | 2.36             | 0.22             |
|               |      | 朔州市 | 13153                       | 1009/93           | 7.67             | 0.70             |
|               |      | 忻州市 | 4841                        | 20/2              | 0.41             | 0.04             |
|               | 合计   |     | 33633                       | 1398/128          | 4.16             | 0.38             |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 96282                       | 231/24            | 0.24             | 0.02             |
|               | 山西   | 大同市 | 8674                        | 345/30            | 3.98             | 0.35             |
|               | 合计   |     | 104956                      | 576/54            | 0.55             | 0.05             |
| 永定河流域合计       |      |     | 138595                      | 1973/182          | 1.43             | 0.13             |

永定河册田水库以上朔州市的总氮、总磷的入河浓度较高。从农业的种植结构看,可能与该计算单元的土地贫瘠,农业种植结构单一,地面植被覆盖率低相关;同时朔州市相对于其他地区而言,年降水量较少,在汛期面源污染物集中入河时期,形成较高的污染物入河浓度。永定河册田水库至三家店区间的张家口市的污染物入河浓度最低,反映出该市在调整农业种植结构,减少农业面源污染上所做的努力,同时也反映出生态建设在城市发展中的重要性。

### 3.5.2 农村生活

本文针对农村生活污水与污染物的产生特性、排放方式不同,选取不同的入河系数进行入河量、相关浓度的计算。在参考流域已有研究成果的基础上,结合对永定河流域典型农村生活污染物排放的调查资料,将永定河流域农村污水的入河系数取为 0.25,污染物入河系数取为 0.08。永定河流域农村生活污染物的入河浓度,如表 4.44 所示。

表 4.44 永定河流域农村污染物入河浓度

| 水资源分区             | 行政分区 |     | 污水水<br>(万 t) | COD<br>(mg/L) | 总磷<br>(mg/L) | 总氮<br>(mg/L) | 氨氮<br>(mg/L) |
|-------------------|------|-----|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|
| 永定河册田水库<br>以上     | 山西   | 大同市 | 15302        | 2.77          | 0.07         | 0.85         | 0.68         |
|                   |      | 朔州市 | 15588        | 2.63          | 0.07         | 0.80         | 0.64         |
|                   |      | 忻州市 | 2805         | 1.62          | 0.04         | 0.49         | 0.39         |
|                   | 合计   |     | 33695        | 2.61          | 0.07         | 0.80         | 0.64         |
| 永定河册田水库<br>至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 10521        | 12.32         | 0.33         | 3.76         | 3.01         |
|                   | 山西   | 大同市 | 8483         | 2.87          | 0.08         | 0.87         | 0.70         |
|                   | 合计   |     | 19004        | 8.10          | 0.22         | 2.47         | 1.98         |
| 永定河流域合计           |      |     | 52699        | 4.59          | 0.12         | 1.40         | 1.12         |

永定河流域上游计算单元生活污染物的入河浓度相对较低,整体上除总氮含量略有超标外,其余污染物的含量均在Ⅲ类水质的范围内。流域张家口市的污染物入河量及浓度相对较高,反映出该市的农村人口较多,并且污染物的总体处理水平较低的状况。流域各计算单元中,COD 的含量均在Ⅰ类水标准的范围内;总磷的含量除永定河至册田水库区间张家口市在Ⅱ类水的标准内,其余计算单元属于Ⅰ类水的范围;总氮、氨氮的入河浓度表明,张家口农村生活的氮元素污染物排放严重超标,已达到劣Ⅴ水对应的标

准，其余计算单元的氮排放浓度处于Ⅲ类水的标准。从总体而言，永定河册田水库至三家店区间的农村生活污染物的排放量较大，对应的水体污染物浓度较高，是影响官厅水库入库水质的主要污染源。

3.5.3 城市径流

当前，永定河流域的城市化进程日益加快，由此导致的市区不透水面积增加，降雨径流的冲刷能力增强。流域的城市径流污染物产生量远大于畜禽养殖、农业面源污染物的产生量，是流域截污减排的重要控制源。城市径流污染物入河系数是径流沿途损失的表征量。本文借助径流入河比例确定 COD、NH<sub>3</sub>-N、TP、TN 的入河系数，取为 0.17。在对城市不同土地利用类型下的降雨径流量进行汇总的基础上，给出城市径流污染物的入河浓度情况，如表 4.45 所示。

表 4.45 永定河流域城市径流污染物入河浓度

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 污染物入河浓度（mg/L） |                    |      |      |
|---------------|------|-----|---------------|--------------------|------|------|
|               | 省/市  | 市/区 | COD           | NH <sub>3</sub> -N | 总氮   | 总磷   |
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 96.00         | 2.40               | 1.08 | 0.04 |
|               |      | 朔州市 | 96.00         | 2.40               | 1.08 | 0.04 |
|               |      | 忻州市 | 0             | 0                  | 0    | 0    |
|               | 合计   |     | 96.00         | 2.40               | 1.08 | 0.04 |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 88.06         | 2.20               | 1.03 | 0.04 |
|               | 山西   | 大同市 | 89.38         | 2.24               | 1.05 | 0.04 |
|               | 合计   |     | 88.22         | 2.21               | 1.03 | 0.04 |
| 永定河流域合计       |      |     | 92.47         | 2.31               | 1.06 | 0.04 |

永定河流域城市径流的污染物入河浓度计算结果表明，流域水体的 COD 浓度严重超标，反映出区域污染以有机污染为主。氨氮也有一定程度的超标，总磷浓度较低，可能与区域的发展格局及不同土地利用类型的布局有关。

4.水质状况

永定河流域水量不足已严重影响到流域水体污染物浓度的降解和自净作用的发挥。本文在对流域用水、排水现状进行研究的基础上，结合流域排污口的排列方式，进行功能区控制断面水质状况的判定。污染物的治理作为保护流域水生态的关键举措，应该由流域整体共同承担治理成本投入，这也是进行生态补偿的重要落脚点。本节的计算为合理确定人为状态下的生态补偿投入提供依据。

4.1 判定依据

结合《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)中的污染物浓度判定标准进行水质类别的确定。本文以 COD、氨氮、总磷、总氮作为污染物判定因子进行水质类别的判定。流域水体水质类别的判定依据，如表 4.46 所示。

表 4.46 流域水质类别判定依据 (mg/L)

| 污染物种类                   | I 类          | II 类         | III 类       | IV 类       | V 类        |
|-------------------------|--------------|--------------|-------------|------------|------------|
| 化学需氧量 (COD)             | 15           | 15           | 20          | 30         | 40         |
| 氨氮 (NH <sub>3</sub> -N) | 0.15         | 0.5          | 1           | 1.5        | 2          |
| 总磷 (以 P 计)              | 0.02/湖库 0.01 | 0.1/湖库 0.025 | 0.2/湖库 0.05 | 0.3/湖库 0.1 | 0.4/湖库 0.2 |
| 总氮(湖库, 以 N 计)           | 0.2          | 0.5          | 1           | 1.5        | 2          |

## 4.2 评价方法

流域水质评价标准应与水功能区保护目标相一致。对于存在差异的某些断面,可通过调整污染物的入河参数、计算单元相关物理量改变水质的保护目标值。计算单元排污总量、水功能区水质保护目标、水资源供需平衡经过多次信息反馈,才能用于确定断面最终的水质状况。

本文结合流域水资源网络节点图,针对水功能区水质保护目标、水资源分区水质现状、计算单元分区需水数据,利用单因子法、模糊综合评价法判定出境断面的水质类型。评价中可结合研究区水体污染实际,增加一些其他项作为控制指标,如重金属。

### 4.2.1 单因子评价法

将地表水污染物浓度实测值与《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)中不同水质标准的污染物浓度进行比较,利用最差项目赋全权的方法,通过大小比较得到水体水质类别。如某水体化学需氧量(COD)浓度为10mg/L,根据水质标准判定原则(若同一污染物浓度对应于不同的水质级别时,采取就高不就低原则,即某一污染物的浓度对应于水质级别的 I 与 II 类时,应该将其定为 I 类水),应该为 I 类水。

### 4.2.2 模糊聚类法

模糊聚类法是借助模糊数学对综合评价问题提供一些方法,即模糊聚类法以模糊数学为基础,应用模糊关系原理,将一些边界不清、不易定量的因素定量化,从多因素角度对被评价事物隶属等级状况进行综合性评价的一种方法。本次计算中,将水质环境看成一个模糊子集,利用隶属度描述水质分级界限,经模糊矩阵复合运算,得出综合评价结果。

模糊聚类法既考虑了水质级别界限的模糊性,又兼顾了各项水质参数在污染中的作用差异,分别给予不同的权重,使各评价指标在描述水体污染程度时清晰化、定量化反映监测断面的综合水质状况,并最终确定水质质量级别。具体实现过程为:

#### a. 建立因素集 $U$

对于河流:  $U=\{u_1、u_2\}=\{\text{COD}、\text{NH}_3\text{-N}\}$ ; 对于湖库:  $U=\{u_1、u_2、u_3、u_4\}=\{\text{COD}、\text{NH}_3\text{-N}、\text{TP}、\text{TN}\}$ 。

#### b. 建立评语集 $V$

对于河流:  $V=\{\text{I}、\text{II}、\text{III}、\text{IV}、\text{V}\}$ ; 对于湖库:  $V=\{\text{I}、\text{II}、\text{III}、\text{IV}、\text{V}\}$ 。

c.建立模糊关系矩阵R

对于河流:

$$R=[r_{ij}]=\begin{bmatrix}r_{11}&r_{12}&r_{13}&r_{14}&r_{15}\\r_{21}&r_{22}&r_{23}&r_{24}&r_{25}\end{bmatrix}$$

对于湖库:

$$R=[r_{ij}]=\begin{bmatrix}r_{11}&r_{12}&r_{13}&r_{14}&r_{15}\\r_{21}&r_{22}&r_{23}&r_{24}&r_{25}\\r_{31}&r_{32}&r_{33}&r_{34}&r_{35}\\r_{41}&r_{42}&r_{43}&r_{44}&r_{45}\end{bmatrix}$$

d.求隶属度r<sub>ij</sub>的计算

采用下列公式进行水质隶属度的计算。其中I类水质隶属度计算采用公式4-57，II～IV类水质隶属度计算采用公式4-58，V类水质隶属度计算采用公式4-59。

$$r_{ij}=\begin{cases}1 & x_i \leq e_1 \\ \frac{e_2-x_i}{e_2-e_1} & e_1 < x_i < e_2 \quad (4-57) \\ 0 & x_i \geq e_2\end{cases} \quad r_{ij}=\begin{cases}0 & x_i \leq e_{j-1}, x_i \geq e_{j+1} \\ \frac{x_i-e_{j-1}}{e_j-e_{j-1}} & e_{j-1} < x_i < e_j \quad (4-58) \\ \frac{e_{j+1}-x_i}{e_{j+1}-e_j} & e_j < x_i < e_{j+1}\end{cases} \quad r_{ij}=\begin{cases}0 & x_i \leq e_{j-1} \\ \frac{x_i-e_{j-1}}{e_j-e_{j-1}} & e_{j-1} < x_i < e_j \quad (4-59) \\ 1 & x_i \geq e_j\end{cases}$$

公式中e<sub>j</sub>的确定以表4.47~4.48中的数据为基准进行判定。

表 4.47 河流水质类别判定基准表 (mg/L)

| 污染因子                    | e <sub>1</sub> | e <sub>2</sub> | e <sub>3</sub> | e <sub>4</sub> | e <sub>5</sub> | S    |
|-------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|------|
| 化学需氧量 (COD)             | 15             | 15             | 20             | 30             | 40             | 24   |
| 氨氮 (NH <sub>3</sub> -N) | 0.15           | 0.5            | 1              | 1.5            | 2              | 1.03 |
| 总磷 (TP,以 P 计)           | 0.02           | 0.1            | 0.2            | 0.3            | 0.4            | 0.2  |
| 总氮 (TN,以 N 计)           | 0.2            | 0.5            | 1              | 1.5            | 2              | 1    |

表 4.48 湖库水质类别判定基准表 (mg/L)

| 污染因子                    | e <sub>1</sub> | e <sub>2</sub> | e <sub>3</sub> | e <sub>4</sub> | e <sub>5</sub> | S    |
|-------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|------|
| 化学需氧量 (COD)             | 15             | 15             | 20             | 30             | 40             | 24   |
| 氨氮 (NH <sub>3</sub> -N) | 0.15           | 0.5            | 1              | 1.5            | 2              | 1.03 |
| 总磷 (TP,以 P 计)           | 0.01           | 0.03           | 0.05           | 0.1            | 0.2            | 0.08 |
| 总氮 (TN,以 N 计)           | 0.2            | 0.5            | 1              | 1.5            | 2              | 1.04 |

e.系数a<sub>i</sub>的确定

a<sub>i</sub>表示单因素x<sub>i</sub>在所有因素中所起作用大小的量度，可以视为第i种污染因子在水体质量诸因子的权重系数。计算公式为：

$$a_i = (\frac{x_i}{s_i}) / \sum_{i=1}^n (\frac{x_i}{s_i}) \quad (4-60)$$

式中，各符号的取值为：对于河流 $i$ 取1、2，湖库 $i$ 取1、2、3、4， $s$ 表示各类水质评价标准的平均值（具体数值见表4.47、表4.48所示）。

### f. 模糊评价结果 $B$ 的计算

按照不同的模型进行 $B$ 的计算，具体形式为：

模型 1：

$$M_1(\cap, U) \quad b_j = \bigcap_{i=1}^m (a_i \wedge r_{ij}) = \text{Max} \{ \min(a_1, r_{1j}), \min(a_2, r_{2j}), \dots, \min(a_m, r_{mj}) \}$$

$M_1(\cap, U)$ 模型是按小中取大的原则进行判别。

$$\text{模型 2: } M_2(\bullet, U) \quad b_j = \bigcup_{i=1}^m (a_i \cdot r_{ij}) = \text{Max} \{ a_1 \cdot r_{1j}, a_2 \cdot r_{2j}, \dots, a_m \cdot r_{mj} \}$$

$M_1(\cap, U)$ 和 $M_2(\bullet, U)$ 模型都是突出主因素型，在所有因素对第 $j$ 级环境标准的隶属度中取其大者。

$$\text{模型 3: } M_3(\bullet, \oplus) \quad b_j = \sum_{i=1}^m a_i \cdot r_{ij} = \text{Min} \left\{ 1, \sum_{i=1}^m a_i r_{ij} \right\}$$

$M_3(\bullet, \oplus)$ 模型是加权模型，隶属度的最高值为1。

注意：对模型3计算得到的结果需进行归一化处理。

### g. 综合水质类别判定

用上述3种模糊聚类模型计算模糊评价向量 $B$ ，判断水体水质类别。给出综合水质的判定结果，结果的显示用评语集 $V$ 中的信息进行表示。

#### 4.3 污染物降解

污染物入河位置对污染物削减产生一定的影响。本文在对降解过程中某些项进行忽略的基础上，依据排污口在河岸的排列方式差异，概化为顶点、中间以及均匀排放3种情形进行入河污染物浓度的降解计算。

##### 4.3.1 河流水体

本文假定：1) 河流为宽浅的矩形河段；2) 污染物在较短时间内混合均匀；3) 污染物浓度在断面横向方向变化不大（均匀混合），横向和垂向污染物浓度梯度可以忽略。

因此,对于河段较长,水深、水面宽度相对较小,污染物在河段横断面上均匀混合的永定河流域,可将其简化为一维模型进行入河污染物浓度的降解计算。

污染物在河岸的排放口一般多于1个。每一河段内可能存在多个入河排污口,而概化条件下各排污口的位置具有合并性。针对排污口在河岸的布局、水域对污染物容纳限度的差异,将污染物入河位置概化为顶端、中间、均匀布设3种情景进行入河污染物浓度的降解计算。

① 水体本底污染物浓度降解计算,见公式 4-61。

② 污染物河段顶点排放降解计算 通常情况下,污染物排放口不均匀的分布于河流的不同断面,河段过水断面的浓度由各排污口产生的浓度叠加而成。本文将排污口在河段内的分布加以概化,即将同一河段内所有污染物排放口集中于河段顶端。此概化虽存在偏差,但计算简单、实用性较强。污染物河段顶点排放降解见公式 4-62。

③ 污染物河段中间排放降解计算 将计算河段内的多个排污口概化为一个集中的排污口,概化的排污口位于河段中点处,相当于一个集中点源,该集中点源的实际自净长度为河段长的一半。因此,污染物河段中间排放降解见公式 4-63。

④ 污染物河段均匀排放降解计算 当河段排污口较多,难以概化为某一具体的入河点时,计算中假定排污口在河段内均匀分布。这种概化体现了污染物分布的一种平均状况,虽对某一河段也许存在一定偏差,却能综合反映污染物在河道中排放的平均状态。污染物河段均匀排放降解见公式 4-64。

$$\begin{cases} C_L = C_0 \exp(-\frac{5}{432} \frac{KL}{u}) & (4-61) \\ C_L = \frac{m}{Q} \exp(-\frac{5}{432} \frac{KL}{u}) & (4-62) \end{cases} \quad \begin{cases} C_L = \frac{m}{Q} \exp(-\frac{5}{432} \frac{KL}{2u}) & (4-63) \\ C_L = \frac{432mu}{5LKQ} [1 - \exp(-\frac{5}{432} \frac{KL}{u})] & (4-64) \end{cases}$$

式中:  $C_0$ 为河道中污染物的本底浓度 (mg/L);  $K$ 为污染物综合降解系数(1/d);  $L$ 为河段长度 (km);  $C_L$ 为经过 $L$ 距离的削减后,河道污染物的浓度 (mg/L);  $Q$ 为河段设计流量( $m^3/s$ );  $u$ 为设计流量下河道断面的平均流速(m/s);  $m$ 为污染物的入河速率(g/s)。

针对永定河河段水质评价因子本底浓度与污染物排放特征,本文采用表4.49所示的组合方式进行入河污染物浓度的降解计算。

流域水体中的本底污染物由天然的水土流失、风蚀等作用产生,浓度较低,经过水体自净作用后,一般不会对出境断面的水质产生影响。水体本底污染一般在流域的源头

产生,受人为影响程度较小,暂不作为流域上下游间实施生态补偿的考虑对象。但考虑到流域污染物的整体消减过程,因此,本文对本底污染物在水体中的降解过程也进行了一定的涉及。

#### 4.3.2 湖库水体

为了满足宏观层面的生产、生活、生态对湖库水质的不同需求,本文结合永定河流域水功能区划的要求,采用均匀混合模型(零维模型)计算湖库的污染物浓度。计算过程中假定:1)库面开阔,湖水深度较小;2)污染物入库后扩散到整个湖面;3)出入湖库流量均衡,不考虑计算时段 $t$ 内湖库水量损失。湖库污染物浓度计算公式如下:

① 湖库中本底污染物降解计算见公式 4-65。

② 入库污染物降解计算见公式 4-66。

$$C_t = \begin{cases} C_0 \cdot \exp\left[-\frac{54Q_L}{625V} - K\right]t & (4-65) \\ \frac{54(m + C_0Q_L)}{54Q_L + 625KV} \{1 - \exp\left[-\frac{54Q_L}{625V} - K\right]t\} & (4-66) \end{cases}$$

式中:  $C_t$ 为经过计算时段 $t$ 降解后,入湖污染物浓度(mg/L);  $V$ 为设计水文条件下湖库容积(百万 $m^3$ );  $C_0$ 为湖库现状污染物浓度(mg/L);  $Q_L$ 为湖库出流量( $m^3/s$ );  $K$ 为污染物综合降解系数(1/d);  $m$ 为污染物入湖速率(g/s);  $t$ 为计算时段长(d)。

针对永定河流域湖库水质评价因子本底浓度与污染物排放的实际,计算中采用表 4.50所示的组合方式进行入湖污染物浓度的计算。

表 4.49 河段污染物浓度计算组合

| 组合方式            | 适用条件             |
|-----------------|------------------|
| (4-61)          | 河段最上游无外界污染物注入    |
| (4-61) + (4-62) | 污染物顶点排放对应的水体综合浓度 |
| (4-61) + (4-63) | 污染物中间排放对应的水体综合浓度 |
| (4-61) + (4-64) | 污染物均匀排放对应的水体综合浓度 |

表 4.50 湖库污染物浓度计算组合

| 组合方式            | 适用条件                          |
|-----------------|-------------------------------|
| (4-65)          | 湖库在河段最上游,无外界污染物输入,无河流、区间、湖库入流 |
| (4-65) + (4-66) | 污染物入湖对应的水体综合浓度                |

#### 4.3.3 混合模型

当河流、湖库处于水功能区最上游时,无人为污染物排泄,只有水库入流及调水渠道。由于来水水质较好,忽略污染物入库后的自净作用,水质浓度可通过水体完全混合模型确定。

污染物进入河流后,在完全均匀混合断面上,污染物指标无论是溶解态的、颗粒态,均可按节点平衡原理来推求。永定河污染物浓度零维模型计算过程中假定:1)河水流量与污水流量之比大于10~20;2)不需要考虑污水进入水体的混合距离;3)污染物在

河段内均匀混合的小型河段 ( $Q \leq 15 \text{m}^3/\text{s}$ )。计算公式为:

$$C_0 = (QC_1 + qC_2) / (Q + q) \tag{4-67}$$

式中:  $C_0$ 为充分混合浓度 (mg/L);  $Q$ 为上游来水流量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ );  $q$ 为污水排放流量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ );  $C_1$ 为上游来水污染物浓度 (mg/L);  $C_2$ 为污水中污染物浓度 (mg/L)。

对于湖库, 完全混合模型主要适用于难以降解的重金属入湖情景, 计算公式类似于河流污染物浓度计算, 具体为:

$$C = [(C_1q_1 + C_2q_2 + C_3q_3)t + C_0V_0] / [(q_1 + q_2 + q_3)t + V_0] \tag{4-68}$$

式中:  $C_1$ 、 $C_2$ 、 $C_3$ ,  $q_1$ 、 $q_2$ 、 $q_3$  为水库上游河流、区间水库入流、排水渠道污染物的浓度 (mg/L) 与水量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ );  $t$  为计算时段 (s);  $C_0$ 、 $V_0$  为水库的初始库容及污染物的本底含量。

4.3.4 初始浓度

本文以研究区的 5 个计算单元为基础进行污染物入河浓度的测算。在分析的基础上, 将点源污染沿河排放的情形概化为初始端排放、中点排放 2 种情形 (点源污染具有相对固定的排放管道, 因此, 不具有均匀排放的情形), 将面源污染概化为均匀排放情形进行初始端面的污染物浓度计算。

结合流域水功能区的概化, 以及出境段面所在水功能区的信息, 在对排污口位置进行选择的基础上 (排污口不能设在水功能区的一级分区中), 进行污染物的沿程消减计算。为便于计算, 假定源头水的水质类型为 II 类。流域的沿途除由排污口向水体排放污染物外, 中间过程均无污染物的输入。点源、面源污染物按照不同的方式入河, 在水体中按照各自的消减规律进行浓度的降解, 在出口断面进行污染物浓度的均匀混合。点源污染物、面源污染物的入河初始浓度, 如表 4.51~4.52 所示。

表 4.51 点源污染物入河初始浓度

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 入河浓度（mg/L） |    | 入河水量     |
|---------------|------|-----|------------|----|----------|
|               |      |     | COD        | 氨氮 | （万 t）    |
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 186        | 22 | 8125.79  |
|               |      | 朔州市 | 184        | 15 | 2728.91  |
|               |      | 忻州市 | 189        | 30 | 30.27    |
|               | 合计   |     | 193        | 20 | 10884.98 |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 117        | 17 | 6952.38  |
|               | 山西   | 大同市 | 69         | 11 | 249.66   |
|               | 合计   |     | 120        | 18 | 7202.04  |
| 永定河流域合计       |      |     | 158        | 20 | 18087.01 |

表 4.52 面源污染物入河初始浓度

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 污水水<br>(万 t) | COD<br>(mg/L) | 氨氮<br>(mg/L) | 总氮<br>(mg/L) | 总磷<br>(mg/L) |
|---------------|------|-----|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 119591       | 82.28         | 2.15         | 1.22         | 0.07         |
|               |      | 朔州市 | 231802       | 89.34         | 2.27         | 1.44         | 0.08         |
|               |      | 忻州市 | 7646         | 1.62          | 0.39         | 0.44         | 0.04         |
|               | 合计   |     | 359033       | 86.33         | 2.22         | 1.34         | 0.07         |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 320580       | 84.51         | 2.24         | 0.88         | 0.04         |
|               | 山西   | 大同市 | 45910        | 69.67         | 1.89         | 1.57         | 0.11         |
|               | 合计   |     | 366491       | 82.40         | 2.19         | 0.97         | 0.05         |
| 永定河流域合计       |      |     | 725530       | 84.58         | 2.20         | 1.15         | 0.06         |

从计算的结果看，点源污染是造成流域水体 COD、氨氮含量过高的主要原因。点源污染物由于入河比例较高，并且排放的连续性较强，易造成局部的有机污染物浓度升高。虽然面源污染污废水和污染物的产生量很高，但由于污染物入河受降水特性和季节影响较大，总体上的入河初始浓度并不高。研究区除总磷的含量稍低外，其余污染物的浓度均达到劣Ⅴ类水质对应的水平。

4.3.5 末端浓度

出境断面的污染物浓度受多种因素制约，主要包括污染物本身的特征因素、河流湖泊的水体特性。污染物本身的特征因素主要包括污染物本底含量、污染物初始浓度、污染物综合降解系数、污染物的入河速率；水体特性主要包括流速、流量。

1) 永定河源头水的水质较好，在没有外界污染物注入水体之前，本文将水体的水质类型界定为Ⅱ类。本底污染物的含量在暂且按照Ⅱ类水质对应的污染物含量底限进行确定。

2) 污染物的初始浓度已按照不同的污染物类型进行了计算。为便于区分人为因素、自然因素对流域水体水质恶化造成的影响，本文在污染物的初始浓度确定中并未考虑水体的天然污染造成的影响。

3) 污染物综合降解系数反映了污染物在水体中的降解消减能力，是影响污染治理成本的综合因素。当前主要采用两点法、多点法、分析借用、经验公式法、类比法进行确定。本文在综合考虑各方法的适用条件及其准确度的基础上，通过对现场试验的测定结果进行综合取舍，给出永定河流域污染物降解系数  $K$  取值，如表 4.53 所示。

表 4.53 永定河流域污染物综合降解系数 ( $d^{-1}$ )

| 河流水系      | $K_{\text{COD}}$ | $K_{\text{NH}_3\text{-N}}$ | $K_{\text{TP}}$ | $K_{\text{TN}}$ |
|-----------|------------------|----------------------------|-----------------|-----------------|
| 桑干河册田水库以上 | 0.25             | 0.18                       | 0.03            | 0.18            |
| 桑干河册田水库以下 | 0.20             | 0.16                       | 0.03            | 0.16            |
| 洋河        | 0.23             | 0.17                       | 0.03            | 0.17            |

4) 污染物入河速率是从时间上反映污染物入河总量的一个特征量，与区域污染物排放总量和处理水平紧密相关。入河速率作为一个随时间变化的状态量，难以准确量化。本文为计算简便起见，将面源污染物的排放均匀化，给出定量化的污染物入河速率。永定河流域污染物的入河速率（仅对人为污染物进行入河速率计算），如表 4.54 所示。

表 4.54 污染物的入河速率 ( $\text{g/s}$ )

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 点源  |     | 面源    |     |     |    |
|---------------|------|-----|-----|-----|-------|-----|-----|----|
|               |      |     | COD | 氨氮  | COD   | 氨氮  | 总氮  | 总磷 |
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 479 | 57  | 3120  | 82  | 46  | 3  |
|               |      | 朔州市 | 159 | 13  | 6567  | 167 | 106 | 6  |
|               |      | 忻州市 | 2   | 0   | 4     | 1   | 1   | 0  |
|               | 合计   |     | 666 | 69  | 9829  | 253 | 153 | 8  |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 258 | 37  | 8591  | 228 | 89  | 4  |
|               | 山西   | 大同市 | 5   | 1   | 1014  | 28  | 23  | 2  |
|               | 合计   |     | 274 | 41  | 9576  | 255 | 113 | 6  |
| 永定河流域合计       |      |     | 906 | 115 | 19459 | 506 | 265 | 14 |

5) 流量的选取对于计算污染物浓度的降解至关重要。本文为提高计算的精度, 选择流域的代表性控制站点流量计算水体对污染物的消减能力。结合计算单元排污口所在水功能区的具体位置, 选择桑干河册田水库、桑干河石匣里、洋河八号桥断面作为代表测站, 3 个站点的年均流量分别为  $1.32\text{m}^3/\text{s}$ 、 $2.28\text{m}^3/\text{s}$ 、 $1.83\text{m}^3/\text{s}$ 。

6) 流速的计算, 通常采用实测法、经验公式法进行计算。采用实测断面的流速时, 需要转化为与流量在同一设计保证率条件下的流速。在顺直的河段,  $Q \sim v$  之间的关系比较稳定。永定河流域的大多河流坡降小于  $10^\circ$ 、流量稳定均匀变化、且坡降基本一致的顺直长河段, 可采用曼宁公式计算流速。流域的河流垂直坡降变化较小, 河道较宽。桑干河册田水库、桑干河石匣里、洋河八号桥断面所在流域的水力坡度分别为  $2.37\text{‰}$ 、 $2.15\text{‰}$ 、 $2.36\text{‰}$ 。为计算方便起见, 将河道简化为矩形河流(断面宽深比  $\geq 20$  时, 简化为矩形河段进行面积计算的误差在  $10\%$  以内)进行流速的确定。为减少资料稀缺带来的不确定性, 计算过程中对河流的宽深比均假定大于  $100$ , 此时河流的水力半径可用平均水深代替。流速的计算公式为:

$$v = \frac{1}{n} h^{\frac{2}{3}} J^{\frac{1}{2}} \quad (4-69)$$

式中:  $v$  为流速 ( $\text{m/s}$ );  $n$  为糙率;  $J$  为水力坡度 (比降);  $h$  为水深 ( $\text{m}$ )。

计算过程中, 参照水力学中对于不同渠道的相关细则对糙率  $n$  进行确定, 将桑干河、洋河的河道糙率取为  $0.025$ 。

桑干河一年中至少有  $300\text{d}$  以上为河干, 而且在宽浅的河床中, 即使有水也不足数十厘米。为此, 本文在均化的基础上, 将流域的水深取为  $20\text{cm}$ 。洋河由于水量相对充沛, 全年期基本上有水。因此, 本文将洋河流域的水深取为  $30\text{cm}$ 。结合计算公式, 永定河流域桑干河册田水库、桑干河石匣里、洋河八号桥断面的流速分别为  $0.67\text{m/s}$ 、 $0.63\text{m/s}$ 、 $0.87\text{m/s}$ 。

结合水功能区划的基本要求, 针对不同分区的污染物排放限值, 本文给出计算单元污染物入河的具体位置, 如图 4.4 所示。排污口位置的选择, 充分考虑了水功能区水体的最大降解能力、水生态破坏程度最小、治理成本最小等因素, 是对流域地理、水体特征影响程度综合权衡的结果。

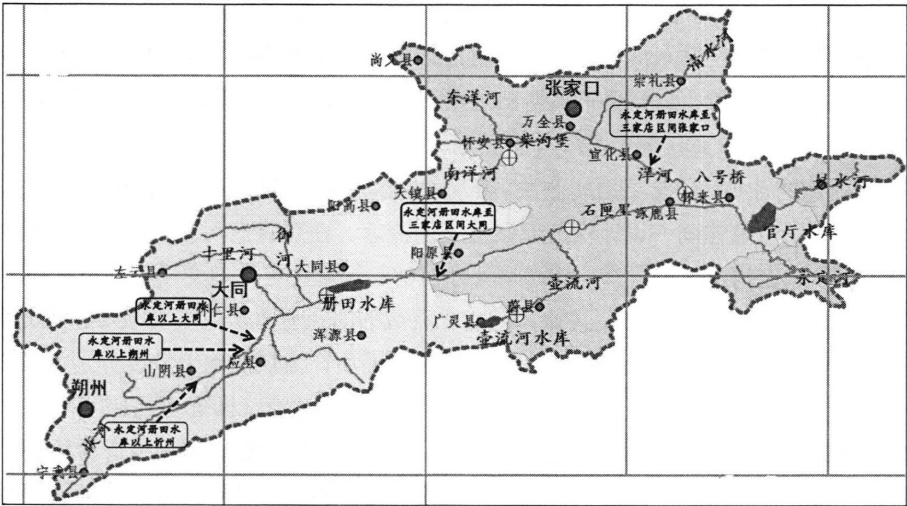


图 4.4 研究区排水线路网络图

为充分利用流域水体对污染物的降解作用，减少流域上游的治污成本投入，同时为实现流域水质的最大程度改善，本文将点源污染统一概化为顶点排放、面源污染统一概化为均匀排放。为合理确定北京对上游的山西省、河北省的水生态补偿额度，本文对 10 个重要控制站点污染物浓度的消减情况进行计算，结果见表 4.55。

表 4.55 永定河流域污染物浓度降解情况 (mg/L)

| 序号 | 控制站点     | 河流/水库 | COD   | 氨氮   | 总氮   | 总磷   |
|----|----------|-------|-------|------|------|------|
| 1  | 东南洋河汇合口  | 洋河    | 85.20 | 2.55 | 2.87 | 0.13 |
| 2  | 响水堡      | 洋河    | 65.73 | 2.12 | 2.39 | 0.12 |
| 3  | 官厅水库入口 1 | 洋河    | 57.35 | 1.92 | 2.16 | 0.12 |
| 4  | 东榆林水库    | 桑干河   | 88.07 | 2.72 | 7.07 | 0.49 |
| 5  | 北张寨      | 桑干河   | 64.80 | 2.18 | 5.67 | 0.75 |
| 6  | 固定桥      | 桑干河   | 50.23 | 1.81 | 4.72 | 0.73 |
| 7  | 册田水库入口   | 桑干河   | 43.73 | 1.64 | 6.09 | 0.32 |
| 8  | 省界       | 桑干河   | 51.48 | 1.53 | 1.74 | 0.17 |
| 9  | 阳原       | 桑干河   | 47.38 | 1.44 | 1.63 | 0.16 |
| 10 | 官厅水库入口 2 | 桑干河   | 30.24 | 1.00 | 0.74 | 0.15 |
| 11 | 官厅水库入口   | 汇合口   | 43.80 | 1.46 | 1.45 | 0.14 |

从单因子的评价结果看，官厅水库的水质类型为劣 V 类，从综合评判的结果看，水库的水质类型为 IV 类，与现场的测定结果相符。本文通过对永定河上游桑干河、洋河的污染物沿程消减情况进行分析，为进行计算单元污染物总量消减方案的制定提供依据，也为上下游针对水质进行的补偿标准测算提供参考。

5.小结

(1) 对永定河流域的地理位置及河流水系的分布进行了阐述。结合流域已有水利工程的供水潜力，对研究区水资源的开发利用状况进行了分析。鉴于研究区复杂的水利工程及水生态区划现状，本节以流域水资源的开发利用为重点，对研究区水资源分区套

地市计算单元的二元水循环渠系网络进行概化,给出了流域计算单元供排水联接图。结合流域周边的大同市、朔州市、忻州市、张家口市 4 市区(4 个计算单元)的经济社会发展对水量水质不同层次的需求,基于一定的合并和水质归类原则,对永定河流域既有的水功能区进行概化,并给出对应的水质保护目标。

(2) 将社会经济用水与排水、生态用水、河道形态功能维护用水、污染物稀释自净保证水量对出境断面的影响进行叠加,综合权衡下泄水量。1) 永定河官厅水库以上流域跨界断面的现状径流量远低于自净水量,满足程度一般在 10%左右。2) 现状来水量的减少已在一定程度上影响到永定河流域生态的可持续发展,使流域生态的发展受到一定的胁迫。3) 桑干河、洋河、壶流河的输沙数量各不相同。洋河由于河道径流量较多,河道冲砂水量的满足成较高,达到 36.94%。4) 本文结合流域典型站点的多年平均蒸发量的变化趋势,在对 2007 年流域站点基本信息进行核实的基础上,给出永定河流域 2007 年蒸发量约为 206.7 亿  $\text{m}^3$ 。5) 依据 2007 年永定河流域控制断面监测值,结合经验公式分析山西、河北出境水量分别为 0.55、0.93 亿  $\text{m}^3$ ,即省界断面的下泄水量 1.48 亿  $\text{m}^3$ 。

(3) 从控制氮、磷的输入层面入手,结合流域水体的水污染现状,将化学需氧量(COD)、氨氮( $\text{NH}_3\text{-N}$ )、总磷(TP)、总氮(TN)作为流域污染控制因子,对流域污染物的产生量和入河浓度进行了计算。

(4) 结合永定河流域水量不足、水体污染、水生态退化的现状,考虑到流域包含区域的复杂性,选取永定河官厅水库以上流域为研究区进行污染物排放量、入河浓度的降解计算。

(5) 鉴于研究区位于流域的上游,受区位、资源条件的限制,农业生产较为发达,为此,本文在对流域点源污染产生量进行计算核实的基础上,针对土壤特性和降雨特征进行总氮、总磷产生量的计算。永定河流域农业生产施用氮肥量过大,氮素的整体损失量为 96  $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ ;农业生产中磷肥施用量较高,单位面积损失量为 9  $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。

(6) 为反映城市化进程对流域水体水质的影响,选取基于降雨和下垫面特性的城市径流计算方法,进行研究区出口断面城市径流污染物浓度的计算。2007 年,永定河流域城市径流 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、总氮、总磷的产生量分别为 291 万 t、7 万 t、3 万 t、0.1 万 t,径流产生量约为 53 亿  $\text{m}^3$ 。

(7) 在进行点源、面源污染物入河方式判定(顶点、中间、均匀排放)的基础上,结合水体消减能力的差异性,通过对排污口所在水功能区进行确定,给出污染物浓度在河流、湖库中的自净过程分析。结合选择的典型污染物的类型和水体浓度判定标准,利用单因子、综合判定法对出境断面的水质类型进行判定。永定河官厅水库以上的水质类型总体上属于 IV 类。流域水生态补偿作为反映区域经济社会发展特点、流域水生态现状的综合系统工程,与流域水生态恢复的目标紧密相关。

## 第五章 永定河流域水生态补偿标准研究

当前已有的流域水生态补偿标准针对性强,涵盖范围较为狭窄,通用性较差,尤其是对基于水量水质联合调控的补偿标准理论研究较少,且缺少具体的操控细则。本文结合水生态破坏流域的具体类型,针对永定河官厅水库以上流域的水生态现状,从水生态特征、生态受益补偿、生态受损补偿、生态保护成本(面源污染控制、点源污染治理)的层面考虑,给出流域治理修复型水生态补偿标准的计算方法。

### 1.流域水生态补偿框架

依据水资源价值的转移性,流域上下游对生态建设付出的成本应一致,偿付主体间可动态转化。本文从水资源的水量水质属性出发,在合理界定自然、人为因素对流域水资源开发利用影响程度的基础上,借助永定河流域区域间取得的生态补偿成功经验,探讨流域水生态补偿程度测算框架。

#### 1.1 实施基础

水资源短缺、上下游用水矛盾突出、水环境恶化是永定河流域面临的主要水生态问题。流域内京津冀针对水量水质问题已开展过生态补偿层面的相关研究和实践。鉴于水量、水质价值联系的相关性、不可分割性,建立跨行政区的水量、水质监测制度及监管运行机制是实现流域水资源可持续开发利用的关键。《海河流域水污染防治“十二五”规划大纲》提出,“十二五”期间应加强跨区域的水量水质协调与监管,建立跨界水污染协同治理机制,减少跨界水污染冲突。

结合研究区水资源的分层次开发利用、功能价值状况,针对水功能区污染物浓度的消减过程,本文提出基于水源地保护、水资源利用、水环境保护层面的流域生态补偿实施框架,为进行跨区域流域生态补偿标准的制定提供依据。

##### 1.1.1 水源地保护

依据“谁保护、谁受益”的原则,国家和北京市政府向官厅水库水源地保护区提供涵养水源、水资源保护、水环境治理成本投入和维持费用。

1) 各级政府承担水源地保护补偿的责任主体。针对区域经济社会发展、国家水资源所有权特性,依据“谁受益,谁补偿”原则,除国家作为水源地保护区的补偿主体外,北京市政府作为收益主体也应对水源地的保护承担一定的补偿责任。官厅水库保护区内各级地方政府(河北省)是主要补偿对象。

2) 针对水源保护区建设的各项投入及成本付出,制定针对性补偿标准。实施生态工程和水资源保护工程的投入和管护费用,按生态保护建设投入成本和管护费用确定补偿标准;保护区内发展经济的损失,可参照《水污染防治法》第56~59条规定确定补偿标准。

3) 结合各地财政及收益主体的支付意愿,补偿资金筹措渠道多元化。开征区域水

源生态补偿附加税,在增值税和营业税的基础上增加税率为 5%的水源生态补偿附加税,在国家/地方政府公共支出中专项用于生态补偿;在下游用水企业 and 个人的水费征收中,增加 0.1 元/m<sup>3</sup> 的水源生态保护费项目专项用于生态补偿。

### 1.1.2 水资源利用

1) 补偿主体和补偿对象的确定:① 当上游通过各项节水措施,将节余水量供给下游北京市,实行有偿转让,下游依据供水量的多少给上游生态保护成本付出方支付补偿费用。补偿标准应在双方协商的基础上确定。② 当上游向北京地区的供水量少于“分水协议”规定的出境水量时,上游地区应承担北京市因用水不足造成的经济损失。

2) 2007 年国务院批准的《永定河干流水量分配方案》作为建立京冀晋间水资源开发利用、保护补偿机制的依据。补偿主要通过省、市政府财政转移支付,也可由下游用水户承担。

### 1.1.3 水环境保护

按照“谁污染、谁付费”原则,上下游政府职能部门就水质状况进行基于水环境保护的生态补偿标准制定。在明晰省界断面水体质量标准和保护的法律责任基础上,建立健全流域省界断面水质监管制度,为跨界河流水环境保护补偿提供依据。

1) 由于上游水质不达标或水污染事故影响下游地区的经济发展时,上游地区应承担下游必要的经济损失。针对污染物浓度超标的跨界断面,补偿标准可依据相关规定进行确定,如《河北子牙河流域水环境污染补偿》;在上游发生给下游地区经济发展造成损失的水污染事故时,有关责任主体应根据经济损失评估报告,与补偿对象协商补偿额度。

2) 上游地区补偿主体和下游地区补偿对象都是地方政府时,借助政府间财政转移的方式实施生态补偿;在企业或个人作为补偿主体的情况下,依据协商的补偿数额,直接向受偿对象的地方政府、企业或个人支付补偿金。

## 1.2 补偿框架

水资源稀缺地区的水量具有综合功效。本文针对永定河水量构成的特殊性,将污染物的自净水量、生态需水量、污水入河量等自然、人为作用下的水量变化过程考虑在内,结合流域水体纳污能力和污染物排放双总量控制目标,以上下游各方最大程度协调可持续发展为目标,构建基于政府监管、上下游双方自由协商的流域水生态补偿程度框架。基于断面上下游的水量水质要求,补偿程度并非仅限于水量控制目标,同时补偿机制的灵活性为充分发挥水质的潜在功效提供前提。结合流域地理特性及保护目标的特殊性,本文构建的针对断面水量水质控制目标的流域治理修复型水生态补偿程度探讨框架,如图 5.1 所示。

为充分体现缺水流域水量构成及分配、水质控制目标及实现过程的特殊性,激励上游在保护水生态环境的同时应节约用水,加大中水、循环水回用力度,下游进一步减少

新水的取用量，逐步退还生态环境用水，实现流域生态、经济社会的协调可持续发展。本文结合以往的成功经验及流域的水量水质保护目标，给出跨区域的流域水生态补偿程度实施框架。

1) 总量补偿

结合流域省界控制断面下泄水量要求，确定补偿资金流向，按照区域水量水质的价值属性初步核算补偿金额。水量属性主要从水资源的稀缺价值层面考虑，水质属性主要从治污、水质自净能力的保证层面考虑。

2) 分项控制

在用水竞争激烈的地区，下泄水量的维持通常以牺牲上游生态和环境用水为代价。永定河流域生态脆弱，最小生态需水保证程度较低。上游良好水生态的维持，对下游、整个流域物质生产的进行和良好水生态环境的形成具有重要意义。按照流域河道内外生态维持最小水量的控制要求，应对上游的基本生态用水提前预留（河道外最小生态需水量）。在政府监管、自由协商的基础上，下游对上游生态水量功效发挥过程中的投入，按照等价交换原则对上游付出进行补偿。河道形态维持水量（永定河流域主要指冲沙水量、自净水量）的下泄，对于整个流域水生态的稳定具有重要意义。

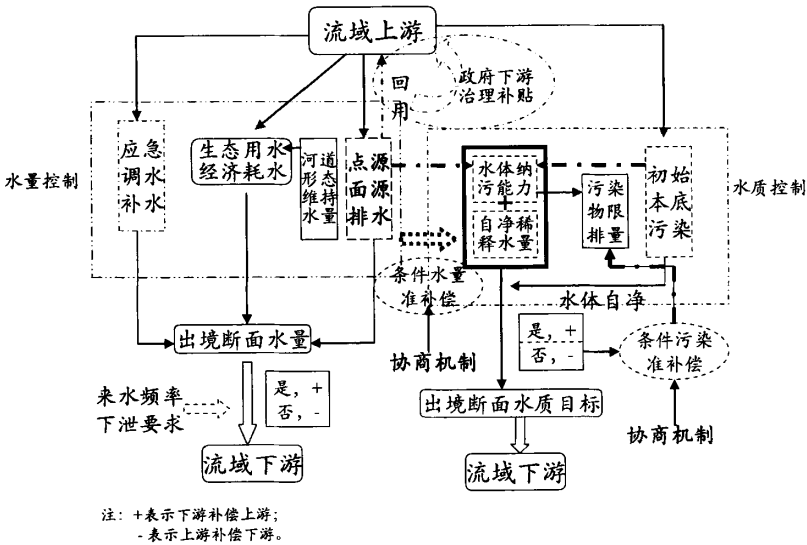


图 5.1 永定河流域水生态补偿框架

上游污染物的排放降低了下游经济社会用水的水质满足程度，但自净水量的存在，又在一定程度上为河道接纳污染物创造了空间。上游地区以污染物的排放限定量为基础，严格污染物排放量，在自净水量的保证下，下游出境断面能够实现水质控制目标。下游

按照上游在污染物削减方面的投入、自净水量的维持付出的成本进行等效价值补偿。若下游出境断面水体污染物浓度超标,上游虽实行截污减排措施,但自净水量的不足客观的制约了水体自净能力的发挥。因此,流域下游对上游地区的成本投入在扣除人为因素影响的基础上进行协商性质的补偿。

上游中水回用在一定程度上减少了经济社会的新水取用量,增加了河道断面的下泄水量。按照“谁受益、谁补偿”的原则,下游政府部门应对经济基础薄弱的上游地区采取的有效保护行为进行补偿。应急调水的水源地不同,调水过程涉及的水利工程、调水距离、调水水量及临时工程等随机性因素,因此,调水过程中补偿标准的确定具有不确定性。自 2003 年以来,永定河上游的河北省、山西省已多次联合向北京紧急调水,在保证北京安全用水的同时,也在一定程度上为调水线路周边生态环境的改善提供了水量支持。由于基于应急调水性质的参与方及用水动机较为复杂,本文在后续过程中将针对永定河水资源调度特殊性,进行可操控性的生态补偿标准研究,实现流域下游受益方对上游地区水源地和水环境保护投入的补偿。

### 3) 补偿特殊性探讨

生态补偿作为消除区域发展差距,实现流域经济社会、生态全面协调可持续的重要举措,在补偿标准制定和实施中应充分考虑到区域发展的不平衡性和区位资源分布的不平衡性,实现生态补偿的真正功效。永定河上游的张家口地区处于首都圈的生态功能核心区域,但由于历史和地理原因,经济发展条件差、底子薄,出现了生态工程建设投入大、成效低的状况。张家口所在的冀北地区耕地总体质量较差,粮食理论生产能力仅占河北省的 7.36%,因此,确定张家口生态补偿经济额度时,应以地区生态环境的质量和资源环境承载能力为基础,考虑到人均生态足迹对资源开采的压力,扶持符合自然群落演替规律的物种发展(宜林则林,宜草则草),避免补偿资金的浪费或低效投入。在补偿资金下放和政策实施过程中,应实施有效的生态治理监管措施,避免生态项目重复、重叠造成资金“捆绑受挫”。

## 2. 断面水生态补偿标准

为充分体现永定河流域水生态价值的多样性,本文以天然、人为状况下水量、水质变化为基础,从生态补偿标准测算的影响因素考虑,构建水量、水质控制模块,借助水功能区水体纳污能力对污染物入河总量的限制性和流域水质控制目标对水体污染物浓度达标与否的检验性,在上下游协商机制的调控下,给出系统的流域水生态补偿标准测算依据,如图 5.2 所示。

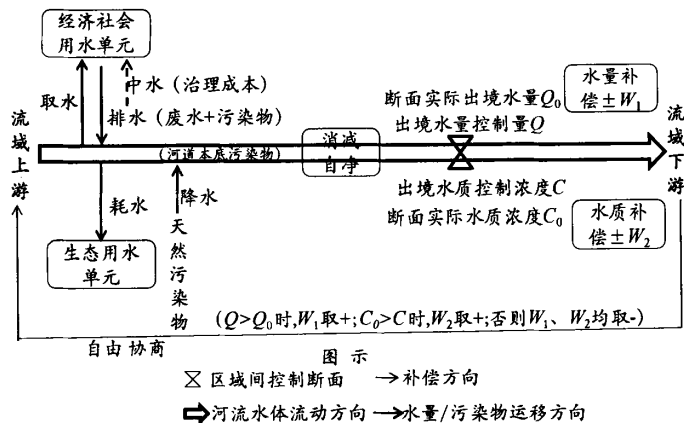


图 5.2 流域水生态补偿标准测算依据

2.1 水量补偿标准

永定河流域水资源严重不足。近年来，受气候变化、人类活动的影响，流域的降水量、径流量总体呈减少的趋势，但经济社会发展对水的需求量却日益增加。区域间、区域内竞争性用水矛盾尖锐。充足的水量是进行涉水经济活动的基础。本文结合流域上下游基于现状来水、用水需求的水量分配协议，探讨治理修复型流域水生态补偿标准研究方法，实现水资源的真正价值。

永定河流域由于水资源过度开发利用，断面的下泄水量严重不足，流域上下游之间的竞争性用水矛盾尖锐。本文通过对流域的历史径流资料进行分析，近年来永定河干流及支流天然来水量普遍偏少，水资源的先天不足已成为制约流域经济社会、生态协调发展的关键因素。为规范流域整体用水秩序，巩固流域生态保护成果，进行区域水量生态补偿是实现流域水量循环利用的重要举措。

依据永定河干流分水协议，结合不同降水频率下的出境水量值，考虑到地表水与地下水之间的转换关系，参考永定河上游非居民生活用水费用标准（如表 5.1 所示）及流域水资源的补偿标准（0.90 元/m<sup>3</sup>），给出流域水量补偿标准依据。

表 5.1 永定河上游非居民生活用水水价征收标准（元/m<sup>3</sup>）

| 区域  | 水资源费 |     | 污水处理费 |
|-----|------|-----|-------|
|     | 地表水  | 地下水 |       |
| 张家口 | 0.2  | 0.8 | 0.6   |
| 山西省 | 0.5  | 1.5 | 0.8   |
| 北京市 | 1.1  | 2.0 | 1.5   |

注：（1）永定河上游城镇超标污染物入河量较大，官厅水库来水量水质较差，以Ⅳ类水为主。  
（2）官厅水库蓄水量偏少，水体自净能力较差，未达到饮用水水质标准。水库主要的供水对象为非居民生活用水户。  
（3）为便于流域上下游省市纵向间补偿标准的比较，研究取居民非生活用水水价作为计算依据。

考虑到山西、河北不同降水频率下泄水量及水费征收标准的差异性，水量补偿标准（元/m<sup>3</sup>）的计算依据为：

$P \leq 50\%$ 降水频率:

$$W = \begin{cases} \begin{cases} (Q-1.2) \times 1.1 & 0.65 < Q < 1.2 \\ 1.1 + (Q-1.2) \times 0.91 & Q \geq 1.2 \end{cases} & \text{北京} \rightarrow \text{山西} \\ \begin{cases} (Q-3) \times 1.1 & 1.5 < Q < 3 \\ 0.45 + (Q-3) \times 0.37 & Q \geq 3 \end{cases} & \text{北京} \rightarrow \text{河北} \end{cases} \quad (5-1)$$

$50\% < P \leq 75\%$ 降水频率:

$$W = \begin{cases} \begin{cases} (Q-0.65) \times 1.1 & 0.3 < Q < 0.65 \\ 1.1 + (Q-0.65) \times 1.69 & 0.65 \leq Q < 1.2 \end{cases} & \text{北京} \rightarrow \text{山西} \\ \begin{cases} (Q-1.5) \times 1.1 & 0.6 < Q < 1.5 \\ 0.45 + (Q-1.5) \times 0.73 & 1.5 \leq Q < 3 \end{cases} & \text{北京} \rightarrow \text{河北} \end{cases} \quad (5-2)$$

$75\% < P \leq 90\%$ 降水频率:

$$W = \begin{cases} \begin{cases} (Q-0.3) \times 1.1 & Q < 0.3 \\ 1.1 + (Q-0.3) \times 3.67 & 0.3 \leq Q < 0.65 \end{cases} & \text{北京} \rightarrow \text{山西} \\ \begin{cases} (Q-0.6) \times 1.1 & Q < 0.6 \\ 0.45 + (Q-0.6) \times 1.83 & 0.6 \leq Q < 1.5 \end{cases} & \text{北京} \rightarrow \text{河北} \end{cases} \quad (5-3)$$

式中:  $Q$  为断面下泄水量 (亿  $\text{m}^3$ ), 计算标准中的数据已经过单位转化。对于高于 90% 频率的极度干旱情景, 暂不进行水量补偿的计算。

以 2007 年的数据进行计算, 2007 年北京对山西、河北省的水量补偿标准为 -0.11、-0.63 元/ $\text{m}^3$  (负号表明补偿资金的流向和既定的方向相反), 两者的分水协议出境水量为 0.65 亿、1.50 亿  $\text{m}^3$ , 实际出境水量为 0.55 亿、0.93 亿  $\text{m}^3$ 。因此在综合分析的基础上, 北京对山西、河北省的水量补偿金额为 -110 万、-3574 万元。

## 2.2 水质补偿标准

在确定流域污染物排放总量、水体纳污能力的基础上, 借助水体对污染物浓度的降解能力, 采用一维水质模型判定出境断面水体水质类型。水功能区水质达标判定是检验流域污染物治理效果的重要方法。为此, 结合水质评价模型对下泄断面水质类型的判定结果、污染物治理成本和流域水质保护目标确定上下游之间的水质补偿关系。

流域实施水生态补偿后, 下游提供给上游一定的补偿, 用于流域环境的保护, 使得水生态服务价值有所增加, 包括水质改善、水量时空分布均匀化、水土流失面积减少等。本文依据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002), 确定流域上游下泄水量的水质达标级别为 III 类: 如果上游水质维持良好, 优于 III 类, 下游地区需对上游进行补偿, 补偿额为正; 如果上游破坏了水质, 致使中下游的水体水质降低到 III 类标准以下, 则上游在综合权衡的基础上需对下游地区进行赔偿, 补偿额为负。计算依据为:

$$V_{ss} = \delta W \cdot C \quad (5-4)$$

当前, 对流域污染物排放管理实行总量和浓度双重控制。本文通过将流域水功能区

水体纳污能力与当前污染物排放总量进行对比,核算补偿资金流向,为实施最严格的水资源管理制度提供依据。基于水体纳污能力的流域水质补偿标准计算公式为:

$$V_M = C_0 \cdot (M - M_0) \quad (5-5)$$

式中:  $V_{SS}$  为流域水资源价值补偿量 (元/a);  $\delta$  为判定系数 (当水质好于 III 类时,  $\delta = 1$ ; 当水质为 III 类时,  $\delta = 0$ ; 当水质劣于 III 类时,  $\delta = -1$ );  $W$  为上下游转移水量 (t/a);  $C$  为污水处理成本 (元/t);  $V_M$  为流域水体的纳污能力补偿量 (元/a);  $C_0$  为水体的恢复成本 (万元/t);  $M_0$  为水功能区内污染物总排放量 (t/a);  $M$  为水功能区水体纳污能力 (t/a)。

针对我国目前水环境监控的总体水平,选择 III 类标准作为跨区域河流污染经济补偿的界值。如果以优于 III 类水质作为水质补偿标准判定依据,多数地区在经济投入上难以承受;如果选择劣于 III 类水质作为判定依据,又难于起到治理污染、改善水环境质量的作用。只要上游区域与下游区域交界水质达到国家《地表水环境质量标准》的 III 类标准,上游区域尚不必对下游区域进行补偿;下游区域在上游区域内调水取水,上游区域根据下游区域对水质的要求,提出补偿数额;经济补偿与被污染的河流流量或调水量挂钩。

2007 年,官厅水库入库水质 (全年期) 为 IV 类,山西、河北的污水处理成本分别为 0.5 元/t、0.8 元/t,污染水体的恢复成本为 0.557 万元/t。这样经初步测算,山西、河北分别应向下游的北京赔偿 1.1 亿元、1.5 亿元。

结合流域上游山西省、河北省的年下泄水量及水质状况,依照既定的补偿标准核算方法,下游北京无需对上游的进行水量水质方面的补偿。现实中,依据自由协商的原则,为进一步缩小流域上下游之间的发展差距,下游应针对上游的环境保护投入进行一定的补偿,进一步资助其采取环保的手段进行生产,减少对流域水生态的破坏。

### 3.流域均衡用水补偿标准

本文依据《永定河干流分水协议》和 2007 年的实际跨界断面的出境水量计算出的研究区水量补偿标准,似乎有悖于常理。流域上游在采取生态治理措施尽量增加控制断面下泄水量的情况下,却因天然降水量较少、地下水位下降等外界因素的干预,并未达到流域出境断面水量的下泄要求。在这种情况下,作为流域生态保护方的上游反而补偿受益方的下游,严重挫伤了上游治理水污染、保护水生态的积极性。因此,本文认为在流域水量补偿标准的测算过程中,应将社会机制考虑在内,重视社会约束和管理机制的引导和调控作用,才能协调流域上下游因理论测算结果的不公平性造成的矛盾,实现流域水生态补偿的真正功效。

#### 3.1 公平用水补偿标准

本文给出的计算方法是在考虑社会机制的前提下,以用水部门经济效益最大化为目标,实现水量的公平分配。2007 年永定河上游山西省、河北省的需水情况,如表 5.2 所

示。流域整体的水质状况较差（Ⅳ类水为主），个别河段或水库甚至为劣Ⅴ类水。在这种情况下，流域用水部门的经济效益主要体现在农业上。为避免用水过程中参数的不确定性给农业生产价值造成的影响，本文将相关参数的变化幅度以区间的形式给出。

表 5.2 永定河官厅水库以上区域需水情况（亿 m<sup>3</sup>）

| 地区 | 农业   | 工业   | 市政   | 环境   |
|----|------|------|------|------|
| 山西 | 1.96 | 0.64 | 0.43 | 0.01 |
| 河北 | 2.55 | 0.75 | 0.37 | 0.01 |

注：1.表中的数据均为地表水对区域用水部门的支撑数据，该数据依据 2007 年区域用水部门的需水要求，在合理划分地表、地下水的供水能力和范围的基础上确定的。

2.市政用水中包含一部分家庭生活和卫生用水。除环境用水外的其他公共、建设用水也包含在内。

结合《中国农业年鉴 2007》中农作物的分区概况，以山西、河北省重点农作物的统计分类数据为基础，选择小麦、玉米、大豆、花生、棉花、水果、蔬菜作为研究对象，进行分布面积及相关参变量的阐述，如表 5.3 所示。

表 5.3 研究区农业种植基本参数

| 作物 | 种植面积/% | 潜在产量（万 t/hm <sup>2</sup> ） | 总成本（元/hm <sup>2</sup> ） | 价格（元/t）       |
|----|--------|----------------------------|-------------------------|---------------|
| 小麦 | 30.53  | [0.25, 0.338]              | [801,1083]              | [1302,1762]   |
| 玉米 | 36.1   | [2.87, 3.88]               | [4820,6521]             | [1282,1718]   |
| 大豆 | 2.33   | [0.22, 0.3]                | [687,930]               | [3060,4140]   |
| 薯类 | 3.19   | [0.5, 0.68]                | [1144,1547]             | [1279,1730]   |
| 棉花 | 8.41   | [0.69, 0.94]               | [1600,1977]             | [11135,15065] |
| 花生 | 4.84   | [0.22, 0.3]                | [687,930]               | [11900,16100] |
| 蔬菜 | 13.3   | [1.45, 1.97]               | [4404,5959]             | [1722,2358]   |
| 瓜果 | 1.3    | [3.4, 4.6]                 | [2859,3869]             | [2110,2891]   |

为进一步给参与用水联盟的用水部门提供经济激励，本文利用合作博弈的中心、偏中心（Nucleolus、Weak Nucleolus）理论进行不同联盟的参与者对应的用水总收益的重新分配。中心理论能够最大程度的反映合作博弈的均衡解，但并非是单个用水户的收益最大解；偏中心理论对应的整体效益欠佳，但易于实现单个部门用水效益最大化。结合研究区部门用水量与经济效益之间的对应关系，在对永定河上游农业最大化用水效益进行计算的基础上，结合区域用水联盟的构成情况，进行社会公平机制对应下的部门水量最优分配。永定河流域的水体水质已基本上不能满足生活、工业的用水要求，因此，本文主要对农业的水权进行重新分配。在对长系列连贯资料进行分析的基础上，给出流域上游用水部门的收益上下限，如表 5.4~5.5 所示。

表 5.4 永定河流域用水部门的收益分配区间（亿元）

| 用水户 | 最初收益 |      | 联盟收益 |      | 联盟附加收益 |      | 中心理论/重分配收益 |      | 中心理论/分配附加收益 |      | 偏中心理论/重分配收益 |      | 偏中心理论/分配附加收益 |      |
|-----|------|------|------|------|--------|------|------------|------|-------------|------|-------------|------|--------------|------|
|     | 下限   | 上限   | 下限   | 上限   | 下限     | 上限   | 下限         | 上限   | 下限          | 上限   | 下限          | 上限   | 下限           | 上限   |
| 1   | 75   | 189  | 46   | 85   | -29    | -104 | 176        | 352  | 101         | 163  | 134         | 349  | 59           | 160  |
| 2   | 98   | 248  | 62   | 111  | -39    | -137 | 205        | 430  | 108         | 179  | 251         | 433  | 153          | 182  |
| 3   | 88   | 1268 | 1554 | 2844 | 1545   | 2717 | 935        | 1801 | 926         | 1673 | 994         | 1854 | 985          | 1727 |
| 4   | 326  | 1254 | 176  | 532  | 143    | 413  | 767        | 1523 | 734         | 1398 | 708         | 1470 | 675          | 1345 |

注：1.考虑到永定河册田水库以上忻州市的耕地面积较小、农业用水的经济收益较小等原因，本文暂未进行用水收益区间的确定。  
2.表中的用水（户）联盟为：1 为永定河册田水库以上山西大同市；2 为永定河册田水库至三家店区间山西大同市；3 为永定河册田水库至三家店区间河北张家口市；4 为永定河册田水库以上山西朔州市。

表 5.5 永定河流域不同用水户间的收益分配（元/m<sup>3</sup>）

| 用水户 | 用水联盟形式 |      | 中心理论分配 |      |
|-----|--------|------|--------|------|
|     | 下限     | 上限   | 下限     | 上限   |
| 1   | 1.29   | 2.12 | 3.75   | 5.89 |
| 2   | 1.93   | 3.23 | 2.49   | 3.90 |
| 3   | 1.83   | 3.31 | 0.90   | 1.76 |
| 4   | 1.11   | 2.50 | 2.47   | 4.26 |

注：1.表中用水户的分类同上表。  
2.表中数据的来源为用水部门 1978~2006 年的长系列用水资料。

结合流域土地利用类型图，本文借助 GIS 的统计分析功能给出研究区不同计算单元上的耕地面积。本文以研究区不同类型的作物种植面积百分比为基础，进行用水户最大收益下的水量再分配。以中心分配理论为主导的流域农业最优需水量的计算结果，如表 5.6 所示。

表 5.6 永定河上游水量分配结果（亿 m<sup>3</sup>）

| 用水户 | 用水联盟形式 |      | 中心理论分配 |      |
|-----|--------|------|--------|------|
|     | 下限     | 上限   | 下限     | 上限   |
| 1   | 2.1    | 2.4  | 0.7    | 0.8  |
| 2   | 1.6    | 1.7  | 1.2    | 1.4  |
| 3   | 3.7    | 3.8  | 6.6    | 7.1  |
| 4   | 4.9    | 4.0  | 2.2    | 2.4  |
| 合计  | 12.4   | 11.9 | 10.8   | 11.8 |

依据社会公平机制，以基于中心理论的合作博弈为基础，永定河上游流域在当前的发展模式下，需水的上限为 11.8 亿 m<sup>3</sup>，下限为 10.8 亿 m<sup>3</sup>，均值为 11.3 亿 m<sup>3</sup>。2007 年永定河上游的山西省、河北省的农业需水总量为 4.51 亿 m<sup>3</sup>，低于均衡状态的水量（在线性化过程中，便于均匀分配用水效益，假定研究区的农业用水效益所占比重相同，均衡水量取为 11.3 亿 m<sup>3</sup>）6.79 亿 m<sup>3</sup>。因此，永定河上游在水质现状只能满足农业用水需求的状况下，依靠自身的节水和中水回用技术，节省了 6.79 亿 m<sup>3</sup> 的水量。

2007 年永定流域上游的下泄水量为 1.48 亿 m<sup>3</sup>。从“谁受益，谁补偿”的角度考虑，永定河流域下游的北京市应对上游的来水量进行补偿，补偿的标准以农业用水产生的经济效益为基础（农业用水产生的经济效益是按照下游农业用水量与上下游农业用水效益

的差值的乘积计算得出),北京市应向上游的山西、河北省补偿 4655 万元,其中补偿河北省 2925 万元、补偿山西省 1730 万元。

本文给出的计算方法是在考虑流域历史资料和工程调节能力的基础上给出的长系列水量最优分配策略。补偿标准研究选取的系列年较短,同时研究区分部门的用水数据较为缺乏、用水种类单一,因此,本文给出的计算方法难以反映来水的长期变化对部门用水量的影响。水质作为表征用水部门排水对流域水体影响程度的重要指标,具有累计和叠加效应。本文针对研究期内的污染物产生量对水质的短期影响进行研究,难以反映流域水质在生态补偿标准确定中的真正作用,同时,对造成水体污染的自然和人为因素区分不够清晰,难以体现对合理用水、有效排水的经济激励作用。

### 3.2 合作博弈补偿标准

本文在考虑到官厅水库以上永定河流域水质状况及区域经济社会发展特点的基础上,暂将上游的用水户定为农业、工业、生态,下游的用水户为农业。此分类与模型构建过程中的用水户分类一致。鉴于合作博弈的特点,用水户在参与到联盟过程初期,会尽量提高水资源的利用效率,从而导致具有较大效益的用水户能够获得初始水权外的多余水量,但基于流域整体协调发展的理念,高效益的用水户应支付给低效用水户一定的效益补偿。

依据 2007 年流域上下游的初始水权分配关系,流域 1、2、3、4 用水部门对应的用水量分别为 4.50、1.39、0.06、0.08 亿  $\text{m}^3$  (仅考虑流域地表水)。流域上下游的水量分配与区域的发展格局和对不同质量水资源的依赖程度有关,具有一定的不均衡性。

为便于进行水量和经济效益的重新分配,在对研究区计算单元单方水经济效益、用水户可支配水量、用水户用水类型进行分析的基础上,通过对区域同部门用水量及经济效益进行归并,本文将计算的  $b(i)/B(i)$ 、 $c(i)/C(i)$  值列于表 5.7 中,为进行用水户模糊信息博弈下的水量分配和效益的计算提供依据。

表 5.7 模糊信息联盟博弈计算参数

| 计算明细        | $i=1$ | $i=2$ | $i=3$ | $i=4$ |
|-------------|-------|-------|-------|-------|
| $b(i)/B(i)$ | 0.985 | 0.857 | 0.903 | —     |
| $c(i)/C(i)$ | 0.900 | 0.190 | 2.488 | —     |

流域用水部门在参与模糊信息联盟时,使用相同的水量能够获得更多的收益,甚至高于确定信息的沙普利值。因此,此种情景下的水量合理分配是确定流域上下游补偿关系的关键。按照本文给出的方法进行计算,分配给用水户的水量将低于初始水权水量,但从公平和综合效益的角度考虑,用水户以此为基础却能得到高于无序竞争用水获得的收益。针对上游 3 个用水部门间构成的用水联盟进行合作博弈,部门 1、2、3 最终的用水量与沙普利值间的对应关系为 0.4、3.8、30 元/ $\text{m}^3$ ,部门 1、2、3 对应的最优水量为

0.56、0.19、0.06 亿  $\text{m}^3$ ，需水总量为 0.81 亿  $\text{m}^3$ 。从社会公平的层面考虑，因永定河上游的下泄水量完全来源于上游的生态保护和节水成效，因此，下游需要对上游的付出进行生态补偿，补偿的水量基础为 2007 年出境断面的下泄水量。依据上一节的计算结果，补偿总量为 4655 万元。

本文给出的水量最优分配策略以用水部门间的合作框架为基础，并且多为部门在用水效益最优状态下的水量分配格局。流域水生态破坏原因的多样化，用水效益的难以确定性，促使当前的方法在现实中的应用受到一定的限制，但却为流域水生态补偿标准的计算提供新思路。

## 4. 生态损益补偿标准

### 4.1 生态受益价值补偿标准

生态补偿的最终目的是通过激励人们的生态环境保护行为来维系流域生态系统服务功能的正常发挥。本文将对流域进行生态补偿看作“投入”、生态服务功能看作“产出”，运用投入与产出间的对应关系，利用产出值间接核算生态补偿量（生态服务价值）。针对永定河流域生境及物种多元化、不同水域相关功能属性的差异性，笔者从河流生态系统、森林生态系统、湿地生态系统层面考虑，借助相关统计公报（2007 年）及流域土地利用分类数据，通过对与直接、间接、其他价值的核算，确定受益生态补偿标准。依据生态产品、服务类型的联合评价框架，对生态系统功能进行系统分类是进行水生态服务价值核算的基础，如图 5.3 所示。

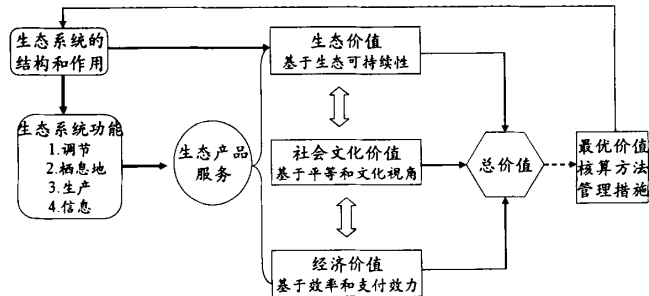


图 5.3 生态系统功能、产品、服务联合评价框架

结合流域土地利用类型，在进行相关度和聚类分析的基础上，借助 GIS 的统计分析功能绘制出永定河流域土地利用类型图，如图 5.4 所示。结合不同土地利用类型下的面积统计，本文通过对相关价值计算方法优缺点及适用范围进行比较，采用市场价值法、影子价格法等相关方法进行直接、间接、其他使用价值的核算，为准确进行生态价值补偿提供依据。

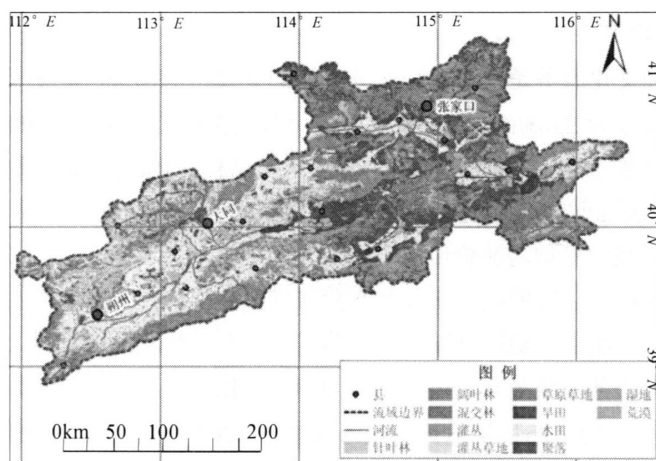


图 5.4 永定河流域土地利用类型图

#### 4.1.1 河流生态系统

##### (1) 物质产品价值

永定河流域属北方半干旱气候区，河道内水量相对较小，水生植物较少，本文暂不考虑其经济价值。对于动物资源主要以永定河上游的册田、壶流河、官厅水库的渔业养殖为主。册田水库以上控制流域面积  $16700\text{km}^2$ （包括上游赵家窑、恒山、十里河等 7 座中型水库），水库每年捕成鱼  $25\sim 35\text{万 kg}$ （暂定为  $30\text{万 kg}$ ）。依据有关研究，本文将册田水库投放鲤鱼、鲫鱼、草鱼和鲢鳙鱼鱼种的初始成本定为 15 万元。壶流河水库流域面积  $1717\text{km}^2$ ，总库容约  $87\text{万 km}^3$ ，是一座以防洪灌溉为主，兼顾渔业养殖、旅游效益的中型水库。水库作为北京供水的重要水源之一，为避免壶流河跨省重大水污染事件的发生，本文并未考虑水库的渔业养殖。2005 年，北京市、河北省渔政部门联合投放规格为  $100\sim 150\text{g}$  的鲢、鳙、草、鲂等滤食性、草食性鱼种  $16.5\text{万 kg}$ ，180 万尾，鲢鳙鱼夏花 600 万尾，总共投资约 67.5 万元。自 2005 年 1 月 1 日~2007 年 1 月 1 日，官厅水库进入为期 2 年的联合禁渔期，促使官厅水库的渔业资源得到恢复，净化了水质。增殖放流为延庆、怀柔两县的渔民带来了实惠，2007 年实现水库捕捞产量  $0.475\text{万 t}$ 。水库渔业养殖主要依靠不同种类鱼种对库区及周边水环境及生态改进的互补式促进作用，从生态角度改善水环境。鱼苗生长过程中不需要进行人为的管理投入，因此，本文并未考虑渔业生产的人力成本投入。经调查，2007 年淡水鱼（草、鲤、鲢、鲫鱼 4 种淡水鱼）的市场批发价格为  $7.5\text{元/kg}$ ，在综合分析的基础上，永定河上游湿地生态系统的物质产品价值约为 146 万元。

永定河流域上游生产的物质产品为生态保护的参与者带来了一定的经济收入，对缩小流域整体的发展差距具有一定的促进作用。但根据流域生态补偿的概念特征，暂不将物质产品价值作为确定流域水生态补偿的依据。

## (2) 附加功能价值

休闲娱乐和文化服务是生态系统服务功能的重要组成部分。本文取河流的休闲娱乐生态系统平均价值为  $230\$/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ (2007 年美元对人民币的汇率为 7.61)<sup>[33]</sup>, 生态系统生物多样性单位面积的生态价值量取沼泽或水体提供栖息地或避难所服务功能的生态效益  $1657.18\text{ 元}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ <sup>[206]</sup>。河流生态系统单位面积上的科研文化价值取  $3467\text{ 元}/\text{hm}^2$ 。经计算, 永定河流域的附加功能价值为 18711 万元。

流域水生态服务功能的收益主体具有跨区域性, 因此, 生态保护的成本付出通常由政府买单。依据流域上下游经济发展水平的差异, 下游北京市应针对上游河北省、山西省提供的水生态服务价值进行补偿。结合 2007 年北京市、山西省(大同市、朔州市)、河北省(张家口市)的生态环境保护的投入成本, 三者对附加功能的分摊比例为 25:2:1。因此, 北京市对上游山西省、河北省的补偿金额为 11137、5569 万元。

## (3) 供水价值

2007 年, 永定河流域山西省地表径流量为  $3.97\text{ 亿 m}^3$ , 依据流域供水的组成结构, 工业、城市生活所占的平均径流量为  $2.67$ 、 $1.30\text{ 亿 m}^3$ , 水价均值为  $2.43$ 、 $1.65\text{ 元}/\text{m}^3$ ; 永定河流域河北省张家口市地表径流量为  $3.8\text{ 亿 m}^3$ , 工业、城市生活径流量为  $2.33$  亿、 $1.47\text{ 亿 m}^3$ , 对应的水价为  $4.1$ 、 $2.4\text{ 元}/\text{m}^3$ ; 永定河北京市的主要供水水源为官厅水库, 但因地表水质劣于 III 类, 其  $0.64\text{ 亿 m}^3$  的水资源量只能用于工业, 按照  $5.6\text{ 元}/\text{m}^3$  的标准进行供水价值的测算。经综合分析, 2007 年永定河流域的供水价值为 207535 万元。

本文依据山西省、河北省下泄水量的多少, 将下游获得的水量收益反哺给上游。以此为基础, 上游的山西省、河北省获得的补偿金额为 13319、22521 万元。从供水的实际情况看, 该值仅作为补偿标准的理论上限值。结合前面计算的跨界断面的出境水量值, 在社会公平机制、合作的博弈理论的支持下, 下游的补偿金额仅为供水价值补偿值的 13%。因此, 本文的计算值反映的是理想状态下的补偿额度。

## (4) 水力发电

永定河上游水库来水量较小, 水电站出力较小。依据市场价值法, 2007 年永定河流域官厅水库发电价值约为 33 万元<sup>[207]</sup>。

水库的水力发电效益并非仅被流域下游所享有, 因此, 从收益对象和付出对象的层面考虑, 水力发电作为一种流域整体付出的收效, 在总体价值较小的情况下, 暂不将其划为上下游生态补偿的范畴。

## (5) 河流输沙

永定河多年平均输沙量 8070 万 t, 平均输沙模数  $1786\text{ t}/\text{km}^2$ 。本文取河流输沙的平均治理成本为  $3.1\text{ 元}/\text{t}$ <sup>[208]</sup>。在综合分析的基础上, 永定河流域的河流输沙价值为 25017 万元。

河流输沙特性作为水体的自然属性,是与水流特性相关的功能体现。流域上游的输沙水流作为天然下泄的水量,并非与区域的人为干涉程度相关。因此,本文暂不将河流输沙价值作为确定上下游生态补偿的依据。

#### (6) 净化环境功能

研究中,湖库单位面积平均氮、磷的去除率分别为 398、186t/km<sup>2</sup>,氮、磷去除成本按生活污水处理成本计,分别为 1500、2500 元/t。永定河流域以官厅、册田、壶流河水库为代表,水域面积分别为 238、33、1.19km<sup>2</sup>。经综合分析,流域湖库的净化功能价值为 28906 万元。

污染物在进入湖库之前,已经过一系列的物理、化学变化过程,补偿标准已体现在该过程中。因此,湖库的净化环境功能是对终端水体自然价值的表征,不具有生态补偿的实施基础。

#### 4.1.2 森林生态系统

森林生态系统服务功能指森林生态系统及其生态过程为人类提供的自然环境条件与效用<sup>[209]</sup>。从流域尺度上准确核算森林生态系统服务功能大小,并按照功能特性进行差异性分析,是进行生态补偿、流域管理的依据。本文采用 2007 年 TM 遥感影像,破译出永定河流域森林生态类型面积及其空间分布。依据 GPS 样点和调研成果,将森林生态系统划分为灌丛、针叶林、阔叶林和针阔混交林 4 类进行相关功能价值的计算。

##### (1) 土壤保护功能价值

永定河流域的森林类型以阔叶林、混交林、针叶林、灌木林为主,在遥感与地理信息系统技术支持下,利用 GIS 的空间分析功能,2007 年 4 种森林类型的面积比为 18:23:13:33。永定河上游的北京、河北、山西省的森林面积为 424、2033、1276km<sup>2</sup>。经计算,流域阔叶林、混交林、针叶林、灌木林的面积大约为 773、987、558、1416 km<sup>2</sup>,各自对应的土壤侵蚀模数为 480、285、500、400 t/(km<sup>2</sup>·a),土壤容重为 1.18、1.03、1.15、1.18t/m<sup>3</sup>,土壤厚度 0.3527、0.3260、0.4007、0.3629m。在无林地覆盖的情况下,永定河流域多为荒漠、荒山地貌,为此,本文取土壤侵蚀模数为 915 t/(km<sup>2</sup>·a)。土壤营养盐(N、P、K)的含量为 0.431kg/t,价格为 2549 元/t,水库单位库容每年需投入的成本 0.67 元/m<sup>3</sup>。由此,流域因森林植被的存在每年减少土壤侵蚀量 188 万元,减少周边土地损失收益 45 万元,防止土壤肥力下降收益 207 万元,减轻河道泥沙滞留和淤积效益 27 万元。综上所述,永定河流域的土壤保持功能价值为 467 万元。

流域的土壤保护功能主要体现在森林植被的防风固沙方面。合理的区分天然、人为造林面积是计算流域上下游生态补偿标准的关键。植被的生长与流域及库区水量的赋存具有一定的联系,是水量价值的衍生体现。因此,本文并未将土壤保护功能价值作为生态补偿标准的测算基础。

## (2) 林产品价值

2007 年, 永定河流域的林木总面积为  $3733\text{km}^2$ , 木材的平均价格  $625\text{元}/\text{m}^3$ , 林木综合出材率为 50%, 林木择伐强度取 36%, 单位面积的木材蓄积量  $149\text{m}^3/\text{hm}^2$ 。综合分析, 流域林产品价值为 625925 万元。

流域林产品作为能够进行市场交换的产品, 不能体现流域上下游的付出和收益的关系, 难以体现水生态服务价值。

## (3) 水分调节功能价值

流域土壤深度为  $0.36\text{m}$ , 土壤孔隙度取 50%。水价按照不同区域的用水类型加以确定, 经综合分析取为  $3.18\text{元}/\text{m}^3$ 。经计算, 永定河流域森林涵养水源功能价值为 168620 万元。结合统计资料及以往的研究, 永定河流域汛期平均降水量  $0.251\text{m}$ , 林地的林冠截留率 11%, 林地单位面积凋落物层的持水量  $782\text{m}^3/\text{km}^2$ ,  $S_0$  取为  $268547$ 、 $102300\text{m}^3/\text{km}^2$ 。经综合计算, 流域森林生态系统补给水源量  $5.594\text{亿 m}^3$ , 均化洪水价值为 59384 万元。由此, 永定河流域森林的水分调节功能价值为 228005 万元。

流域的水分调节功能是产生出境断面下泄水量的前提。不同用途水量的价值以及补偿标准在相关的章节中已经有所涉及, 本节给出的价值量是对流域水量及其价值的综合阐述。

## (4) 大气调节功能价值

本文将森林固碳、释氧的单位功效定为  $2.78$ 、 $2.02\text{t}/\text{hm}^2$ , 其价值取为  $273.3\text{元}/\text{t}$  和  $400\text{元}/\text{t}$ , 因此永定河流域森林的大气调节功能价值为 56323 万元。

大气调节功能作为对流域水生态功能的广义阐述, 难以确定补偿和受偿的对象。因此, 森林的大气调节功能价值不能作为确定流域生态补偿标准的依据。

## (5) 环境净化功能价值

永定河流域阔叶林、针叶林、混交林的面积为  $744$ 、 $537$ 、 $950\text{km}^2$ , 对  $\text{SO}_2$  的净化能力为  $8.87$ 、 $21.56$ 、 $15.21\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$ , 滞尘能力为  $1020$ 、 $3320$ 、 $2170\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$ , 对  $\text{NO}$  的净化能力为  $541.5$ 、 $1871.5$ 、 $1206.5\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$ , 削减成本为  $600$ 、 $170$ 、 $780\text{元}/\text{t}$ 。经综合计算, 流域森林的环境净化功能价值为 279332 万元。

环境污染的多样性和气体污染物的易扩散性, 在一定程度上增加了确定流域收益和受偿主体的难度。同时, 森林生态补偿的研究作为独立的学科, 本文暂不进行深入探讨。

## (6) 附加功能价值

流域森林生态系统的附加功能价值主要指森林的科研文化和生物多样性维持价值。借鉴 Costanza 等的研究成果, 本文将永定河流域森林生态系统的单位科研文化功能价值取为  $197.8\text{元}/\text{hm}^2$ <sup>[210]</sup>。经计算, 流域森林生态系统的科研文化价值为 7106 万元。

生物多样性价值体现在森林自然保护区发展的机会成本和公众支付意愿 2 个方面。

流域森林保护区面积为  $56750\text{hm}^2$ ，单位面积林业用地的产值为  $1800\text{元}/\text{hm}^2$ ，综合分析得出森林生态系统因维持生物多样性所丧失的机会成本为  $10215\text{万元}$ 。研究资料表明，全球社会对保护中国森林资源的支付意愿为  $112\$/\text{hm}^2$ <sup>[21]</sup>，由此，流域森林增加生物多样性的价值为  $30620\text{万元}$ 。经综合计算，永定河流域森林生态系统的附加功能价值为  $35726\text{万元}$ 。

流域森林的附加功能价值对森林所在区域财政收入的增加具有一定的带动作用，是对流域生态保护成果的肯定。流域上下游对维持水生态的整体改善均起到一定的积极作用，因此，双方不存在依附水量变化的补偿关系。

#### 4.1.3 湿地生态系统

湿地生态系统是开放水域与陆地之间过渡性的生态系统，兼有水域和陆地生态系统的特点，同时具有其独特的功能和结构。湿地多样化的生态服务功能的重要性及价值的差异性，成为对湿地进行合理开发和补偿有价可依的依据。

当前对湿地实施的补偿，多是国家、区域政府对湿地管理、维护、保护人员的行为补偿，也包括因扩大湿地面积而进行的移民搬迁、产业结构调整企业的补助。永定河流域的湿地对改善局地气候，维持流域水量稳定供给起到一定的积极作用。但因研究区内的湿地面积较小，湿地水量严重不足，导致湿地的基本功能难以维持。因此，本文将对湿地的补偿转嫁给与湿地形态维持相关的流域水量和水质进行的补偿，借助水量的恢复水平和保障程度的提高，实现湿地生态系统的功效多样化。

##### (1) 净化水质功能

本文根据 Costanza 的研究成果，采用  $4177\text{元}/\text{hm}^2$  作为湿地单位面积净化水质的价格。借鉴各省自然保护区的分类名目，以及人机交互处理的 TM 遥感影像为基础，流域现有的湿地面积为  $82021\text{hm}^2$ 。因此，流域湿地的水质净化功能价值为  $34260\text{万元}$ 。

##### (2) 科研文化价值

湿地的科研文化价值主要表现在为研究北方植物的功能价值、珍稀鸟类的生活习性提供场所。本文鉴于我国湿地价值的特殊性，将单位面积湿地生态系统的平均科研价值取为  $382\text{元}/\text{hm}^2$ 。永定河流域湿地的科研文化价值为  $3133\text{万元}$ 。

##### (3) 生物多样性价值

永定河流域湿地适宜的气候条件和独特的地理位置，利于生物多样性的维持。如北京延庆野鸭湖湿地面积位居华北地区之首，有国家一、二级保护鸟类金雕、大鸨、灰鹤、大天鹅等 16 目 42 科 150 余种。本文对生物多样性价值采用生物栖息地功能估算法进行评价。借鉴 Robert Costanza 的研究成果，湿地的避难所价值为  $304\$/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。经综合分析，永定河流域湿地生物多样性价值为  $18975\text{万元}$ 。

##### (4) 调节气候价值

湿地调节气候价值主要为固碳吐氧价值，通过大面积挺水植物芦苇以及其他水生植物的光合作用固定大气中的 CO<sub>2</sub>，释放 O<sub>2</sub>。本文对湿地固定 CO<sub>2</sub> 功能价值采用“碳税法”进行估算。永定河流域湿地植被类型以低杂草甸为主，群落生物量在取 2778kg/hm<sup>2</sup> 的情况下，湿地生态系统形成的植物干物质为 22.78 万 t。依据植物每生产 1g 干物质需要 1.63gCO<sub>2</sub>，释放 1.19gO<sub>2</sub>，可知湿地能够固定 CO<sub>2</sub>37.14 万 t，释放 O<sub>2</sub>27.11 万 t。湿地固定 CO<sub>2</sub> 功能价值采用造林成本法进行估算，取为 260.90 元/t；释放 O<sub>2</sub> 的功能价值采用工业氧的价格，取为 330 元/t。因此，永定河流域湿地的调节气候价值为 18636 万元。

(5) 消减洪水功能价值

永定河湿地位于内陆，对消减洪水、调蓄洪流具有一定的作用。本文取 2007 年中国湿地生态系统水文调节功能 6035.90 元/hm<sup>2</sup> 和废物处理功能 6467.04 元/hm<sup>2</sup> 的平均值作为永定河流域单位湿地消减洪水的功能价值。经综合分析，流域湿地消减洪水的功能价值为 51280 万元。

(6) 水分调节功能价值

经初步调查，流域湿地蓄水 763.8 万 m<sup>3</sup>，按照我国每建设 1m<sup>3</sup> 水库库容投入成本为 0.67 元计算，永定河流域湿地生态系统水分调节功能价值为 511 万元。

(7) 物质生产价值

滩涂湿地可以发展渔业、水产养殖业、农业种植等产业，其价值评估一般采用直接价值评估法。但由于流域湿地多为自然保护区，其人工生产价值较低；湿地植被多为天然植被，市场价值较低，且难以进行开发；流域蓄水面积较小，并且水产养殖密度较低。鉴此，本文不进行流域湿地物质产品生产价值的计算。

4.1.4 量化计算结果

本文依据流域不同生态系统服务种类的差异性，在价值属性分类合并的基础上，给出永定河流域生态功能价值表，见表 5.8。流域受益生态补偿额是外部经济性行为的全部，本文将流域生态系统服务价值的计算结果作为流域生态价值补偿标准的理论上限值。

表 5.8 永定河流域生态系统服务功能评估结果（万元/a）

| 生态系统类型      | 功能   | 直接使用价值  |        |        | 间接使用价值 |        | 其他价值  | 合计      |
|-------------|------|---------|--------|--------|--------|--------|-------|---------|
|             |      | 物质产品    | 供水     | 水力发电   | 河流输沙   | 净化环境   | 附加功能  |         |
| 河流生态系统      | 评价结果 | 146     | 207535 | 33     | 25017  | 28906  | 18711 | 280348  |
|             | 分类合计 | 207714  |        |        | 53923  |        | 18711 |         |
| 生态系统类型      | 功能   | 直接使用价值  |        |        | 间接使用价值 |        | 其他价值  | 合计      |
|             |      | 物质产品    | 大气调节   | 环境净化   | 土壤保护   | 水分调节   | 附加功能  |         |
| 森林生态系统      | 评价结果 | 625925  | 56323  | 279332 | 468    | 228005 | 42832 | 1232885 |
|             | 分类合计 | 625925  | 564128 |        |        |        | 42832 |         |
| 生态系统类型      | 功能   | 直接使用价值  |        |        | 间接使用价值 |        | 其他价值  | 合计      |
|             |      | 物质产品    | 旅游休闲   | 减灾控水   | 大气调节   | 净化水质   | 附加功能  |         |
| 湿地生态系统      | 评价结果 | —       | 3133   | 51791  | 18636  | 34260  | 22108 | 129928  |
|             | 分类合计 | 54924   |        |        | 52896  |        | 22108 |         |
| 流域生态系统类型总价值 |      | 1643161 |        |        |        |        |       |         |

注：鉴于流域某些水生态服务价值受益主体及补偿对象的难以确定，并不具有实施生态补偿的准确条件。本文在以后的研究中将针对上述生态价值实现的可行性进行分析，给出流域受益价值补偿标准。

本文系统的计算了永定河流域生态服务价值，结果较为准确可靠。由于流域生态系统的非使用价值主要采用条件价值法进行计算，本文选择的评价方法的有效性和可靠性受多方面因素的制约。因此，计算结果仅从流域尺度上对受益生态服务价值进行评价。生态价值核算过程中的不确定性因素及计算公式中参数取值的难以固定性，又在一定程度上限制了生态价值补偿标准核算结果的精确性。

流域的生态服务价值是外部性问题的表征。因此，流域下游或其他地区不因获益而支付，流域上游也不因保护而获得补偿。流域某项生态服务价值处在不断变化运移中，并且生态服务价值间没有清晰的区域之间的对等关系，“公共物品”与“私人物品”的特性交织在一起，而且与其他生态系统变化产生的外部性交织在一起，使得从自然、人为层面区分生态补偿的量化标准显得尤为困难。为此，从流域水生态主体功能协调发展的层面考虑，本文暂且未将流域整体的收益补偿进行基于补偿标准的细化计算。从生态补偿的定义及涵盖要素层面考虑，流域的收益补偿仅作为一种概念型的生态补偿，是间接衡量区域水生态保护收益程度大小的特征量。

#### 4.2 生态受损价值补偿标准

生态补偿标准是建立生态补偿机制据以参照的标准，是生态补偿机制的核心。流域水生态补偿标准的实质是确定补多少才能既反映水生态服务的价值及其成本与收益，又能被上、下游接受，实现流域生态功能的恢复或改善。研究表明，流域受损生态补偿标准应由流域上、下游依据流域水环境污染治理投入以及为保护水源地丧失经济发展的损失，通过共同协商后确定。

##### 4.2.1 限制发展机会成本

机会成本（OC）指做出某一决策而放弃另一决策时放弃的利益，用来衡量决策的后果，是一种被国内外普遍认可，且适用范围较广的补偿标准方法<sup>[212]</sup>。流域上游开展的水资源开发利用与保护工作直接影响到下游地区的用水安全。上游地区限制不利于节水、水源涵养和水环境保护的产业发展，实现上下游跨界断面的水量、水质考核控制标准，在一定程度上制约了当地经济发展和人民生活水平的提高。当前的研究一般将上游放弃产业发展可能失去的最大经济效益作为流域生态补偿标准。为便于流域地区间发展指标的横向比较，本文常采用间接算法进行上游地区机会成本损失的核算：

$$EC_e = (C_{m,c} - C_{m,p}) \cdot P_C \cdot a_1 + (F_{m,c} - F_{m,p}) \cdot P_F \cdot a_2 \quad (5-6)$$

式中： $EC_e$ 为基于机会成本的补偿额度（元）； $C_{m,c}$ 为参照城镇居民人均支配收入（元）； $C_{m,p}$ 为上游地区城镇居民人均可支配收入（元）； $P_C$ 为上游地区城镇居民人口数（元）； $F_{m,c}$ 为参照县市的农民人均纯收入（元）； $F_{m,p}$ 为上游地区农民人均纯收入（元）； $P_F$ 为上游地区农业人口数（元）； $a_1$ 、 $a_2$ 为水资源贡献率。

为进一步缩小永定河上游的山西、河北和下游的北京市之间的发展差距，本文将北京作为水量水质的受益主体（补偿主体），山西、河北作为受偿主体（补偿客体），通过

对流域上下游城镇、农村人均收入的差异进行比较,借鉴水资源贡献率,核算流域基于经济发展的机会成本。依托 2007 年统计年鉴数据,北京、河北张家口市、山西(大同、朔州、忻州)的农村人口(万人)、城镇人口、农村人均收入(元/人)、城镇人均收入(元/人)分别为 253、1380、9559、21989;313、144、2854、10051;147、112、3331、10929。本文依据投入成本比例反映贡献率的理念,在调研和借鉴的基础上,将城镇、农村居民生活的水资源贡献率暂定为 2%、0.9%,综合分析永定河流域机会成本损失为 86146 万元。

#### 4.2.2 直接成本投入

流域良好生态服务价值的发挥与流域上游对生态保护的直接投入相关。研究区现有林地面积约 41 万  $\text{hm}^2$ ,国家对公益林的补偿标准为 97.5 元/ $\text{hm}^2$ 。由此,永定河流域的森林维持费用为 3998 万元。

#### 4.2.3 水源涵养损失机会成本

在流域上游生态保护行为中,植树造林对涵养水源、减少水土流失、净化环境、改善空气质量起到积极作用。下游除在直接投入上对上游的造林行为进行资助,还需要对上游造林造成的区域发展格局上的机会成本损失进行补偿。因保护森林植被而限制经济发展所失去的机会成本的核算依据为:

$$EC_i = OC_i \times A_i \quad (5-7)$$

式中:  $EC_i$  为基于机会成本的补偿额度(元);  $OC_i$  为新造林的机会成本(元/ $\text{hm}^2$ );  $A_i$  为新造林面积( $\text{hm}^2$ )。

本文取黄河流域每公顷退耕还林的粮食补偿(合 2100 元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ))作为造林的机会成本,即永定河流域现有林的机会成本约为 2100 元/ $\text{hm}^2$ 。山西大同、山西朔州、山西忻州、河北张家口的新造林面积为 19897、18931、1162、20462 $\text{hm}^2$ ,则流域森林机会成本的补偿量为 74543 万元。

#### 4.2.4 量化计算结果

在综合计算的基础上,永定河流域上游由于生态建设和护林工作丧失的机会成本为 164687 万元。当前在受损生态补偿标准计算中,难以准确估算采用有效环境保护行为提高流域生产能力产生的机会成本,通常借助流域资源利用中的有效成本分析确定上游付出的机会成本。在规划水平年机会成本的预测过程中,应考虑载体的变动、时间和风险因素的影响,实施基于分类核算的机会成本计算方法。本文将受损投入作为进行生态补偿的理论控制基准,是对流域水生态投入进行全面核算的基础。

在生态补偿标准计算过程中,选择合适方法估算机会成本尤为重要。补偿结果的差异相当大的程度上依赖于方法的选取。当前难以准确估算采用有效环境保护行为提高流域生产能力导致的机会成本,一般采用公平价格法进行计算,如 Jesus de Otoro 流域的

机会成本核算<sup>[126]</sup>。借助流域资源利用中的有效成本分析确定上游付出的机会成本，将成为研究有效生态补偿机制输入项的重点。在规划水平年机会成本的预测过程中，应考虑载体的变动、时间和风险因素的影响，实施基于分类核算的机会成本计算方法。同时，在进行受损生态补偿额计算过程中，应充分补偿标准研究中补偿对象微观决策行为，借助机会成本空间分布，实现对不同参与主体潜在功效的准确核算。

5.生态保护成本补偿标准

5.1 污染治理成本补偿

本文依据永定河水流方向，结合区域排污口在流域中的分布概化，在考虑到排污类型对水体水质影响的基础上，依次给出桑干河册田水库以上忻州市、朔州市，册田水库入口，桑干河册田水库以上大同市，壶流河大同市，洋河大同市、张家口市，桑干河册田水库以下张家口市 8 个排污口（编号为 1、2、3、...，8）的污染物特点，如表 5.9 所示。本文利用校准的水质模拟模型计算排污口对应区域间的转换系数，如表 5.10 所示。流域排污口间的交易率计算结果，如表 5.11 所示。为更好的估计水质超标的模糊风险，将 COD 的最小、最适宜的浓度确定为 12、15 mg/L（暂且将 COD 作为自变量，考虑其浓度变化引起的氨氮浓度的变化）。

表 5.9 永定河流域排污口基本特征

| 排污口 | 流量 (m <sup>3</sup> /s) | COD(mg/L) | NH <sub>3</sub> -N(mg/L) |
|-----|------------------------|-----------|--------------------------|
| 源头  | 6                      | 15        | 0.5                      |
| 1   | 1.32                   | 189       | 30                       |
| 2   | 1.32                   | 184       | 15                       |
| 3   | 1.32                   | 70        | 13                       |
| 4   | 1.32                   | 186       | 22                       |
| 5   | 0.32                   | 68        | 10                       |
| 6   | 0.17                   | 69        | 11                       |
| 7   | 2.28                   | 119       | 19                       |
| 8   | 2.28                   | 116       | 16                       |

注：1.考虑到污水处理厂的污染物处理状况，本文仅对点源污染物的入河浓度进行考虑（对应的水质类型为劣 V 类）。  
2.结合流域水质保护目标，本文将源头水的水质类型暂定为 II 类。

表 5.10 转换系数矩阵  $r_{ij}$  ( $\times 10^{-4}$ )

| 区域 $i$ | 区域 $j$ |      |      |      |       |       |       |       |
|--------|--------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|
|        | 1      | 2    | 3    | 4    | 5     | 6     | 7     | 8     |
| 1      | 55.7   | 54.6 | 57.8 | 74.6 | 109.2 | 112.4 | 106.1 | 106.3 |
| 2      | 0      | 15.8 | 23.1 | 45.2 | 92.4  | 96.6  | 99.8  | 107.1 |
| 3      | 0      | 0    | 7.4  | 32.6 | 84    | 89.3  | 95.6  | 106.4 |
| 4      | 0      | 0    | 0    | 26.3 | 79.8  | 86.1  | 94.5  | 106.3 |
| 5      | 0      | 0    | 0    | 0    | 63    | 71.4  | 87.2  | 105.3 |
| 6      | 0      | 0    | 0    | 0    | 0     | 14.7  | 56.7  | 97.23 |
| 7      | 0      | 0    | 0    | 0    | 0     | 0     | 48.3  | 94.5  |
| 8      | 0      | 0    | 0    | 0    | 0     | 0     | 0     | 79.2  |

注：表中区域的控制范围为：1.宁武县(不含县城)；2.朔州市朔城区、平鲁区、右玉（不含县城）、山阴、应县、怀仁；3.水库周边；4.左云县、大同市市区新荣区、南郊区、浑源县、大同县；5.灵丘（忽略不计）广灵；6.阳高、天镇；7.尚义、怀安、崇礼、万全、张家口市市区、宣化、涿鹿、怀来；8.阳原、蔚县。

表 5.11 排污口间交易率矩阵 ( $t_{ij}$ )

| 区域 $i$ | 区域 $j$ |        |        |        |        |        |        |        |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
|        | 1      | 2      | 3      | 4      | 5      | 6      | 7      | 8      |
| 1      | 1      | 1.0417 | 1.0488 | 1.0498 | 1.0590 | 1.1470 | 1.1801 | 1.4087 |
| 2      | 0      | 1      | 1.0571 | 1.0582 | 1.0675 | 1.1562 | 1.1894 | 1.4199 |
| 3      | 0      | 0      | 1      | 1.0508 | 1.0602 | 1.1483 | 1.1814 | 1.4102 |
| 4      | 0      | 0      | 0      | 1      | 1.0592 | 1.1472 | 1.1803 | 1.4089 |
| 5      | 0      | 0      | 0      | 0      | 1      | 1.1372 | 1.1699 | 1.3966 |
| 6      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 1      | 1.0802 | 1.2895 |
| 7      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 1      | 1.2534 |
| 8      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 1      |

为确定排污口污水的治理成本函数，本文在对不同区域的污水处理厂的建设和管理运行成本进行分析的基础上，考虑到处理成本的变动性，给出如下表达形式：

$$C_i = \alpha_i x^2 \tag{5-8}$$

式中： $C_i$ 是排污口  $i$  对超标污染物的处理成本(百万元)； $x$ 是排污口  $i$  对污染物的去除水平( $x \in [0,1]$ )；排污口 1, 2, ..., 8 的  $\alpha_i$  取值分别为：1.45、1.65、0.41、0.21、0.21、0.21、2.10、0.41。

如前所述，安全系数的大小对污染物的总处理成本以及模糊风险具有一定的影响。因此，本文在考虑到河流水体纳污能力安全系数的基础上，利用 Matlab 优化工具箱进行优化的污染物去除水平和交易方式的确定。蒙特卡罗模拟法的输入包括排污口的污染负荷 ( $P_i$ )，上游流量 ( $Q_{up}$ )，COD 和氨氮的浓度 ( $COD_{up}$ 、 $NH_3-N_{up}$ )、上游的水温。本文假定输入的随机变量呈正态分布。在较高的安全系数下，河流通常具有较低的水体纳污能力，并且排污口之间的初始排放许可交易量较小。因此，安全系数的增加能够减少水体中污染物浓度超标的模糊风险，增加污染物处理的总成本。除此之外，当安全系数从 1 增加到 1.4 时，水质超标的模糊风险从 0.45 下降到 0。污染物处理的成本投入与安全系数间的具体关系，如图 5.5 所示。

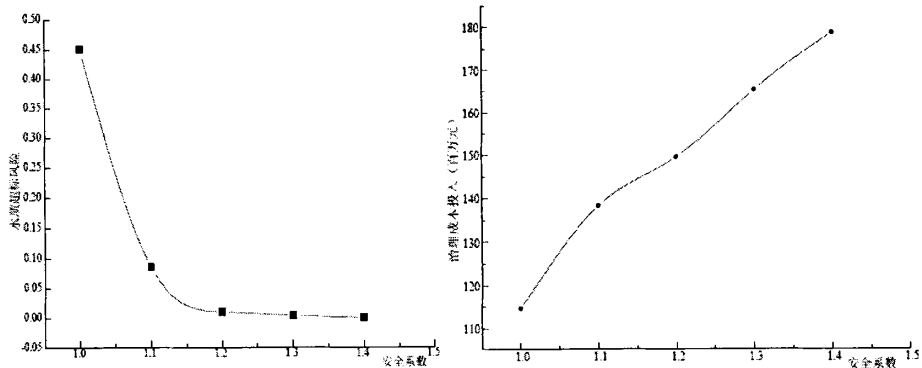


图 5.5 总治理成本-模糊风险-安全系数之间的变化

为有效的验证模型计算结果的准确性和有效性，本文采用成本应用模型、成本均衡

功能模型进行非季节的、确定的、多目标污染物负荷分配对应下的污染物处理成本计算。在利用 Monte Carlo 法分析计算水质超标率（以Ⅲ类水质作为判定标准）的基础上，通过考虑水质模拟计算过程中主要随机变量，运用 NSGA-II 算法（非支配排序遗传算法）进行水质超标率—污染物治理成本—污染物处理水平的多目标优化求解。

### （1）测算指标

本文给出的测算指标是在充分考虑水体污染物超标量、单一污染物最大允许负荷、总污染物最大允许负荷的基础上，对 3 个单一指标（阐述如下）进行加权后得出。总体指标通常依据河流水体的污染负荷分配策略计算而来。

#### 1) 污染物超标表征指标

本文定义  $E_N$  为自由排放和治理状态下超标污染物的比率， $N_0$  为自由排放状态下的污染物超标量， $N_a$  为治理状态下的污染物超标量。

$$E_N = \frac{N_0 - N_a}{N_0} \quad N_0 = f_1((O_j)_0, O_{std}) \quad N_a = f_4((O_j)_0, O_{std}) \quad (5-9)$$

$$N_a = \sum_{j=1}^{NC} (y_j)_a \quad (y_j)_a = \begin{cases} 1 & O_{std} > (O_j)_a \\ 0 & O_{std} \leq (O_j)_a \end{cases} \forall j$$

式中：NC 为监测点（排污口）的数量； $(y_j)_a$  为在监测点  $j$  处的污染物超标量； $O_j$  表示在监测点  $j$  处的污染物浓度，下标 0、 $a$  分别表示不治理（自由排放）、治理状态的污染物处理水平； $O_{std}$  为达标排放时的污染物浓度。

#### 2) 污染物超标最大尺度表征指标

本文定义  $E_V$  为自由排放和治理状态下最大尺度超标污染物的比率， $V_0$  为自由排放状态下的污染物最大超标量， $V_a$  为治理状态下的污染物最大超标量。

$$E_V = \frac{V_0 - V_a}{V_0} \quad V_0 = f_2((O_j)_0, O_{std}) \quad V_a = f_5((O_j)_a, O_{std}) \quad (5-10)$$

$$V_a = \sum_j [(S_1)_a, (S_2)_a, \dots, (S_j)_a] \quad (S_j)_a = \begin{cases} O_{std} - (O_j)_a & O_{std} > (O_j)_a \\ 0 & O_{std} \leq (O_j)_a \end{cases} \forall j$$

式中： $V$  为污染物最大超标量尺度；其余符号意义同上。

#### 3) 污染物超标总尺度表征指标

本文定义  $E_{TS}$  为自由排放和治理状态下总超标污染物的比率， $TS_0$  为自由排放状态下的污染物总超标量， $TS_a$  为治理状态下的污染物总超标量。

$$E_{TS} = \frac{TS_0 - TS_a}{TS_0} \quad TS_0 = f_3((O_j)_0, O_{std}) \quad TS_a = f_6((O_j)_a, O_{std}) \quad TS_a = \sum_{j=1}^{NC} (S_j)_a \quad (5-11)$$

式中： $TS$  为污染物总超标指标；各个字符的意义同上。

#### 4) 总指标

基于污染物负荷分配策略的总指标 ( $E_{WLA}$ ) 为以上 3 个指标的加权和。

$$E_{WLA} = w_N \times E_N + w_V \times E_V + w_{TS} \times E_{TS} \quad (5-12)$$

式中:  $w_N$ 、 $w_V$ 、 $w_{TS}$  分别为与上述 3 个指标相关的权重。

## (2) 成本应用模型

本文借助成本应用模型进行污染负荷的优化分配,以最小化的超标污染物处理成本实现最大化的水体整体功能。不同河流断面的水体纳污能力是判定污染物负荷分配策略经济可行性的重要依据。成本应用模型为:

$$\min Z_1 = \sum_{i=1}^{NS} c_i(x_i) \quad \max Z_2 = E_{WLA} \quad (5-13)$$

subject to

$$x_i \in xs_i \quad \forall i \quad E_{WLA} = w_N \times E_N + w_V \times E_V + w_{TS} \times E_{TS} \quad (O_j)_a = f(X_a, W, Q, T, K) \quad \forall j$$

式中:  $X_a$  为与任意处理相关的污染物处理水平向量;  $c_i(x_i)$  为排污口  $i$  的污染物处理成本;  $x_i$  为排污口  $i$  的污染物处理水平;  $xs_i$  为排污口  $i$  的污染物所有处理类型集合;  $W$  为污染物输入向量;  $Q$  为由河流的干流、支流流量构成的向量;  $T$  为水温;  $K$  为污染物降解系数向量。

## (3) 成本均衡功能模型

在污染物负荷分配模型中,将污染物治理成本最小化和排污口排污量不公平分配最小化作为控制水质性状的目标函数或限制条件。在总治理成本和不公平措施间进行合理权衡,对于性状功能给定的治污体系而言,可以减少总投入的 100%。成本均衡功能模型为:

$$\min Z_1 = \sum_{i=1}^{NS} c_i(x_i) \quad \min Z_2 = \sum_{i=1}^{NS} \left| \frac{x_i}{\bar{x}} - \frac{W_i}{\bar{W}} \right| \quad (5-14)$$

subject to

$$x_i \in xs_i \quad \forall i \quad E_{WLA} \geq E_S \quad (O_j)_a = f(X_a, W, Q, T, K) \quad \forall j$$

式中:  $\bar{x}$  为排污口平均的污染物处理水平;  $\bar{W}$  为排污口的污染物平均排放量;其余符号的意义同上。

## (4) 多目标优化算法框架

多目标优化算法框架由多目标优化模型、水质模拟模型构成。NSGA-II 用于在不同的目标间寻求均衡最优解。1) 将 NSGA-II 生成的每一个可供选择的污染物负荷分配方案,作为水质模拟器和监测站点污染物超标状况判定的输入。2) 污染物负荷分配方案依据 NSGA-II 模块的实现目标进行适合度评价。3) 污染物负荷分配方案依据非支配判定方法在计算过程中被重新分类。4) 利用筛选法和比较算子法产生新的种群。上述过程重复进行,直到产生符合输出要求的方案为止。本文利用参考文献[213]给定的优化污染物负荷分配模型框架进行计算。水质模拟模型通常由流量模块、污染物运移模块构成。本文对流量模块的计算主要以曼宁公式为主,对于污染物在水体中的运移、稀释、降解

主要参考文献[214]进行。

### (5) 计算结果

永定河流域水功能区基本参数、河流水体水文特征、典型污染物出境断面的控制指标，前面章节已给出了相应的阐述。本文将流域的一系列排污口的污染物去除率用基因表示，离散的污染物去除水平（根据污水处理厂的运行情况，暂定为 40%~98%）用二进制编码表示。染色体上的每一个决策变量有 59 个可能值。计算过程中的种群数控制在 30~100 之间<sup>[215]</sup>，交叉概率  $p_c$  控制在 0.5~1.0 之间，染色体变异概率  $p_m$  在 0.005~0.02 之间。基于敏感性分析，本文将  $p_c$ 、 $p_m$  分别取为 0.8、0.009，将 200 代作为多目标遗传算法实现帕累托最优的收敛阈值。

#### 1) 成本应用模型计算结果

在模型的运算过程中，排污口的数量、超标风险、污染物总超标量等指标，依据控制断面的水质控制目标确定。永定河流域的水污染主要以有机污染为主（城市生活污水和工业废水为主要污染源）。从水体污染物的含量上分析，COD 和氨氮之间的浓度具有一定的相关性。实验研究表明，总氮和硝氮，氨氮和 COD 的关系最为密切<sup>[216]</sup>。由于污染物初始浓度的不同，因此，在相同的处理水平下，处理成本也具有一定的差异。实验表明，在  $\text{PH}<8.5$  时，氨氮的挥发性可以忽略<sup>[217]</sup>。因此，本文暂不考虑氨氮挥发对水体污染物浓度造成的影响。

为准确应用模型进行治理成本的计算，本文将 COD 暂定为自变量，氨氮为因变量。在 COD 浓度变化的情况下，从不同层面进行易损性、污染物浓度/排放总量超标量的计算。在利用 NSGA-II 算法寻优过程中，污染物浓度特大值或污染物超标占多数的解决方案将会自动被剔除。COD 作为一种有机污染物，污水处理厂对其处理率较高，同时在水体中的降解能力也较强，因此，对出境断面水体水质的影响程度较小。氨氮作为影响河流水质类别的重要物质，亦即成为牵制污水处理厂投资分配的关键。考虑到研究区各地污水处理厂的处理级别，为充分利用水体的自净能力，在综合分析的基础上，本文将氨氮处理达标的标准浓度取为 15mg/L。

研究区帕累托最优解决方案中的最低投入、最高性能、妥协方案分别用  $LC$ (least cost)、 $MP$ (maximum performance)、 $SC$ (selected compromise solution)表示，具体的计算结果，如表 5.12 所示。数据表明， $MC$  对应的治理成本明显的高于  $LC$  对应的成本；随着污染物浓度的增加（氨氮浓度从 8mg/L 增加到 10mg/L）， $MP$  对应的成本增加量约为  $LC$  对应增量的 5 倍； $SC$  作为表明污染物治理成本变化的临界值，随着污染物浓度的增加，治理成本的增加量相对于  $LC$  并不明显。氨氮不同浓度对应下的成本计算参数，如表 5.13 所示。表中数据表明，妥协解决方案的整体性能较好。多目标模型的成本应用均衡曲线，有助于决策者依据预算约束和系统整体性能选择合适的污染负荷分配方案；同时也有助

于为决策者实现治污的整体功效最大化提供信息，并为水体最优浓度的控制提供依据。

表 5.12 污染物治理的成本应用模型计算结果

| $C_{NH_3-N}$<br>(mg/L) | 指标 | 方案点           | 污染物去除水平                                        | 不公平度  |
|------------------------|----|---------------|------------------------------------------------|-------|
|                        |    | ( $TC, OSP$ ) | ( $x_1, x_2, \dots, x_8$ )                     |       |
| 8                      | LC | 162.80,0.46   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35 | 4.74  |
|                        | SC | 164.09,0.68   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35 | 5.36  |
|                        | MP | 165.72,0.98   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35 | 6.99  |
| 10                     | LC | 162.86,0.41   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35 | 4.70  |
|                        | SC | 164.72,0.65   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35 | 5.90  |
|                        | MP | 166.91,0.92   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35 | 8.18  |
| 15                     | LC | 162.84,0.35   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35 | 4.78  |
|                        | SC | 166.41,0.72   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.35 | 7.55  |
|                        | MP | 177.92,0.88   | 0.35, 0.35, 0.35, 0.35, 0.36, 0.35, 0.37, 0.48 | 11.11 |

注：TC 为总治理成本（百万元）；OSP 为系统总体性能（污染物处理水平下的系统整体功效）。

表 5.13 成本应用模型的变量参数取值

| $C_{NH_3-N}$<br>(mg/L) | 污染物超标指标 |      |             |              | 性能指标  |       |          |           |
|------------------------|---------|------|-------------|--------------|-------|-------|----------|-----------|
|                        | 指标      | $Na$ | $la$ (mg/L) | $TSa$ (mg/L) | $E_N$ | $E_V$ | $E_{TS}$ | $E_{wLA}$ |
| 8                      | LC      | 19   | 3.45        | 35.78        | 0.10  | 0.49  | 0.58     | 0.46      |
|                        | SC      | 15   | 1.89        | 16.95        | 0.30  | 0.72  | 0.80     | 0.68      |
|                        | MP      | 2    | 0.29        | 0.29         | 0.95  | 0.96  | 1.00     | 0.98      |
| 10                     | LC      | 22   | 4.13        | 49.43        | 0.09  | 0.45  | 0.51     | 0.41      |
|                        | SC      | 20   | 1.98        | 21.00        | 0.17  | 0.74  | 0.79     | 0.65      |
|                        | MP      | 4    | 1.04        | 1.82         | 0.87  | 0.86  | 0.98     | 0.92      |
| 15                     | LC      | 24   | 4.95        | 66.71        | 0.04  | 0.40  | 0.44     | 0.35      |
|                        | SC      | 20   | 1.79        | 12.69        | 0.17  | 0.79  | 0.89     | 0.72      |
|                        | MP      | 5    | 1.79        | 4.35         | 0.83  | 0.79  | 0.96     | 0.88      |

注：LC 为最低成本解决方案；SC 为妥协解决方案；MP 为最大性能解决方案。

2) 成本均衡模型计算结果

从成本应用模型的计算结果（表 5.13）看出，在共享治理成本效果时存在着较高的不公平性，尤其存在于最大性能的解决方案中。为避免造成同一区域不同处理级别的污水处理厂的过高投入或资源浪费，本文利用成本均衡模型，将系统的整体性能水平作为均衡条件，实现不公平程度和污染物总治理成本的最小化。

依据成本均衡模型，本文将总体性能划分为 60%、70%和 80%3 种状况，具体的计算结果如表 5.14 所示。本文参考文献[18]取 8.986m 作为临界控制深度。污染物超标特性及基于帕累托最优的整体性能依据最低成本（LC）和最小不公平（LIE）给出，如表 5.15 所示。从表 5.14 中的数据可以看出，基于帕累托最优的最小不公平的解决方案相对于成本应用模型的计算结果而言，需要更多的治理投入和成本付出。因此，在此过程中，妥协的解决方案在绘制成本均衡曲线过程中显得尤为重要。

表 5.14 成本均衡模型性状

| $E_{WLA}$<br>(%) | 指标  | 方案点<br>( $TC, IEM$ ) | 污染物去除水平                                        |
|------------------|-----|----------------------|------------------------------------------------|
|                  |     |                      | $(x_1, x_2, \dots, x_8)$                       |
| 60               | LC  | 162.02, 5.92         | 0.35, 0.35, 0.37, 0.41, 0.35, 0.36, 0.36, 0.35 |
|                  | LIE | 174.67, 1.18         | 0.41, 0.37, 0.53, 0.57, 0.37, 0.63, 0.49, 0.62 |
| 70               | LC  | 165.01, 6.79         | 0.35, 0.35, 0.38, 0.35, 0.35, 0.57, 0.36, 0.35 |
|                  | LIE | 177.10, 1.57         | 0.45, 0.35, 0.58, 0.60, 0.41, 0.66, 0.58, 0.67 |
| 80               | LC  | 170.26, 8.24         | 0.35, 0.36, 0.37, 0.35, 0.35, 0.67, 0.51, 0.43 |
|                  | LIE | 180.63, 2.50         | 0.49, 0.36, 0.62, 0.63, 0.41, 0.69, 0.62, 0.64 |

注:  $TC$  为总治理成本 (百万元);  $IEM$  为不公平策略;  $LC$  为最小成本方案;  $LIE$  为最小不公平方案。

表 5.15 成本均衡模型的变量参数取值

| $E_{WLA}$<br>(%) | 指标  | 污染物超标指标 |              |              | 性能指标  |       |          |           |
|------------------|-----|---------|--------------|--------------|-------|-------|----------|-----------|
|                  |     | $N_a$   | $V_a$ (mg/L) | $TSa$ (mg/L) | $E_N$ | $E_V$ | $E_{TS}$ | $E_{WLA}$ |
| 60               | LC  | 23      | 2.27         | 69.67        | 0.08  | 0.73  | 0.74     | 0.60      |
|                  | LIE | 22      | 2.16         | 59.76        | 0.13  | 0.74  | 0.78     | 0.64      |
| 70               | LC  | 20      | 1.79         | 37.04        | 0.21  | 0.79  | 0.86     | 0.71      |
|                  | LIE | 19      | 1.79         | 42.45        | 0.25  | 0.79  | 0.84     | 0.71      |
| 80               | LC  | 14      | 1.79         | 14.31        | 0.46  | 0.79  | 0.95     | 0.80      |
|                  | LIE | 13      | 1.79         | 13.67        | 0.50  | 0.79  | 0.95     | 0.81      |

注: 在没有治理的情况下, 污染物的超标特性中:  $N_0=25$ ,  $V_0=8.3\text{mg/L}$ ,  $TS_0=118\text{mg/L}$ 。

成本应用模型和成本均衡模型的计算结果显示, 在两种情况下, 治理污染的最小成本投入大致相同, 约为 1.6 亿左右。在保证污染治理成果公平分配的情况下, 超标污染物的清理费用稍高于公平性欠缺的一般社会治理成本的投入。结合生态补偿标准的测算理念, 基于社会公平机制和协商机制的治理成本的确定是实现区域多目标协调可持续发展的关键。本节以此为基础进行研究区超标污染治理成本的测算, 为进行补偿标准与治理投入间的均衡计算提供依据。

本文结合污染物排放处理均衡曲线, 在已知污染物处理水平的前提下, 进行水体污染物浓度的超标率判定。借助污染物处理成本—浓度超标率均衡曲线, 由超标率求得总处理费用, 可粗略的得知上下游在不同的污染物处理水平下的补偿标准。本文提出的计算方法为探讨流域二元驱动机理下进行流域水质补偿提供依据, 是对以前基于水量补偿标准方法的改进。借鉴相关的研究<sup>[218]</sup>, 给出流域污染物的平均处理水平与模糊风险之间的均衡曲线, 如图 5.6 所示。2007 年, 永定河流域污染物处理水平暂定为 50%, 对应的水质超标率约为 0.4, 在此情况下的污染物治理成本投入为 1.6 亿元。流域上下游之间在协商的基础上进行补偿标准的确定。限于篇幅, 本文仅对点源污染的影响进行补偿, 在以后的研究中将根据污染源各自的产生机理及治理特点, 进行面源污染治理的相关分析。

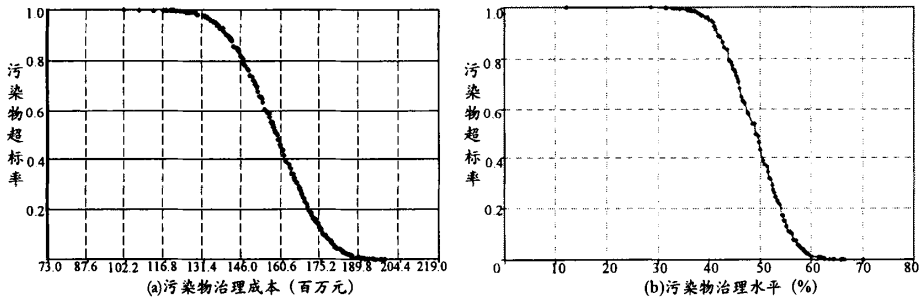


图 5.6 研究区污染物超标率-污染物治理成本-污染物治理水平均衡曲线

## 5.2 农业面源成本补偿

### (1) 研究区

近年来,永定河流域水质自动检测断面的资料显示,氮超标已成为制约流域水质提高的关键。本文以此为契机,借助能值理论在确定农业生态系统产品与服务价值经济核算上的优势,通过对农业生产成本和价值进行计算,确定农业生态补偿标准。

### (2) 基础数据

利用 2007 年 TM (Thematic Mapper)、ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) 遥感影像,同时借助野外调查,解译永定河流域下垫面土地利用类型信息,将土地利用类型划分为耕地、林地、草地、荒地、水体等土地利用类型。结合流域土地利用类型图,借助 GIS (Geographic Information System) 的统计分析功能给出研究区不同计算单元上的耕地面积,如表 5.16 所示(为便于研究水土流失与降雨径流的关系,本文选择流域水资源分区套行政区的方法进行计算单元的划分)。为充分考虑作物种植给耕地营养物质流失、地表地下径流过程造成的影响,以年为时段进行农业生态补偿标准的确定。

表 5.16 研究区耕地面积

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 耕地面积/hm <sup>2</sup> |
|---------------|------|-----|----------------------|
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 102709               |
|               |      | 朔州市 | 206105               |
|               |      | 忻州市 | 2706                 |
|               | 合计   |     | 311520               |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 257069               |
|               | 山西   | 大同市 | 114881               |
|               | 合计   |     | 371950               |
| 永定河流域合计       |      |     | 683469               |

本文以山西、河北省农业统计年鉴中重要农作物的统计分类为基础,选择小麦、玉米、大豆、花生、棉花、水果、蔬菜为研究对象,进行产品及生态服务能值的确定。农作物生长过程中会对耕地营养盐的流失造成一定的影响。为准确计算研究区农业生态系统的能值,在对多年平均数据进行分析的基础上,将单位面积耕地的营养物质流失量进

行分类统计，结果见表 5.17。

表 5.17 研究区耕地营养物质流失情况(kg/hm<sup>2</sup>)

| 作物类型 | 磷    | 钾     | 氮     | 钙    | 其他   |
|------|------|-------|-------|------|------|
| 小麦   | 20.8 | 20.5  | 115.8 | 1.0  | 9.3  |
| 玉米   | 12.2 | 16.6  | 83.4  | 0.4  | 9.7  |
| 大豆   | 8.9  | 28.6  | 96.3  | 9.1  | 3.9  |
| 棉花   | 5.7  | 13.1  | 30.9  | 1.2  | 2.8  |
| 花生   | 5.3  | 45.8  | 46.3  | 3.7  | 5.7  |
| 蔬菜   | 13.3 | 148.8 | 92.6  | 18.5 | 10.4 |
| 水果   | 2.1  | 30.1  | 30.9  | 1.9  | 2.1  |
| 合计   | 68.3 | 303.5 | 496.3 | 35.8 | 43.8 |

### (3) 计算过程

单位面积能量流的计算是确定研究区生态服务价值和成本投入的基础。在对研究区投入产出成本进行归类合并的基础上，给出 2007 年永定河流域农业生态系统能量流的计算过程。

#### 可更新资源的投入 (R)

##### 1) 光能

阳光的照射效率取为 5.29 kW/m<sup>2</sup>，地面反射率为 20%。经计算，地面获得的能量效率为 4.23 kW/m<sup>2</sup>。地面太阳光的能量转化率为 3.6×10<sup>6</sup> J/KW，单位面积上阳光的照射面积为 1.0×10<sup>4</sup> m<sup>2</sup>/hm<sup>2</sup>。经过能量转换运算得到阳光的能量：

$$E_s = (4.23 \text{ KW/m}^2) \times (3.6 \times 10^6 \text{ J/KW}) \times (1.0 \times 10^4 \text{ m}^2/\text{hm}^2) = 1.52 \times 10^{11} \text{ J/hm}^2 \quad (5-15)$$

##### 2) 降雨

2007 年，永定河流域的平均降水量为 483.5 mm。单位质量的水能量、密度分别取为 5.0×10<sup>3</sup> J/kg、1.0×10<sup>3</sup> kg/m<sup>3</sup>。地面单位面积上降水的获得量为 1.0×10<sup>4</sup> m<sup>2</sup>/hm<sup>2</sup>。由此计算降雨的能量为：

$$E_r = (0.4835 \text{ m}^3/\text{m}^2) \times (1.0 \times 10^3 \text{ kg/m}^3) \times (5.0 \times 10^3 \text{ J/kg}) \times (1.0 \times 10^4 \text{ m}^2/\text{hm}^2) = 2.42 \times 10^{10} \text{ J/hm}^2 \quad (5-16)$$

##### 3) 风能

地面单位面积上风的受阻面积为 1.0×10<sup>4</sup> m<sup>2</sup>/hm<sup>2</sup>。空气的密度为 1.3 kg/m<sup>3</sup>。参考海河流域近 50 年来的气象变化资料，研究区多年平均风速为 2.5 m/s，近地风速为平均风速的 60%，即为 1.5 m/s，阻力系数为 0.001。计算时间段为 1 年，即为 3.15×10<sup>7</sup>s。由此，风能的能量为：

$$E_w = (683469 \times 10^4 / 683469) \text{ m}^2/\text{hm}^2 \times (1.3 \text{ kg/m}^3) \times (1.5 \text{ m/s})^3 \times 0.001 \times (3.15 \times 10^7 \text{ s}) = 1.39 \times 10^9 \text{ J/hm}^2 \quad (5-17)$$

##### 4) 地表径流

2007 年，依据降雨径流转换关系计算得出，研究区耕地面积上地表径流量为 1.48×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>，农业用水量 8.58×10<sup>7</sup> m<sup>3</sup>（农业用水约占研究区用水总量的 60%）。研究区耕地面积为 683469 hm<sup>2</sup>。由此计算耕地造成的地表径流的能量为：

$$E_g=(8.58 \times 10^7 \text{ m}^3) \times (1/683469 \text{ hm}^2) \times (1.0 \times 10^3 \text{ kg/m}^3) \times (5.0 \times 10^3 \text{ J/kg}) = 6.26 \times 10^8 \text{ J/hm}^2 \quad (5-18)$$

#### 5) 水利工程

2007 年, 研究区农业生产过程中, 水利工程取水量为  $2.87 \times 10^7 \text{ m}^3$ 。由此计算能量为:

$$E_r=(2.87 \times 10^7 \text{ m}^3) \times (1/683469 \text{ hm}^2) \times (1.0 \times 10^3 \text{ kg/m}^3) \times (5.0 \times 10^3 \text{ J/kg}) = 2.10 \times 10^8 \text{ J/hm}^2 \quad (5-19)$$

#### 6) 营养元素

结合表 5.17 中的数据, 研究区氮、磷、钾、钙营养元素的能量流为:

$$E_N=496.3 \text{ J/hm}^2, E_P=68.3 \text{ J/hm}^2, E_K=303.5 \text{ J/hm}^2, E_{Ca}=35.8 \text{ J/hm}^2$$

#### 7) 生物量

依据 Aber 等<sup>[219]</sup>、Ponce-Hernandez 等<sup>[220]</sup>的研究成果, 计算得到研究区的生物质量为  $4.21 \times 10^9 \text{ kg}$ 。研究区生物的分布面积为  $683469 \text{ hm}^2$ 。1kg 生物量中的有效生物量为  $1.0 \times 10^3 \text{ g/kg}$ 。取单位有效生物量的能量为  $16744 \text{ J/g}$ 。永定河流域的生物量能量为:

$$E_b=(4.21 \times 10^9 \text{ kg}) \times (16744 \text{ J/g}) \times (1/683469 \text{ hm}^2) \times (1.0 \times 10^3 \text{ g/kg}) = 1.03 \times 10^{11} \text{ J/hm}^2 \quad (5-20)$$

#### 不可更新资源的投入 (N)

在查阅相关文献的基础上<sup>[221]</sup>, 永定河流域的土壤损失量为  $15000 \text{ kg/hm}^2$ 。借鉴黄银晓等<sup>[222]</sup>人的研究成果, 永定河流域的土壤以褐土为主, 土壤中有机质的含量为  $0.022 \text{ kg/kg}$ 。单位质量土壤中含有的能量为  $2.26 \times 10^7 \text{ J/kg}$ 。土壤流失造成的能量损失为:

$$E_s=(1.5 \times 10^4 \text{ kg/hm}^2) \times 0.022 \times (2.26 \times 10^7 \text{ J/kg}) = 7.46 \times 10^9 \text{ J/hm}^2 \quad (5-21)$$

#### 物质 (M)

##### 1) 材料折旧

随着生产工具的长期使用, 实物本身的价值便会逐渐的被折旧。鉴于农业生态系统中, 生产工具的多样化及使用年限的差异, 本文借鉴 Coelho 等人<sup>[223]</sup>的研究成果, 将永定河流域农业生产材料折旧费的能量取为  $925 \text{ 元/hm}^2$ 。

##### 2) 燃油

研究区用于农业生产和作物管理、收获过程的燃油和其他动力能源为  $1.15 \times 10^7 \text{ L}$ , 燃油的密度取为  $0.75 \text{ kg/L}$ 。单位质量燃油的密度取  $4.186 \times 10^6 \text{ J/kg}$ 。燃油产生的能量为:

$$E_o=(1.15 \times 10^7 \text{ L}) \times (1/683469 \text{ hm}^2) \times (0.75 \text{ kg/L}) \times (4.186 \times 10^6 \text{ kcal/kg}) \times (4186 \text{ J/kg}) = 5.28 \times 10^7 \text{ J/hm}^2 \quad (5-22)$$

##### 3) 电力

当前永定河流域农业生产中, 农业灌溉用水主要用柴油机抽取, 即便有少量的电机取水, 但相对于柴油机的取水量而言, 可忽略不计。因此, 在农业现代化水平不高的永定河流域, 暂不考虑电力在农业物质生产过程中的能量。

##### 4) 物质

物质的能量主要指在农业生产和管理过程中, 种子、地膜、地面辅助设施的成本折现。以流域农业统计年鉴的数据为基础, 折算得出研究区物质的能量为  $4300 \text{ 元/hm}^2$ 。

## 服务 (S)

### 1) 劳动力

考虑到当前劳动力成本较高,在创造等量价值的前提下,农业生产投入的人力、时间较多,在对年鉴数据依据区域效益权重进行批分的基础上,通过与国外相近管理水平条件下的农业生产中人力成本投入进行比较,给出研究区的人力能量折现为 3900 元/hm<sup>2</sup>。

### 2) 管护

永定河流域农业生产过程中,农业的管理维护费用较低,主要用于田间道路、管网的维护。此类设施的使用年限较长,并且需要管理维护的费用较低。因此,在借鉴前人研究成果的基础上,计算得出研究区的管护能量为 76 元/hm<sup>2</sup>。

### 3) 服务

永定河流域的农业作为旅游景观对外开放的面积较小,因此,研究区的服务能量较低,本文取为 10 元/hm<sup>2</sup>。

### (4) 计算结果分析

以计算出的农业生态系统的投入、输出的能量为基础,结合能值与能量之间的转换关系,在确定计算明细中可利用量所占比例的前提下,进行研究区能值流的计算<sup>[224]</sup>。永定河流域农业系统能值流的具体计算结果,如表 5.18 所示。

表 5.18 永定河流域农业生态系统能值流的评价

| 性质         | 明细      | 可更新率 | 单位 | 能量<br>(单位/hm <sup>2</sup> ) | 能值换算<br>(seJ/单位)      | 可利用能值<br>(seJ/hm <sup>2</sup> ) | 不可利用<br>能值 (seJ/hm <sup>2</sup> ) | 总能值<br>(seJ/hm <sup>2</sup> ) |
|------------|---------|------|----|-----------------------------|-----------------------|---------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|
| 可更新<br>(R) | 光能      | 1    | J  | $1.52 \times 10^{11}$       | 1.00                  | $1.52 \times 10^{11}$           | 0                                 | $1.52 \times 10^{11}$         |
|            | 降雨      | 1    | J  | $2.42 \times 10^{10}$       | $3.10 \times 10^4$    | $1.94 \times 10^{15}$           | 0                                 | $1.94 \times 10^{15}$         |
|            | 风能      | 1    | J  | $1.39 \times 10^9$          | $2.45 \times 10^3$    | $3.41 \times 10^{12}$           | 0                                 | $3.41 \times 10^{12}$         |
|            | 地表径流    | 1    | J  | $6.26 \times 10^8$          | $4.85 \times 10^4$    | $3.04 \times 10^{13}$           | 0                                 | $3.04 \times 10^{13}$         |
|            | 水利工程    | 1    | J  | $2.10 \times 10^8$          | $2.55 \times 10^5$    | $5.36 \times 10^{13}$           | 0                                 | $5.36 \times 10^{13}$         |
|            | 营养元素 N  | 1    | kg | 496.3                       | $6.38 \times 10^{12}$ | $2.98 \times 10^{15}$           | 0                                 | $2.98 \times 10^{15}$         |
|            | 营养元素 P  | 1    | kg | 68.3                        | $3.90 \times 10^9$    | $2.66 \times 10^{11}$           | 0                                 | $2.66 \times 10^{11}$         |
|            | 营养元素 K  | 1    | kg | 303.5                       | $1.74 \times 10^{12}$ | $5.28 \times 10^{14}$           | 0                                 | $5.28 \times 10^{14}$         |
|            | 营养元素 Ca | 1    | kg | 35.8                        | $1.00 \times 10^{12}$ | $3.58 \times 10^{13}$           | 0                                 | $3.58 \times 10^{13}$         |
|            | 生物量     | 1    | J  | $1.03 \times 10^{11}$       | $1.00 \times 10^4$    | $1.03 \times 10^{15}$           | 0                                 | $1.03 \times 10^{15}$         |
| 不可更新 (N)   | 土壤流失    | 0    | J  | $7.46 \times 10^9$          | $1.24 \times 10^5$    | 0                               | $9.25 \times 10^{14}$             | $9.25 \times 10^{14}$         |
| 物质<br>(M)  | 折旧      | 0.05 | 元  | 925                         | $3.30 \times 10^{12}$ | $0.15 \times 10^{15}$           | $2.90 \times 10^{15}$             | $3.05 \times 10^{15}$         |
|            | 燃油      | 0    | J  | $5.28 \times 10^7$          | $5.50 \times 10^5$    | 0                               | $2.90 \times 10^{13}$             | $2.90 \times 10^{13}$         |
|            | 物质      | 0.1  | 元  | 4300                        | $3.30 \times 10^{12}$ | $0.14 \times 10^{16}$           | $1.28 \times 10^{16}$             | $1.42 \times 10^{16}$         |
| 服务<br>(S)  | 劳动力     | 0.6  | 元  | 3900                        | $3.30 \times 10^{12}$ | $0.77 \times 10^{16}$           | $0.52 \times 10^{16}$             | $1.29 \times 10^{16}$         |
|            | 管护      | 0.1  | 元  | 76                          | $3.30 \times 10^{12}$ | $0.25 \times 10^{14}$           | $2.26 \times 10^{14}$             | $2.51 \times 10^{14}$         |
|            | 服务      | 0.05 | 元  | 10                          | $3.30 \times 10^{12}$ | $0.17 \times 10^{13}$           | $3.14 \times 10^{13}$             | $3.30 \times 10^{13}$         |
| 合计 (Y)     |         |      |    |                             |                       | $1.59 \times 10^{16}$           | $2.21 \times 10^{16}$             | $3.80 \times 10^{16}$         |

注:能值转换的参考值在借鉴 Odum 等<sup>[155]</sup>、Bastianoni, S.等<sup>[225]</sup>、Brown, M.T.等<sup>[226]</sup>、Brandt-Williams<sup>[227]</sup>、Coelho, O.等<sup>[223]</sup>人研究成果的基础上整理而成。

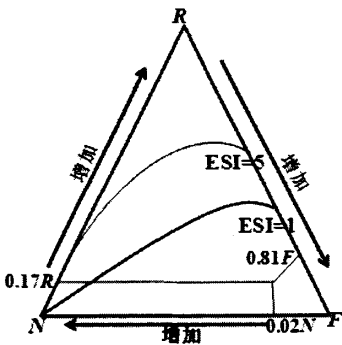


图 5.7 研究区能值三角表征

结合以上计算结果，通过对研究区的基础数据进行整理，表征农业生态系统环境、经济投入产出的基本量 ESI 为 0.1056，远远低于农业可持续发展的表征值 5。经计算，研究区的 EYR 为 1.11，ELR 为 10.51，因此，流域农业生产中不可持续的投入或产值占较大比例，这也是造成永定河流域农业生产低效、环境成本代价高的主要原因。本文认为研究区政府部门应加大对可持续农业生产的投入力度，并加强环境管理，通过实施农业生态补偿，有效的实现永定河流域农业的可持续发展。研究区的三角能值表征，如图 5.7 所示。

永定河流域的农业生产处于不可持续的状态。本文利用生态系统能值与经济值之间的转换关系，计算研究区由于环境保护投入、受益生态服务价值能值对应下的经济补偿额。永定河流域农业生产投入和环境受益的能值定价情况，如表 5.19 所示。

表 5.19 永定河流域农业生产中能值定价

| 性质     | 明细      | 能值<br>(seJ/hm <sup>2</sup> ) | 能值定价<br>(元/hm <sup>2</sup> ) | 价值总量<br>(亿元) |
|--------|---------|------------------------------|------------------------------|--------------|
| 可更新/R  | 光能      | $1.52 \times 10^{11}$        | 0.1                          | 0            |
|        | 降雨      | $1.94 \times 10^{15}$        | 1246.9                       | 8.52         |
|        | 风能      | $3.41 \times 10^{12}$        | 2.19                         | 0.01         |
|        | 地表径流    | $3.04 \times 10^{13}$        | 19.54                        | 0.13         |
|        | 水利工程    | $5.36 \times 10^{13}$        | 34.45                        | 0.24         |
|        | 营养元素 N  | $2.98 \times 10^{15}$        | 1915.35                      | 13.09        |
|        | 营养元素 P  | $2.66 \times 10^{11}$        | 0.17                         | 0.00         |
|        | 营养元素 K  | $5.28 \times 10^{14}$        | 339.36                       | 2.32         |
|        | 营养元素 Ca | $3.58 \times 10^{13}$        | 23.01                        | 0.16         |
| 不可更新/N | 生物量     | $1.03 \times 10^{15}$        | 662.02                       | 4.52         |
|        | 土壤流失    | $9.25 \times 10^{14}$        | 594.53                       | 4.06         |
| 物质/M   | 折旧      | $3.05 \times 10^{15}$        | 1960.34                      | 13.40        |
|        | 燃油      | $2.90 \times 10^{13}$        | 18.64                        | 0.13         |
|        | 物质      | $1.42 \times 10^{16}$        | 9126.83                      | 62.38        |
| 服务/S   | 劳动力     | $1.29 \times 10^{16}$        | 8291.28                      | 56.67        |
|        | 管护      | $2.51 \times 10^{14}$        | 161.33                       | 1.10         |
|        | 服务      | $3.30 \times 10^{13}$        | 21.21                        | 0.14         |

注：表中的数据在一定的保留精度下可能会出现零值的情况，但并不影响计算结果的精度。能值定价一列中的数据参考文献[228-229]计算得出。

从农业生产中的物质、服务的投入情况进行考虑，永定河流域农业生产中的投入补偿所占的比例较大，总量为 134 亿。流域农户在得到政府的等量补偿额后才选择放弃高耗能的低效农业生产，并将土地的生态服务价值最大程度的表现出来。但此值不宜作为农业生态补偿的标准，原因如下：1) 农业生产投入的受益主体以上游的农民为主，在正向生态效益外溢的情况下，下游得到的收效甚微。按照“谁受益，谁补偿”的原则，下游不愿补偿上游的农业生产投入；2) 研究区农业生产处于严重的不可持续状态，并未说明下游需对上游生产的外部不经济性负责。造成农业生产低效、高污染的原因是多方面的，上游化学肥料的大量使用也是其中的一个重要原因；3) 该值不能反映农业退化生态的现状，只是造成农业生态不可持续的原因。水土流失的原因和其所造成的农田生态系统失衡，正是造成当前研究区农业不可持续的原因。因此，从遏制农业生态退化的角度考虑，流域当前的水土流失的能值为  $9.25 \times 10^{14} \text{seJ/ha}$ ，由此造成的经济损失约为 4 亿元。因此，为实现永定河流域农业生产对环境破坏程度的最小化，当地政府和下游受益部门应对上游农户的治理投入和田间管理措施进行一定的补偿，补偿标准为 4 亿元。

本文虽提出了一种针对农业生产实际，利用能值的经济转换指标确定生态补偿标准的新方法。但当前对该方法的理论研究尚未成熟，并且区域的能值流计算基础也不尽相同。因此，在以后的研究中，应针对该方法的适应性及区域的应用事宜进行进一步研究。

6.补偿标准

依据前述理论对永定河流域进行水生态补偿标准测算，给出分项的计算结果。本文针对流域水生态的不同保护目标和发展状况，在考虑成本~效益均衡的前提下，给出流域水生态补偿标准的不同情境组合。

表 5.21 永定河流域水生态补偿标准参考（万元）

| 分项补偿   |      | 补偿额度  |         | 综合补偿              |      | 补偿额度  |         |
|--------|------|-------|---------|-------------------|------|-------|---------|
| 断面水生态  | 水量   | 下游→上游 | -3684   | 方案 1<br>(考虑断面水生态) | 补偿上限 | 下游→上游 | 1643161 |
|        | 水质   | 下游→上游 | -26000  |                   | 补偿下限 | 下游→上游 | 191003  |
|        | 小计   |       | -29684  | 方案 2<br>(考虑均衡用水)  | 补偿上限 | 下游→上游 | 1643161 |
|        |      |       | 4655    |                   | 补偿下限 | 下游→上游 | 225342  |
| 流域均衡用水 | 水量   | 下游→上游 | 1643161 | 方案 3<br>(考虑区域实际)  | 补偿上限 | 下游→上游 | 60655   |
| 生态收益价值 | 增量   | 下游→上游 | 164687  |                   | 补偿下限 | 下游→上游 | 26316   |
| 生态受损价值 | 减量   | 下游→上游 | 16000   |                   |      |       |         |
| 生态保护成本 | 污染治理 | 下游→上游 | 40000   |                   |      |       |         |
|        | 农业面源 | 下游→上游 |         |                   |      |       |         |
|        | 小计   |       | 56000   |                   |      |       |         |

注：1.流域上游指山西省、河北省的部分地区；流域下游指北京市。  
2.补偿标准中的负号表示补偿资金的流向与既定的方向相反。  
3.污染治理补偿标准指在水质超标程度为 40%情况下的补偿额度。  
4.在综合补偿标准中，考虑区域实际的补偿的补偿上限包括流域均衡用水、生态保护成本 2 项；补偿下限包括断面水生态、生态保护成本 2 项。生态受损价值补偿标准计算过程中的不确定性因素角度，并且标准额度受人影响较大，因此，实施过程中争议程度较大。在永定河流域当前的经济发展水平下，下游不具备完全补偿上游受损价值的能力。

生态补偿标准计算过程中不确定性因素众多。本文从流域的主要影响因素—水量水质层面出发，借鉴相关的数学模型和数字工具，给出补偿标准的相关计算方法。补偿标准针对不同的利益群体和需求层面给出，因此，从某一层面上难以给出固定的额度值。补偿标准在叠加过程中需要综合考虑各种因素对应下的分标准对综合结果的影响，在后续的研究中，应针对综合影响下的分项系数的权重确定方法进行深入探讨。

7.污染物消减程度

基于前面的计算，在没有采取污染物最优控制措施时，官厅水库相关河段的 COD、氨氮、总氮、总磷的浓度（mg/L）情况为：洋河，57.35、1.92、2.16、0.12；桑干河，30.24、1.00、0.74、0.15。入库河流的水质总体状况为Ⅳ类。污染物排放超标严重的河段为洋河，主要超标污染物为 COD 和氨氮。洋河段污染物超标主要与该区域城市密集，污染物处理水平较低有关。同时，还由于农田的农业生产活动比较集中，大量的未经作物吸收的 N、P 随降雨径流或农田排水进入河道，因而，加剧了河流的污染程度。

本文以Ⅲ类水质作为官厅水库入口水质的控制基准，2007 年入库的 COD、氨氮、总氮 3 种（总磷浓度低于控制标准对应的浓度要求）污染物的超标比例分别为 119%、46%、45%，在不进行外源干涉的情况下，单靠现有的污水处理工程和流域水体的自净能力，难以满足流域出境断面的水质控制标准。永定河上游区域在合理利用污染物治理成本的前提下，本文借助人为措施的干预（流域水生态补偿），减少流域水生态破坏造成的损失。本文结合点源治理投入，在保证永定河流域整体协调发展的基础上，投入污染物治理成本 1.6 亿元，能够实现水质超标率为 0.4 的控制标准。永定河流域下游政府和收益部门在向流域上游地区农户补偿 4 亿元的情况下，能够实现永定河流域农业生产的可持续发展，并能有效的减少田间水土流失和 N、P 等营养物质的流失。

本文结合永定河出境断面的水质控制目标，给出不同排污口污染物消减目标，如表 5.21 所示。流域上下游在协商合作的基础上，通过实施生态补偿标准，能够将官厅水库的 COD、氨氮、总氮、总磷的浓度控制到 28、1.4、1.4、0.2mg/L，综合判定水质类型为Ⅲ类，规定的水质要求。因此，永定河流域水生态补偿标准计算方法合理。

表 5.21 永定河流域排污口污染物消减情况

| 水资源分区         | 行政分区 |     | 污染物消减量 (t) |     | 消减总量  |
|---------------|------|-----|------------|-----|-------|
|               |      |     | COD        | 氨氮  | (t)   |
| 永定河册田水库以上     | 山西   | 大同市 | 7850       | 475 | 8325  |
|               |      | 朔州市 | 2608       | 109 | 2717  |
|               |      | 忻州市 | 30         | 2   | 32    |
|               | 合计   |     | 10911      | 578 | 11490 |
| 永定河册田水库至三家店区间 | 河北   | 张家口 | 4225       | 314 | 4539  |
|               | 山西   | 大同市 | 89         | 7   | 97    |
|               | 合计   |     | 4489       | 344 | 4833  |
| 永定河流域合计       |      |     | 14843      | 961 | 15804 |

注：表中的污染物消减量针对点源污染物而言。在现状污水处理厂处理能力的基础上，为保证水功能区的水质达标，实现水体中 40%污染物超标量的控制目标，理想状态下应对 COD 消减 14846t、氨氮消减 961t。

控制面源污染主要从控源层面进行。同时由于生态补偿标准测算中都对面源的污染控制进行了一定的考虑,同时,考虑到面源污染物的入河量相对较小,本文并未对面源入河污染物的消减量进行分析。流域水体中的总磷、总氮污染物主要来自面源污染,但在水体的自净作用下,流域出境断面的总氮含量很低(1.45mg/L),总磷(0.14mg/L)不用消减便能实现断面水质控制目标。农业生态补偿措施的实施,有效的从源头上消减了氮、磷污染物的产生量,有利的减少了农业水土流失造成的营养物质外流问题,促进了流域农业生态的可持续发展。

## 8. 补偿标准实效判定

### 8.1 经济可适性

本文以永定河流域官厅水库上游河北省和下游的北京市为研究对象,进行流域治理修复型水生态补偿的经济可适条件分析。

受气候变暖的影响,永定河流域天然降水量逐渐减少(如官厅水库流域的降水量以1.325 mm/a 的速率减少);同时在人为活动的影响下,流域大量的农业面源、工业点源污染物任意排放,造成官厅水库水质较差,基本上处于Ⅳ类;流域生态需水满足程度较低,生态退化、沙漠化现象严重。因此,永定河流域的水生态已经遭到一定程度的破坏,属于水量水质均差型流域类型,对协调流域整体的发展带来了一定程度的影响。从经济最优层面探讨实施流域水生态补偿的可行性,已成为治理流域退化水生态的关键策略。

依据张家口市的污水处理厂建设和运行情况统计资料,2007年已在主城区、下花园区、宣化区、怀来县、万全县建有5座污水集中处理厂,实际日处理能力达到18.4万t。污水处理厂的运行过程费用较高,污水的处理费用约为0.98元/t,因此,每年的运行费用约为6582万元。张家口市政难以独立承担高额的运行费用。考虑到污水处理厂给下游官厅水库的入库水质带来改善,为有效遏制永定河流域水生态破坏做出贡献,下游的北京市应对张家口的污水处理厂的运行情况进行适当补偿。从经济学的角度考虑,在没有外界条件的干预下,上游显然选择排放污水作为最优的发展策略:上游在保护本区域水生态不受破坏的前提下,尚能减少6582万元的开支。借鉴2007年张家口市的污水超标排放量,结合污水给下游北京市造成的机会成本损失,在充分利用水体对污染物浓度进行最大程度降解的基础上,统计计算流域下游因水污染造成的经济损失为5696万元。因此,在不合作的情况下,流域上下游的最优解为(6582, 5696)。考虑到流域水生态保护带来的整体效益,上下游采取合作的方式承担张家口市污水处理厂运行费用的最优解为(7581, 6831)。依据问卷调查的结果,流域上下游进行合作治理流域生态的概率为0.4。假定流域上下游在合作、不合作的情况下,整体收益间存在均衡点。以此为基础,流域上下游采取合作的方式治理流域生态的风险因子为-0.11,流域上下游合作成为风险占有均衡,整体收益为2951万元。综上所述,永定河流域上下游采取合作的方

式进行污染物的治理是一种风险占优的均衡策略，流域的整体收益为 2951 万元，为进行流域水生态补偿提供依据。在纳什均衡解存在的情况下，流域水生态整体都能取得既得的最大收益，即实现流域生态保护的帕累托最优。

8.2 实效判定

当前，永定河流域水生态已遭受到不同程度的破坏，物种可持续发展的可能性较小。本文借助流域水生态补偿标准的实施，利用流域植被的恢复度排序间接反映流域水生态补偿实施的实效性。研究区河岸带的天然性是检验流域生态恢复目标实现与否的关键。基于永定河流域河岸带植被的分布状况，8 个研究区（桑干河册田水库以上忻州市-1、朔州市-2，册田水库入口-3，桑干河册田水库以上大同市-4，壶流河大同市-5，洋河大同市-6、张家口市-7，桑干河册田水库以下张家口市-8）的评价指标为：植被多样性、新增（外来）植被覆盖程度、1 年生植被分布状况、自然和谐度、物种丰富度<sup>[230]</sup>。植被多样性用研究区植被的种类数与流域植被种类总数的比率表示，新增植被覆盖程度用研究区新增植被的面积与植被总覆盖面积的比值表示，1 年生植被分布状况用研究区 1 年生植被覆盖面积与植被总覆盖面积的比值表示。在河岸生态状况的评估条件中，植被多样性、新增（外来）植被覆盖程度、自然和谐度、物种丰富度与区域支配性植被以及植被种类数、植被的垂直分层数相关<sup>[231]</sup>。研究区的自然和谐度以研究区的横切断面为基础，主要分 5 级：5，以灌木为主的乔木和本地物种的草占多数的植被；4，乔木中人工种植的树木（灌木为主）和草占多数的植被；3，灌木和草交叉分布的植被；2，多年生植被为主；1，1 年生植被为主。物种丰富度表示研究区物种数与流域物种总数的比值。上述 5 个分类标准构成 5 个连贯的分类等级，如表 5.22 所示。单项打分的尺度从 1 到 5，与每一分类的权重相乘后，即为区域生态恢复等级的分值。分值的幅度为 20~100，高分值表示越接近河岸带的自然状况，恢复的可能性越高；低分值表示河岸带的破坏状况较严重，恢复的可能性较小。

表 5.22 河岸带自然生态恢复评分标准

| 标准                            | 赋分  |       |       |       |        | 权重 <sup>a</sup> |
|-------------------------------|-----|-------|-------|-------|--------|-----------------|
|                               | 1   | 2     | 3     | 4     | 5      |                 |
| 植被多样性 <sup>b</sup> (%)        | <20 | 20-40 | 40-60 | 60-80 | 80-100 | 3               |
| 新增（外来）植被覆盖程度 <sup>c</sup> (%) | >20 | 15-20 | 10-15 | 5-10  | <5     | 2               |
| 1 年生植被分布状况 <sup>c</sup> (%)   | >20 | 15-20 | 10-15 | 5-10  | <5     | 2               |
| 自然和谐度                         | 1   | 2     | 3     | 4     | 5      | 10              |
| 物种丰富度 <sup>b</sup> (%)        | <20 | 20-40 | 40-60 | 60-80 | 80-100 | 3               |

<sup>a</sup> 权重结合现场调查数据，依据参考文献[232]、[233]计算给出。

<sup>b</sup> 植被多样性和物种丰富度在取值范围内，依据区域的差异，以分值 20 为起点，划分为 5 个等级。

<sup>c</sup> 新增（外来）植被程度、1 年生植被分布状况代表研究区内新增、1 年生植被的面积分布率。

本文基于永定河流域 8 个研究区植被分布的样方调查数据，构建生态恢复植被组成矩阵。环境矩阵由 3 个地貌变量和 10 个生物变量构成。其中，3 个地貌变量指河道形态

(曲折或顺直)、流域剖面结构(自然的或受人为影响的)、过水渠道类型(碎石、砂、粘土、结合物)。10个生物变量主要包括乔木层、次乔木层、灌木层、草对应的覆盖率,植被的成层结构(草-灌木-乔木,草-灌木,多年生植被,1年生植被),植被多样性,新增植被面积,1年生植被面积,研究区自然和谐度,物种丰富度。运用植被的去势(降势)典范对应分析(DCCA)和环境矩阵的CANOCO法进行流域物种组成和环境因素间的变量分析。

流域乔木、灌木、多年生植被、1年生植被分别占流域总面积的4.5,0.7,8.4和24.3%。新增(外来)植被覆盖程度、耕地比例、生态破坏流域面积比例分别为4,13.6和6.6%。经整理,8个研究区的平均植被种类数、物种数分别为8.3、28.4。新增(外来)植被程度、1年生植被分布状况分别为2.8%和6.2%。永定河流域岸边带多分布多年生草本植物,因此,自然和谐度为2.5。研究区生态分析和自然状况得分结果,如表5.23所示。

表 5.23 永定河流域生态分析和自然状况得分

| 研究区 | 植被多样性 |     | 新增植被覆盖程度 |     | 1年生植被分布 |     | 自然和谐度 |      | 物种丰富度 |     | 综合得分 |
|-----|-------|-----|----------|-----|---------|-----|-------|------|-------|-----|------|
|     | 计算值   | 得分  | 计算值      | 得分  | 计算值     | 得分  | 计算值   | 得分   | 计算值   | 得分  |      |
| 1   | 5     | 6   | 0        | 10  | 5.2     | 8   | 2     | 20   | 28    | 9   | 53   |
| 2   | 8     | 9   | 0.8      | 10  | 9.3     | 8   | 4     | 40   | 29    | 9   | 76   |
| 3   | 5     | 6   | 19       | 4   | 16.5    | 4   | 1     | 10   | 20    | 6   | 30   |
| 4   | 6     | 6   | 0        | 10  | 2.2     | 10  | 4     | 40   | 21    | 6   | 72   |
| 5   | 11    | 12  | 0.7      | 10  | 3.9     | 10  | 2     | 20   | 29    | 9   | 61   |
| 6   | 4     | 6   | 0        | 10  | 9.1     | 8   | 1     | 10   | 11    | 3   | 37   |
| 7   | 14    | 15  | 1.7      | 10  | 2.4     | 10  | 3     | 30   | 49    | 15  | 80   |
| 8   | 13    | 15  | 0        | 10  | 0.8     | 10  | 3     | 30   | 40    | 12  | 77   |
| 均值  | 8.3   | 9.4 | 2.8      | 9.3 | 6.2     | 8.5 | 2.5   | 25.0 | 28.4  | 8.6 | 60.8 |

注:1.表中的1、2、3、4、5、6、7、8分别代表桑干河册田水库以上忻州市、桑干河册田水库以上朔州市、册田水库、桑干河册田水库以上大同市、壶流河大同市、洋河大同市、洋河张家口市、桑干河册田水库以下张家口市。

2.综合得分采用各研究区分项得分值的平均值。

3.在每一区域的植被样方中,1m<sup>2</sup>为草,25m<sup>2</sup>为灌木,100m<sup>2</sup>为乔木。区域的植被类型依据总体分布面积的多少确定。

不同区域每一种植被的多样性,新增(外来)植被覆盖程度、1年生植被分布状况、自然和谐度、物种丰富度的得分值体现出较高的可变性。本文将永定河流域的整体生态状况取值暂定为研究区域各个指标的均值。研究区河岸水生态自然状况得分的平均值为60.8,得分适合25-80的分值区间,反映出生态补偿实施后对流域水生态的积极改善作用。永定河流域8个区域中得分高于均值的区域有桑干河册田水库以上朔州市、桑干河册田水库以上大同市、洋河张家口市、桑干河册田水库以下张家口市4个区域,反映出这4个区域的生态保护状况较好,进行生态恢复的可能性较高。虽然洋河张家口市的生态状况的得分高于桑干河册田水库以下张家口市,但是考虑到官厅水库周边良好的水生态给下游北京市生态文明建设的促进作用,本文将区域7和8定为是生态修复的首要区域,这也与北京市全面恢复永定河生态、构建绿色长廊的规划理念相顺应。

## 9.小结

本文结合当前流域实施水生态补偿的成功经验,构建永定河流域治理修复型水生态补偿框架,进行以总量控制、分项控制、补偿特殊性探讨为基础的补偿要点阐述。

(1) 以缺水与水污染并重的永定河流域为例,探讨了跨区域流域水生态补偿标准计算方法,在进行流域水生态补偿标准理论框架阐述的基础上,给出了水量、水质、污染物处理水平补偿标准测算依据,以及分层次实施细则,为永定河生态补偿机制的实施提供依据。以 2007 年数据计算,当年由于下泄水量不足,北京市对山西省、河北省的水量补偿标准为-0.11、-0.63 元/ $\text{m}^3$ ,补偿额为-110 万、-3574 万元;由于出境断面水质不达标,山西、河北应向下游的北京补偿 1.1 亿元、1.5 亿元。

(2) 针对以往流域水量补偿标准计算忽略公平因素、单纯追求最大经济效益的不足,以 2007 年永定河流域出境断面的下泄水量为控制基准,进行基于社会机制的水量补偿标准测算。按照本文给定的水量补偿标准计算方法进行计算,永定河流域的下游北京市应向上游的河北省、山西省补偿水源保护相关的成本投入 4655 万元。

1) 以社会公平机制为基础,采用区间值对永定河上游的最优需水量进行计算。永定河上游的水质状况较差,主要用于农业灌溉。以基于中心理论的合作博弈为基础,在 2007 年永定河山西段、河北段下泄水量为 1.48 亿  $\text{m}^3$ ,且全为上游的补缺水量。因此,流域下游的北京市应向上游补偿下泄水量的成本付出及损失 4655 万元。

2) 以合作博弈的水量分配框架为基础,通过对确定信息博弈、含糊信息博弈的沙普利值进行计算,构建永定河流域整体用水部门的效益最大化水量分配模型。在对永定河上游的用水户重新分配水量进行计算的基础上,农业、工业、生态对应的需水量分别为 0.56 亿、0.19 亿、0.06 亿  $\text{m}^3$ ,远低于依据永定河干流分水协议计算出的断面下泄水量。依据“谁受益,谁补偿”的原则,流域下游应补偿上游 4655 万元。

(3) 借鉴永定河流域生境及物种的多元化、不同水域相关功能属性的差异性,从河流生态系统、森林生态系统、湿地生态系统层面考虑,借助投入产出对应关系确定受益补偿标准为 164 亿元。以限制发展机会成本、水源涵养损失机会成本为依据,得到流域生态受损补偿标准为 16 亿元。

(4) 永定河上游污染物在现状的污水处理厂的运行条件下,难以达到出境断面要求的控制标准。本文以水功能区典型断面的水质控制目标为基准,结合上下游之间的经济发展状况,在充分利用水体自净能力的前提下,进行污染物治理成本的投入测算。2007 年,在污染物处理水平为 50%、水质超标率为 0.4 的情况下,污染物治理成本投入约为 1.6 亿元。

(5) 从可更新资源 ( $R$ )、不可更新资源 ( $N$ )、物质投入 ( $M$ )、服务成本 ( $S$ ) 的能值计算出发,计算得出永定河流域的农业生产的总能值为  $3.80 \times 10^{16}$  Sej/ $\text{hm}^2$ ,其中可更新的能值为  $1.59 \times 10^{16}$  Sej/ $\text{hm}^2$ ,不可更新能值  $2.21 \times 10^{16}$  Sej/ $\text{hm}^2$ 。研究区农业生产的环

境可持续指数 ( $ESI$ ) 为 0.1056, 流域农业生产处于严重不可持续状态, 应实施农业生态补偿进行调整。借鉴能值与生态服务价值之间的可转化性, 为实现流域农业生产的可持续, 下游区域政府或受益部门应对上游农业水土流失防护补偿约 4 亿元。

(6) 对研究区水体污染物有效减小程度进行分析的基础上, 2007 年进入官厅水库的 COD、氨氮、总氮 3 种 (总磷浓度低于控制标准对应的浓度要求) 污染物的超标比例分别由原先的 119%、46%、45%, 减小到理想状态的水体中 40% 污染物超标量的控制目标, 实现 COD 消减 14846t、氨氮消减 961t。

(7) 基于永定河流域 8 个研究区植被分布的样方调查数据, 构建生态恢复植被组成矩阵。从植被多样性、新增 (外来) 植被覆盖程度、1 年生植被分布状况、自然和谐度、物种丰富度指标计算上, 运用植被的去势 (降势) 典范对应分析 (DCCA) 和环境矩阵的 CANOCO 法进行流域物种组成和环境因素间的变量分析。研究区河岸水生态自然状况得分的平均值为 60.8, 反映出实施生态补偿对流域水生态的积极改善作用。经综合判定, 将洋河张家口市和桑干河册田水库以下张家口市定为生态修复的首选区域。

本节对流域水生态补偿标准的测算方法, 从理论研究到实际应用层面进行了详细的阐述。结合现实应用中出现的问题, 依据永定河流域水生态改善的发展目标, 对补偿标准的可行性进行了验证。

## 第六章 永定河流域水生态补偿实施机制研究

流域水生态补偿实施机制是从实践层面保证生态补偿标准成功落实的关键条件。流域水生态补偿标准测算体系全面的兼顾了流域、区域之间的发展和利益冲突，并从定量的角度给出了可行的解决策略。生态补偿实施机制研究在生态补偿的理论研究和实施策略间搭建起桥梁，为流域水生态的恢复和改善提供切实有效的实施策略。本文结合永定河流域治理修复型水生态补偿研究中涉及到的利益关系和矛盾双方纠葛，从水生态环境最大程度改善层面出发，给出基于社会机制、生态要素、管理体制的流域水生态补偿完善机制。结合已有的生态补偿实施经验及最优管理模式，在考虑区域特征的基础上，进行永定河流域水生态补偿实施反馈机制研究，提出基于流域可持续发展的补偿机制实施反馈策略。

### 1. 水生态补偿机制实施

紧扣实施机制的理论研究成果及流域生态补偿实施过程要素，进行流域水生态补偿实施机制研究。结合治理修复型水生态补偿标准测算过程，从联合管理和系统优化层面阐述流域治理修复型水生态补偿实施机制。

#### 1.1 联合管理

当前，全球生态环境总体状况堪忧。生态治理和恢复作为生态补偿联合管理的对象，日益受到学术界及政策制定者的关注。遏制生态破坏与实施生态恢复，两者之间具有内在联系，这也是能够对流域水生态系统实施联合管理的前提。但针对生态补偿管理问题，大部分的生态学家和经济学家坚持自己的“最优理论”观点，在对相同问题的处理上表现出迥异的立场。鉴此，本文构建耦合生态补偿科学理论与实施间的合作框架，实现生态补偿机制与生态恢复过程间的有效结合。本文通过强调生态补偿管理中面临的机遇和挑战，旨在说服不同研究领域的专家加强合作，以图实现生态补偿实施和生态恢复间的有效结合。

##### 1.1.1 研究状况

国际上的科学和政策研究机构正逐渐意识到，恢复退化的生态系统是改善地球生物生存环境状况的必然举措<sup>[234]</sup>。因此，生态恢复规划（ERP）在世界范围内迅速涌现，并且其实施机制也日益为民众所接受<sup>[235]</sup>。与此同时，社会经济学者提出了生态补偿的概念（PES），主要指利用经济激励措施减少生态系统服务价值损失。

ERP 与 PES 间具有明显的内在联系。ERP 通常是由一些列 PES 项目（依据经济投资和空间分布状况分类）构成的综合体系。从科学的层面分析，ERP 和 PES 应为生态系统可持续联合管理过程的一部分。理想化而言，为便于实现生态可持续发展的目标，ERP 和 PES 在综合管理过程中应具有各自的特性。大部分的生态学家和经济学家对生

态补偿管理问题持有不同的观点。从社会学的角度理解生态恢复,主要指从健康、完整、可持续的层面促进生态恢复的刻意行为。生态恢复的实践行为包括侵蚀控制、植树造林、物种保护和数量控制、优势物种的栖息地及生存环境改善。社会经济学家对 PES 拥有不同的理解,一些专家注重生态服务价值的市场化转化程度,强调生态补偿的经济效率;一些专家强调生态服务价值的独特性,侧重对生态服务价值的分布状况和公共物品特性进行研究。除了对 PES 的本质和重要性进行探讨外,本文试图从生态补偿机制的设计思路、经济投入、环境效力、社会经济效力方面出发,对生态补偿联合管理的特征进行阐述。

当前,尽管将生态恢复和生态管理的潜在自然特性作为联合的经济-社会系统(SES)的一部分,但生态恢复专家强调生态相关方面特征,社会经济学专家则将注意力集中于人类决策维度问题上。因此,对生态补偿管理进行的真正联合的、跨学科的研究较少。一些专家逐渐意识到联合管理的重要性,尝试采用缔结的方式进行跨学科知识的研究,并鼓励利益相关者进行管理层面上的交流<sup>[236]</sup>。但当生态恢复和生态系统管理两者因缺少协调联系而不能构成 SES 时,可持续的生态补偿机制便难以形成<sup>[237]</sup>。在对经济社会包含要素及其实现过程缺少充分认识的情况下,ERP 便不能得到有效实施;同时,在生态体系构成及操控过程缺少合作机制的情况下,PES 的实施标准和对象便较为模糊。因此,为实现生态服务的可持续供给,进行 ERP 和 PES 的区域层面合作尤为重要。笔者通过对减少 ERP 和 PES 的差异获得的收效进行比较,提出只有加强生态补偿管理相关研究的深层次合作,才能为生态补偿和生态恢复提供有效的引导作用。

### 1.1.2 系统集成

在参与者的生态保护行为超过或低于 ERP 和 PES 的限定要求时,便会引起相关组织和机构对人类-环境相互作用和 SES 重要性的关注。在 21 世纪初期,一些学者意识到对 ERP 和 PES 的激励作用能够促进流域管理者采用生态-经济-社会耦合的方法管理生态资产,并能产生巨大的综合效益<sup>[238]</sup>。随后,科学家对激励生态保护可持续的影响因素展开讨论,推动了对自然和社会间相互关系及联系过程的认识。

研究人类-自然系统(CHANS)的复杂特点对实施可持续的环境和自然资源管理具有重要意义。例如,当 CHANS 的拥护者对与自然资源开发和保护相关的传统规划方案、管理假定、战略措施持怀疑态度时,将会导致大多数的环保政策与生态补偿可持续发展策略脱节。在新兴管理政策向可持续发展综合管理方向迈进的过程中,鼓励、实施、监测、改进的环节也应穿插在其中<sup>[239]</sup>。当没有考虑不确定性因素导致的气候变异和极端事件可能造成的影响时,生态补偿管理过程将难以针对不良的实践结果给出有效的事前预警和事后反馈。因此,有效的 CHANS 管理不仅需要考虑各种自然因素,还应协调人类活动及相互关系造成的影响。

在 SES 模式化的研究框架中,应首先识别和理解利用诊断方法确定变量组合的复杂

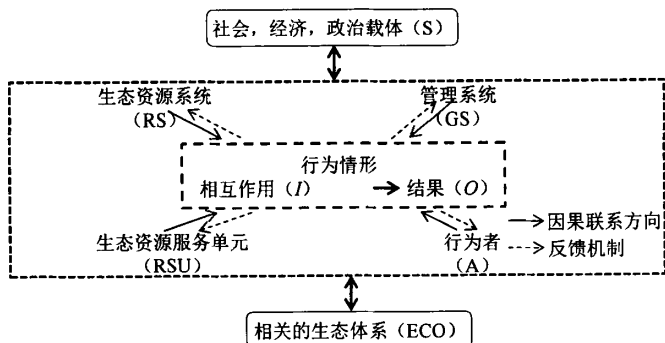


图 6-1 所示的研究框架将 SES 一级层面的子系统涵盖在内, 并充分考虑了社会、经济、政治集合、生态系统间的联系环节。每一个核心子系统由多重的二级变量构成, 并且在条件允许的情况下可进一步细化<sup>[240]</sup>。本文借助给出的 SES 组成变量确定框架, 进行生态物理和社会科学层面的联系桥梁搭建过程分析。聚合系统由广义的社会、经济、政治集合 (S) 构成。因此, 从时间和空间上对广义体系产生影响的要素条件为: 对生态资源使用者 (A) 和管理体系 (GS) 相关人员的解决问题能力产生影响, 并由此对生态资源系统 (RS) 和生态服务单元 (RU) 的正常功效的发挥产生人为干扰。基于上述阐述, 本文在考虑到 SES 和 CHANS 对环境可持续发展和生态系统管理产生层次影响的前提下, 给出了有效推动 ERP 和 PES 实施的 SES 研究框架。

流域水生态补偿是实现区域生态、经济社会可持续发展的重要手段。随着流域水生态状况的恶化,流域管理机构应构建积极稳妥的流域水生态补偿实施机制,从多目标联合的层面管理流域水资源。本文从认知学习的层面出发,以流域水资源的联合管理为例,构建生态补偿联合管理机制。认知通常作为一种评价事务的间接措施,主要包括参与者拥有的学习、观察以及综合判断事务的能力。

Q方法通常采用文献综述或访谈的形式对陈述问题的准备阶段、管理策略的确定以

及目标的实现过程进行研究。随后,参与管理的利益相关者依据实施方案获得的同意和不同意票数进行实施方案优先序的确定。 $Q$ 分值的计算结果代表了某一时间段内个体对水资源管理的观点。为充分评估管理的实效,本文对利益相关者参与合作管理前后的 $Q$ 分值进行比较。除此之外,本文也对没有参与协作过程的利益相关者(作为对照组)同样进行了 $Q$ 分值的计算。为提高控制组结果的代表性,抽样中选取了专业人员和组织机构的利益代表者构成的典型样本进行分析。

表 6.1 认知学习过程的因变量指标

| 指标            | 方法选择   | 细节阐述                                                                          |
|---------------|--------|-------------------------------------------------------------------------------|
| 观点变化量度/CP     | $Q$ 方法 | 计算个体采取措施前后的 $Q$ 分类值                                                           |
| 定期互相学习/SLP    | 研讨会评论  | 评价以参与者研讨会形式开展的定期互相学习状况,划分为1(最差)到5(最好)共计5个等级                                   |
| 研究结果的学习/LR    | $Q$ 方法 | 以合作会议的形式探讨的由技术研究/模型结果方向变化导致的个体 $Q$ 排序分值的变化的和,减去逆向发展导致的变化分值和,然后除以在发展方向上的最大可能变化 |
| 定期的研究结果学习/SLR | 研讨会评论  | 评价以研讨会评论形式开展的定期的学习研究结果的状况,划分为1(最差)到5(最好)共计5个等级                                |
| 舆论的发展/DC      | $Q$ 方法 | 评价在个体构成的群体中,每一对 $Q$ 分值间的相关性                                                   |

在 $Q$ 方法中通常采用要素分析法对多样化个体的 $Q$ 分值进行相同属性归类。因为与个体认知学习相关的影响因素较多,所以首先应对个体的观点和变化过程进行分析。为了评估个体观点的变化程度(CP),本文采用通用的统计分析软件进行研究,并对调查对象在合作过程(LR)中针对模型结果的观点变化过程情况进行分析。文中也对单个、多个利益相关者在认知学习过程中的相关性进行舆论层面(DC)的分析。

**认知学习阐述** 为进一步探究影响认识学习的条件因素,研究过程中首先应对文献资料中影响认知学习的因素进行评价。本文利用 $Q$ 分值进行状况的陈述声明、研讨会评价、访谈和定性的过程描述。参与者状况陈述声明的 $Q$ 分值主要与技术知识、价值和兴趣相关。参与者进行的研讨会评价,不仅能对研讨会的状况(水平)进行阐述,还能促进研究者对当前状况以及研究结果进行总体把握。事前采访作为对事件所处状况进行的预先分析,有助于获悉不同因素对认知学习过程的影响程度。本文结合对个体观察和以往信息的非正式分析,给出学习过程的定性描述,如表 6.2 所示。

**实例阐述** 结合永定河流域水生态补偿标准的计算结果,本文以永定河山西段为例进行联合水资源管理的控制研究。区域地下水管理体现出了区域合作的过程,管理的难点是限定区域工业生产企业的地下水超采量。为此,典型区地下水管理部门的相关机构应组成合伙的研究机构和顾问团体,执行定性的实施框架和可行的地下水管理策略。基于区域的地下水保护协议,代表不同层面利益的政策制定者应该采取联合措施,进行地下水限采的定量评估。

地方、区域、研究机构的授权是研究项目得以实施的基础。由3个层次的当局组成

的领导群体，每隔一定时间就应进行地下水管理进程、发展方向、交流动态的群体讨论。参与的对象主要包括领导上层、政府相关机构人员、企业管理人士和 NGO。举办研讨会的主要目的是介绍研究成果并进行信息交流反馈，共同促进管理策略的发展。

表 6.2 认知学习过程的自变量阐述

| 种类     | 自变量             | 方法选择                   |
|--------|-----------------|------------------------|
| 研究过程   | 研究者的种类和权威       | 定性过程描述，研讨会评价，采访调查      |
|        | 研究结果相关分析        | 研讨会评价，采访调查             |
|        | 研究结果特征          | 研讨会评价，采访调查             |
|        | 与合作过程不直接相关的研究过程 | 定性过程描述，采访调查            |
| 政策过程   | 知识不足或特殊时期的紧急事件  | Q 方法，定性过程描述，采访调查       |
|        | 利益相关者的风险和相关关系   | Q 方法，定性过程描述，采访调查       |
|        | 与合作过程不直接相关的政策过程 | 定性过程描述，采访调查            |
| 合作生产过程 | 合作和学习的激励能力      | 定性过程描述，研讨会评价，采访调查      |
|        | 利益相关者间的理解和信任    | 定性过程描述，研讨会评价，采访调查      |
|        | 利益相关者对合作过程的相对影响 | 定性过程描述，研讨会评价，采访调查      |
|        | 组合变化的相对性        | 定性过程描述，采访调查            |
|        | 合作过程强度          | 定性过程描述，研讨会评价，采访调查，相互作用 |
|        | 研究结果的裁定阐述       | 定性过程描述，研讨会评价，采访调查      |
|        | 假定、方法、不确定性反映    | 定性过程描述，研讨会评价，采访调查      |
| 外部因素   | 自然事件            | 定性过程描述，采访调查            |
|        | 媒体关注            | 定性过程描述，采访调查            |

通过对地下水管理认知学习的结果进行总结，给出 3 种类型参与群体的调查分析：1) 均参与指导小组会议的 4 组调查对象；2) 仅参加 1 种或更多的合作小组的 10 组调查对象；3) 不参加任何协作会议的 3 种调查对象。研究结果证实了利益相关者对在一段时期内环境管理变化的观点。在 17 个调查结果中，12 个调查结果符合统计显著性规律 ( $P<0.025$  的  $z$  检验)，见表 6.3。研究结果表明了利益相关者对在一段时期内针对环境管理变化的态度。其他调查结果缺少显著性的可能原因为评估变化的时段较短，难以反映出统计变化规律。

表 6.3 基于调查分组的认知学习结果

| 明细            | 指导小组会议参与者 | 研讨会参与者 | 无合作意向参与者 |
|---------------|-----------|--------|----------|
| 调查对象          | 4         | 10     | 3        |
| 观点变化量度/CP     | 0.45      | 0.38   | 0.54     |
| 定期互相学习/SLP    | 3         | 3.8    | 无        |
| 研究结果的学习/LR    | 0.21      | 0.04   | -0.18    |
| 定期的研究结果学习/SLR | 3         | 3.4    | 无        |
| 舆论的发展/DC      | 0.34      | -0.04  | 0.03     |

与调查参与者观点变化相关的分析主题是水资源管理问题、实施策略和目标。但以模型计算结果 (LR) 为基础分析得出的学习水平具有一定的局限性。利益决策者影响决

策制定的直接行为将在一定程度上增强参与者的学习动机，但是也可能导致水资源管理过程政治化。

1.2 优化策略实施

在流域水生态补偿机制的实施过程中，水资源管理对流域水生态的维持至关重要。本文以经济社会驱动下的流域水资源管理的概念特征和实践方法为依据，给出广义的生态补偿实施机制应充分考虑流域的数字信息、模型化特征及联合的管理技术、时空尺度特性。当前，流域的水文和生态监测数据的不足是阻碍生态补偿机制实施的关键问题。数字化的流域管理技术应该包含流域管理的所有特性。流域与水相关的生态功能在人类活动和面源污染的影响下，已遭受到不同程度的破坏。因此，构建联合水环境管理和水质评估的污染物排放控制模型是衡量水生态补偿标准实施成功与否的关键。水资源联合管理作为生态补偿实施过程中的一种新框架和发展趋势，是从水资源价值、市场经济特征、生态价值层面合理规避管理冲突、降低公众和生态健康风险的有效途径，是一种监管水生态补偿实施有效性的策略。本文以流域水体的流动性为出发点，构建基于理论和实践经验的流域水生态补偿实施机制，以图实现流域水生态的全面协调、可持续发展。

1.2.1 水资源管理

有效的水资源管理是实现并促进流域水体健康指标得以维持的关键。流域水资源管理是针对具体流域实施的广义管理活动，主要包括经济、环境、社会等指标。由此，影响流域水生态补偿实施过程多样化的因素主要包括：1) 水文循环和流域的供用水需求；2) 地表和地下水的开采状况；3) 多样化的用水目标；4) 区域经济发展和用水效率；5) 用水冲突减少策略；6) 环境服务和生物多样性的协作保护；7) 水生态管理信息的有效利用率；8) 社会体制和水生态保护目标的衔接。

流域水资源管理受到区域内、区域间广义水事活动的影响，具有时空特性和复杂系统的特征。在流域水资源管理中，农业灌溉是主要的耗水项。因此，构建参与式的灌溉管理体系，实现政府和农民间的利益共享，才能提高合作灌溉制度实施的有效性。流域水资源管理的框架和影响因素，如图 6.2 所示。

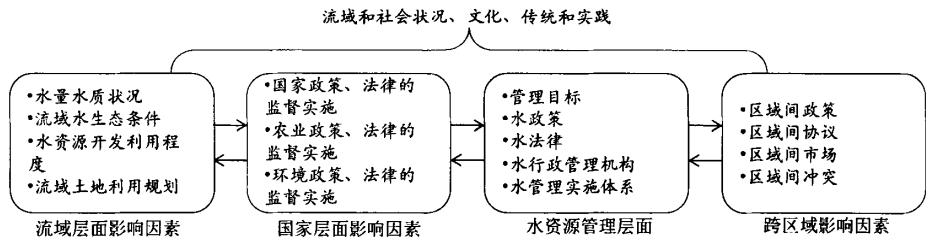


图 6.2 流域水资源管理影响因素

本文借助对流域当前水资源可利用量和未来需求变化进行分析，依据管理具有的有

效控制功效,给出基于优化思想的水资源可持续管理模式。由于未来管理过程中存在诸多不确定性,以及不同层次需求者对数据完整性和模型结构认识上存在的局限性,因此,构建针对性的预测方法和规划战略是促成耦合模拟模型功能得以发挥的关键。

流域水资源联合管理的概念自半个世纪以前被提出以来,便备受关注。从流域水生态可持续发展的理念出发,流域水资源管理的目标为:既满足流域用水部门和利益相关者的长期用水需求,同时也能够维持水生态基本的服务功能和经济价值。河道生态基流管理是实现河流体系健康的关键环节。因此,在满足区域发展需求的情况下,合理分配社会水量并减少污染物入河排放量是实现河流水生态多目标协调发展的前提。流域水资源联合管理的途径,如图 6.3 所示。在实施流域水资源的整体规划和管理前,应构建多重评价准则以确保实施过程的公平性和有效性。广义的流域水资源管理应考虑多重因素,比如流域的数字化信息、管理的模型和模式、综合管理以及时空管理的类型等方面。

### **(1) 数字信息技术**

当前,生态和水文监测数据的不足仍是制约水资源管理水平提高的瓶颈。科学管理功效的发挥受到数据有限性的制约。数据的可用性将有助于确定管理策略在所属尺度上的量化程度。遥感数据和卫星图像因具有较高的时间频率和空间覆被分辨率,所以有助于相关观测数据的获取以及水资源管理水平的提高。

土地利用对流域水质的影响,随着流域时空尺度的变化而变化。由于 GIS 和遥感技术能对河流水质和污染物排放状况造成的影响范围进行有效监控,所以,针对不同的土地尺度,GIS 技术和流域管理决策的集成可有效的遏制不同程度的流域水生态退化状况。

### **(2) 水资源集成管理**

流域水资源集成管理作为水资源管理的一种新范式和发展趋势,是协调开发和管理水、土相关资源,实现经济收益和社会财富最大化,并能有效的促进生态系统可持续发展的动态过程。协作是完善水资源集成管理框架和实施过程的关键环节。水资源集成管理能够有效的避免水资源管理过程中出现的公众健康和生态风险间的矛盾冲突。地下水库的控制范围能够跨越流域水文边界的限制。因此,对地下水的管理需要流域管理机构的多方协作。公众参与是在特殊场合下实现社会和环境管理目标的有效手段。公众在参与水资源管理中的作用主要体现在谈判协商、研讨等活动中。

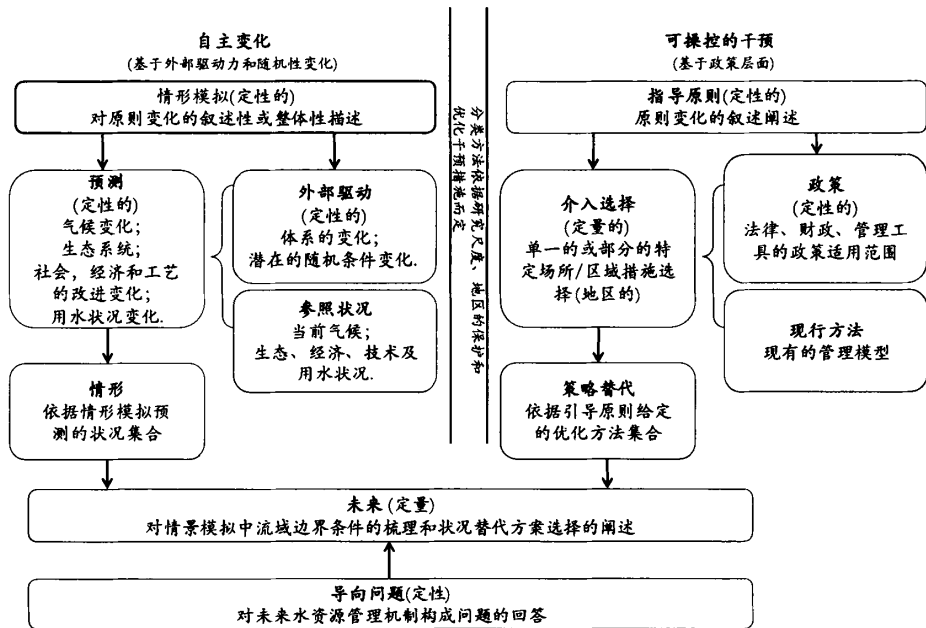


图 6.3 流域水资源综合管理的途径

流域水资源的可持续管理体系主要体现在水价值、市场经济、生态价值管理层面。从水资源集成管理的层面考虑，流域水资源可持续管理体系应包括：1）构建涵盖流域社会、经济和环境目标的共同价值观，促使流域水生态保护协作参与者加强合作，确保后续参与者拥有资源共享的权利；2）给出解决不同利益群体矛盾冲突的协调方法，用以实现共同利益群体在合理开发利用水资源过程中的合作共赢；3）采用合适的方法恢复或维持流域经济发展活力、水环境质量以及水体的生物多样性功能；4）维持经济和社会文化可持续发展目标的行为活动；5）构建充分考虑到经济、生态、社会机制的复杂性、动态性和时空异质性特征的管理方法，提高流域水资源实时管理的功效；6）糅合最优科学的理论与决策支持过程，提高参与者的知识储备和宏观把握管理决策的能力；7）目标实现程度的监控和评估策略。

### （3）水量水质联合管理

为实现永定河流域水质和生态环境状况的改善，有效减少农业面源污染废水排放已成为治理流域污染的有效举措。但控制的过程较为复杂，极易引发单一污染控制过程中顾此失彼现象的出现。因此，确立长期可持续的农业有效灌溉制度，需要依据农业生产过程中营养物质的流失程度，给出合理的中水回用措施或退水方案<sup>[242]</sup>。在此过程中，水质模拟为有效的管理水资源提供了一系列可行方法。流域尺度上评估农业退水水质状况的物理模型大量涌现。如 ROM 5.1 提供了一种进行环境风险评估、生态潜能评价、最优管理区域划定的新技术，实现了对退水污染物排放的有效管理<sup>[243]</sup>。在综合的技术评

价过程中,对水生态潜能实施的评估是进行水质动态管理的基础。

流域水质的自适应管理是促进流域农业生产和环境管理工作顺利开展的重要依据。BMPs 的实施,能对降雨径流造成的土壤、营养物质的流失起到减缓作用,并能有效的保护饮用水源的安全。BMPs 作为一种从源头减少和消除营养物质流失的一种自适应手段,已被大量的研究所关注。鉴此,BMPs 的策略制定者应充分考虑到财政激励和成本共享机制的可用性,以便进一步提高水资源管理的有效性。

#### (4) 小结

永定河流域水资源管理作为一个复杂的、多变量协同体系,是对管理模式、数字信息技术、时空尺度模拟等多变量变化协调过程的综合集成。为促进有效管理策略对水资源和水生态退化状况的改进作用,本文给出典型的理论和实践经验总结:

1) 流域水资源管理的最大挑战在于如何在参数完整化的情况下,实现既定模型和情景分析对应下的控制目标。因此,区域的用水管理者应对气候/社会-经济变化引起的流域水量、水质变化进行敏感性分析。

2) 充分考虑人为活动对支流水质状况的影响。通常情况下,支流位于流域内部或某些边缘地带,需要构建基于监测数据和区域水环境保护状况调查的水质控制模型,实现对具体污染物排放量的源头控制。

#### 1.2.2 碳-水生态服务捆绑管理

流域水生态补偿的实施能够为生物多样性的保护以及人类所需生态服务价值的维持提供资金支持。当前,大量的文献表明生态补偿的实施目标在于最大化成本效益,完善实施机制。为实现社会收益的最大化,构建完整生态系统附属产品的捆绑管理模式是实施生态补偿的主要策略。鉴此,本文通过捆绑生物多样性和其他生态服务,给出流域水生态补偿机制的实施框架。

##### (1) 生态补偿实施目标—生物多样性保护

当前,已有的文献对碳、水调节功能,生物多样性保护工程同其他生态服务的耦合几率,生态补偿实施的成本有效性等问题的关注较少。本节的探索性分析可依据永定河流域已有生物多样性、碳-水服务价值的相关研究成果展开。

生态系统服务表示民众从生态系统变化发展中获得的收益。所以,在生态保护工程的目标确定过程中,应针对跨区域生态服务价值的差异进行阐述。本文借鉴已有的研究成果,构建生态受益程度的判定指标,在量化单个生态服务价值功效的基础上,给出实施生物多样性保护和生态系统服务捆绑的可行性判定<sup>[244]</sup>。从生物多样性保护的观点考虑生态补偿机制的实施框架,如图 6.4 所示。

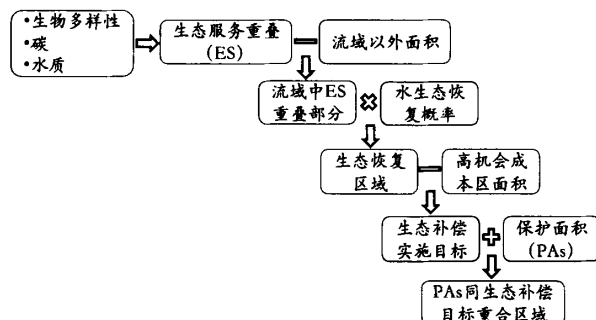


图 6.4 水生态补偿空间定位方法论阐述（减号表示空间遮蔽；加号表示空间覆盖/重叠）

## （2）数据准备

1) 生物多样性 本文借助永定河流域水生生物（代表性鱼类和植被）、鸟类（候鸟和留鸟）的分布范围及种群结构的可用数据，依据国际自然保护联盟红皮书中给出的胁迫度计算方法，构建水生生物多样性价值判定指标<sup>[245]</sup>。为便于给出水生态的受胁迫程度，本文借鉴“平均步伐法”进行分项受迫权重的计算<sup>[246]</sup>。“平均步伐法”能够赋予受胁迫程度较高的指标以较靠前的优先序，便于确定流域内多物种的量化指标。研究中假定流域内不同区间物种保护的需求程度相同，利于提高区域民众对生物多样性保护的支付意愿<sup>[247]</sup>。

2) 碳 在 20 世纪 80 年代，Olson 等结合 20 年的实地调研数据，在探讨和文献资料分析的基础上，构建了针对地表-地下生物量的碳储量映射关系图谱<sup>[248]</sup>。Gibbs 在对已有研究成果（地表植被盖度的数据采集量空间尺度是 0.5 弧度，大约为赤道上 55km 的长度）进行改进的基础上，利用遥感技术和全球植被覆盖度数据库，对当前的土地利用覆盖度的研究尺度进行细化<sup>[249]</sup>。为便于研究，假定流域内不同区域的同种植被类型对应的碳储量相同。

3) 水质 流域植被覆盖度同流域水生态服务间并不存在竞争，但两者受水质状况影响较大。研究表明，森林砍伐量与河道中污染物的淤积具有直接联系。为对水体中污染物的来源进行深入分析，研究中可借鉴土地利用 TM/ETM+遥感影像、水流方向信息资料，从空间索引的 3 个层面测算水质保护的受益程度：饮用水源区下游民众享用达标水质的用水受益量；下游粮食作物种植区利用无泥沙沉积的灌溉用水获得的受益量；流域周边植被提供的水生态服务价值量<sup>[250]</sup>。流域水质保护的评定指标为上述 3 个效益数据来源与地理空间信息的线性组合。在此过程中，假定不同的信息源对应的权重相同。

4) 水生态恢复概率 水生态恢复的可行概率测算是一项复杂的任务。考虑到利用流域的天然数据以及跨断面数据进行计算的不足之处，研究中可借鉴 Gorenflo 等的研究成果进行流域水生态恢复概率的判定<sup>[251]</sup>。在利用判定模型进行生态恢复概率的计算时，自变量主要包括河道长度（河流上下游之间的距离）、水深、河流坡度、种群密度、区

域多年平均人均收入、保护区居民收入的不均衡度，以及与自然气候相关的其他要素。在假定区域经济均衡发展的基础上，可借助对模型系数的测算进行时段水生态恢复可行性的估算。

### (3) 资金筹措

流域水生态补偿的实施资金主要来自低碳排放获得的正向收益。为实现流域/区域层面的节能减排目标，流域水生态在纳碳吐氧、减少碳汇方面发挥了积极作用。但流域生态多样性的维持需要生态补偿资金的扶持，以此才能实现碳收益的预估目标。碳排放减少对应的生态补偿受益值通常在生态服务价值显现后才能被量化，因此，在预算前通常借助虚拟的工程实施方案进行模拟研究。当前，市场上碳支付的价格相对较低，也是造成碳交易支付难以成为生态补偿资金主要筹措方式的原因。例如，在曼塔迪亚(Mantadia)生态恢复工程中，碳交易仅仅占到30年平均生态补偿实施和交易成本的30%，且实现过程仍需要多元化税收机制的辅助。

面对碳交易正向收益的不足，多元化的税收机制起到杠杆的调节作用。碳减排获得的收益为生态补偿实施资金的36%左右，为此，区域政府财政部门应同企业捐赠者、非营利性组织机构加强合作，为实现政府预计的减排目标和生物多样性的维持共同筹措资金<sup>[252]</sup>。为弥补水生态补偿实施过程中资金筹措的不足，可适当考虑对依托流域良好水生态维持开展的慈善活动或附加的旅游收入征税，以体现生态旅游区的潜在价值。在资源产权明晰的情况下，流域当地民众的生态支付能力得到加强，因此，生态补偿实施的前期匹配成本便可依靠生态保护主体的自律行为得到解决。

### (4) 小结

本文给出了依据生态补偿实施工程实现生物多样性保护目标的方法，同时在此过程中，能够保护生物多样性并获得水、碳生态服务价值。由于生物多样性目标与生态服务市场价值之间的一致性并不存在，因此，在生物多样性保护得到保证或需要进行生态服务保护的区域，生态补偿并非是唯一可行的方法。针对上述问题，本文通过将实践调查结果渗入到生态补偿的实施过程中，从空间层面给出了生物多样性保护的实践手段，为从碳-水服务捆绑的角度实施生态补偿提供方法参考。

#### 1.2.3 农业面源污染控制

最优管理实践(BMPs)是控制水土流失和农业营养物质流失的主要策略。BMPs作为确定区域径流产生量的有效工具，能够利用农业生产中的可用数据影响空间上对应的流域水质类型。在此过程中，准确界定污染源产生区面积与污染物的消减程度是衡量具体的BMPs实施有效性的关键。农业面源污染物的源头控制是实施流域水生态补偿的关键，是从微观层面保证流域水生态补偿标准顺利实施的重要措施。

#### (1) BMPs

最初, BMPs 理念的设计和提出主要是为了减少土壤侵蚀。在 20 实际 70 年代, BMPs 的主要实施目标在于减少进入水体的污染物负荷, 并防止水体中 N、P 等污染物浓度的升高。但由于缺少有效的治理措施, BMPs 的实施虽控制了污染物的入河量, 但农田径流和污染水体中的溶解性物质的浓度却依然很高。当前, 基于 BMPs 进行土壤和营养盐管理的焦点主要集中于溶解性营养盐的浓度控制上。为此, 新型的 BMPs 具有结构和管理方面的特性。例如, 结构型的 BMPs 能够改变水文路径(截断排水途径或阻塞地下排水路径)以减少径流损失; 管理型的 BMPs 能够为土地使用者提供营养盐管理规划, 便于有效的减少饱和土壤中的溶解性污染物的运移。

BMP 体系中用于减少营养物质负荷的部分称为“BMP 减少因子”。本文给出与磷控制相关的 BMP 减少因子的研究成果, 如表 6.4 所示。表中包含了与 BMP 相关的一系列影响因子, 因为 BMP 的效力可以从多种尺度进行衡量, 如管理细节、土地状况、农民的认知程度以及流域的开发状况<sup>[253]</sup>。同时, 由于种植结构、地形地貌、土地利用方式、水文及气象条件的变动性, 导致 BMPs 的实施实效也存在变动。表 6.4 给出了单一行为和综合行为对 BMPs 实施的影响程度。

表 6.4 BMP 减少因子变化幅度分析

| BMP 措施   | 消减幅度 (%) | 参考文献        |
|----------|----------|-------------|
| 缓冲带/缓冲护岸 | 19-99    | [254]、[256] |
| 营养盐管理规划  | -66-94   | [254]、[256] |
| 作物等高条植   | 20-93    | [254]、[256] |
| 轮作       | 30-75    | [254]       |
| 滤土带      | -56-59   | [254]、[256] |
| 暗渠交叉     | 11-38    | [255]       |
| 动物粪便管理   | -117-40  | [254]、[256] |
| 农庄管理     | 5-81     | [254]       |

注: 正数表示污染物的负荷下降; 负数表明污染物负荷增加。

尽管 BMP 在实施效力方面具有变动性, 但却具有相同的变化趋势。农田径流量通常受 BMP 实施的影响程度较小, 特别在浅层土壤地带<sup>[257]</sup>。植物滤过带或岸边缓冲带能对营养物质的入河量起到减控作用, 但已有的研究对由于滤过带生物修复作用或土壤水分扩散造成的营养物质的减少却并未考虑。采取水土保持防护措施的农业耕作制度能够减少营养盐的入河量, 特别对融雪导致春季径流增加的流域尤为明显。农田营养盐管理规划是减少溶解性营养盐流失的有效策略。

BMP 的实施效力存在多元化。因此, 流域管理者在缺少农田生产长期监测数据的情况下, 难以实现 BMPs 的目标。为减少 BMPs 实施过程的可变性, 并有效的评估 BMPs 的实施效力, 确定指定位置的径流和污染源消减潜力, 并给出在规划过程中 BMPs 具体的实施区域显得尤为重要。农田营养盐的运移受肥料种类、土壤类型、坡度、水文和气象条件的影响。在潮湿、植被生长良好的陡坡地区, 以及在贫瘠、透水性土壤(地下有

不透水层存在)地区,径流是造成营养盐输移的主要动力。当前针对污染物输入可变源区所在土地的 BMP 实施效力的研究较少。鉴此,构建水质模型对污染物输入可变源区的水文条件进行模拟,用以反映 BMPs 实施过程对农田营养盐产生和运移的影响成为农业面源污染初始控制的关键策略。

## (2) 控制过程

当期,用于模拟 BMPs 在农田和流域尺度上实施效力的模型主要包括:广义流域污染物负荷函数模型(GWLF)、土壤-水资源联合评估工具、侵蚀能力影响计算模型、土壤水分分布和路径运移模型以及长系列水文影响评估模型等<sup>[258]</sup>。GWLF 利用现有的真实数据输入进行营养盐的产生负荷预测,并阐述了 BMPs 与经济模型耦合评估成本有效性的方法可行性。GWLF 作为一种集总模型(不能对某一计算单元的水文过程进行描述),并没有充分考虑到径流的具体空间分布以及污染源的面积,导致该模型难以应用到流域饱和和土壤污染物的运移计算中<sup>[259]</sup>。为解决上述问题,研究者利用 SCS-CN(土壤功能维持)曲线,在充分考虑到水文模型计算框架的基础上,给出了径流的预测方法—可变源负荷函数模型(VSLF)。VSLF 利用土壤湿度指数、土地利用分级数划定水文响应单元,预测流域径流的空间分布特征。在最初的 GWLF 模型中,VSLF 利用输出系数法预测农田径流的营养盐的输出负荷。

营养盐在地表和地下水体中的运移潜力主要取决于土壤和地理条件,所以,构建小尺度的农田综合 BMP 管理工具是控制污染物时空变化的有效方法。BMPs 已成为减少或消除不同来源污染物入河量的有效工具。由于受气候变化的难以控制性、特定区域地形地貌条件复杂性的影响,综合的 BMPs 管理工具通常是符合成本效益最优原理的综合决策策略。在正确选择 BMP 实施区域并有效的执行时,影响河流水质的土壤流失和营养盐损失的 95%便能得到有效控制<sup>[260]</sup>。

BMPs 是从源头层面控制或减轻污染的一种传统策略。当前,大量的文献已对农业领域实施 BMPs 的相关因素进行了阐述,如表 6.5 所示。借鉴已有的成功实践经验,流域层面的 BMPs 设计者应将财政激励和成本共享机制考虑在内,以提高 BMP 管理的实施效力。BMPs 的实施保证措施包括:1)污染源排放控制;2)截流治理或减少污染物输送量;3)河流-水库系统的管理;4)污染物的天然消减或治理管理。

土地营养盐管理规划的目的是最小化对环境的不利影响、优化农田种植收益。BMP 数据的输入主要包括地形地貌几何信息、径流量、水质数据以及其他的相关信息。农业面源污染初始控制的 BMPs 数据分类阐述,如图 6.5 所示。

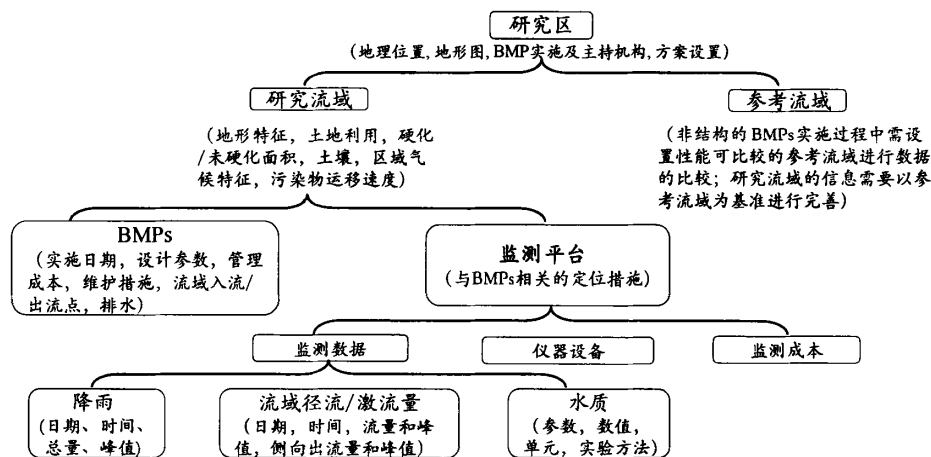


图 6.5 农业面源污染治理的 BMPs 数据分类

表 6.5 综合 BMPs 措施阐述

| 项目       | 细节阐述                                                                           |
|----------|--------------------------------------------------------------------------------|
| 方法途径     | 土地利用管理; 牧区管理实践; 土地缓冲带及营养盐管理规划                                                  |
| 地区实践     | 美国、加拿大政府的 IPM, 以及流域的 BMP 策略                                                    |
| 管理范围     | 阻碍环境、经济发展的有害污染物; 社会因素; 化学、生物及物理的变量                                             |
| BMP 效力评估 | 选择最适的 BMP 进行农业面源的污染控制; 估计 BMP 实施的收益值; 依据成本效益划定 BMP 的实施等级; 基于规划目标确定最优的 BMP 实施程序 |
| BMP 适用性  | 流域农田利用规划管理的时空变化; 系统内部地表和地下水间的相互联系                                              |

(3) 小结

农业面源污染的管理期权能够产生辅助的环境收益, 并能促进农业生产的功能多样化。流域多目标的 BMPs 是对水质进行评估和管理的有效手段, 也是保护和维持流域水环境生态功能的基础。本文对 BMPs 管理策略控制农业面源污染的技术可行性、科学性和实用性的相关细节进行了阐述, 并给出实施过程的要素分析。

2.水生态补偿机制完善

北京、山西、河北围绕永定流域的水量、水质问题已开展过多次跨区域的协商和会谈, 内容均与流域的水生态有关。因此, 永定河流域开展生态补偿的条件已经具备, 但是缺少必要的实施机制和协调机构。永定河流域水生态环境脆弱, 区域发展与保护的矛盾突出, 流域水生态的承载能力有限。因此, 本文从水生态环境最大程度改善层面出发, 结合已有的成功实践经验, 从社会机制、生态要素、管理机制层面出发, 进行流域水生态补偿机制完善策略阐述。

2.1 影响水生态保护的社会因素模拟

为探寻在社会因素变化(社会信任、社会规则、社会网络)的情况下, 个人决策变动对流域水环境和生态保护支付力度的影响, 本文选择永定河上游的册田水库保护区

(山西省大同市)、官厅水库保护区(河北省张家口市)作为典型区,设置3种情景(基于规章制度、基于市场、基于居民区)进行生态补偿管理权限和支付机制的研究。依据以往的经验,生态补偿社会配套资本相关要素的变动,特别是社会规则、社会信任体系的变动,对个人的支付决策和支付数量影响较大。模拟结果表明,社会规则对个人的支付意愿(以国家税收和景区门票收入的形式体现)具有积极的影响;社会信任机制对个人的支付意愿(以地区税收和景区门票收入的形式体现)也具有积极的影响。本文暂不考虑典型区人口变动因素的影响。

### 2.1.1 概述

对典型区的资源开发利用进行规划管理的目的在于为流域水生态补偿机制的实施筹措资金。在此情况下,分析社会因素的经济体现方式对流域水生态补偿的实施具有重要帮助。大量研究已对区域民众的支付行为给生态多样性保护带来的正向收益进行过相关阐述,且研究的目的主要集中在规划程序的制定和适宜支付机制的确定方面。依据相关的经济评价研究,保护环境的行为和意识、生物种群的变动以及假定情景下的支付机制等因素能够促使个人做出投资自然资源保护的决策<sup>[261]</sup>。

本文设计了3个开放的条件价值评估实验,采用两阶段法进行生态保护决策裁定以及决策给出后补偿额度的确定进行研究。在假定调查者的支付意愿和支付强度是两个不同的决策行为的前提下,本文采用Probit模式和Heckma样本选择法处理调研中受访者拒绝支付的情况。研究结果表明影响因子的不同组合能够影响到该模式下受访者的决策过程,同时,影响水生态环境保护的费用支付量。

### 2.1.2 影响因子

社会资本变化影响到个人的支付意愿<sup>[262]</sup>。社会资本的表征因子通常为社会信任、组织信任、社会规则、社会网络。每一种因子都能影响到个人对生态环境保护的支付趋向。

社会信任指个体对其他人的相信程度,包括广义信任和特殊信任两种。在民众的社会信任程度较高的居民区,个体采取集体行为保护自然资源的意愿较高。因此,在民众生态补偿支付意愿案例研究中,信任其他人的民众由于受到周围环境的影响,将会积极主动的为保护环境提供支付。

组织信任指民众对与环境管理事件相关组织的信任水平,是对给定政策有效性认知水平的体现。对生态资源管理者信任程度较高的个体将更关心给定政策的有效性,并且也愿更积极的提供生态保护支付。反对生态补偿观点的产生是由于涉及到导致设定情景无效的组织体系的出现,诱发民众的不情愿支付行为。因此,组织信任通常与个体保护自然资源的支付量变化趋向相关。

社会规则指用以支持公共福利的正式或非正式的规则。遵守社会规则的倾向同样影响到民众的生态保护意识。具体而言,居民区致力于水环境保护的民众通常希望其他人

遵循社会规则，并倾向于为他们的保护行为支付一定额度的资金。

社会网络是指促使居民区建立正式或非正式联系的载体。较高密度的社会网络通常能提高参与者对环境问题的认识水平，并能激活参与者的环境保护支付行为。因此，在社会网络的协调下，民众能够更积极的关注环境保护问题，并为水生态多样性的恢复提供资金和实物支持。

### 2.1.3 研究框架

典型区的水生态管理模式以构建参与式管理框架为核心。当前，政府或国家在水生态保护过程中发挥着重要角色，而当地民众在决策制定过程中的重要性稍显不足。研究中针对典型区的生态现状成立管理委员会，对与环境规划和管理负责的利益相关者代表（政府、地方当局、居民区、非政府组织）进行调查，为构建和实施水生态保护机制提供信息支持。

本文借助调查问卷对研究区展开调查：1）参与者对 3 种管理模式的认知程度及支付意愿；2）影响参与者对生态保护支付行为的因素。调查问卷也对相应的人口数据进行了收集。

本文依据参与者的不同支付机制和管理期权，设置了 3 种管理情景进行支付意愿的研究。第 1 种情景基于国家层面：国家对典型区的环境和财政管理负责；被调查者对每月是否愿意缴纳一定的国家税收用于改善生态环境的保护状况接受调查；在接受生态保护支付的情况下，给出可提供的支付额度；第 2 种情景基于市场层面：利用收取的生态旅游入场费进行保护资金的自由调整；被调查者对是否愿意每月提取一定的门票收入用于改善生态环境的保护状况接受调查；在接受生态保护支付的情况下，给出可提供的支付额度；第 3 种情景基于社区层面：助于促进社区民众更好的参与到决策制定和管理过程中；被调查者对是否愿意向相关部门缴纳一定数量的社区税收用于生态保护的支持资金接受调查。所有的问卷问题以开放式问答的形式出现。但这种诱发式问卷方式存在着诸多不利之处，例如在与其他渠道来源的资金相比，支付意愿给出的偿付额度通常较低<sup>[263]</sup>。在调查前，问卷设计者并没有向被调查者透露具体的问题，这样避免了因参与者了解国家税收和入场费收取额度的具体情况而对支付意愿造成干扰。

本文对参与调查的问卷者采用相同的情景设置次序。研究中为将次序变化造成的影响最小化，调查者应向参与者阐述 3 种情景设置的适用范围，当参与者选择其中一种情景时，便不能再对另外两种情景进行选择。

模型设置了一系列的问题用于调查影响个人对 2 个典型区生态保护支付意愿趋向的因素<sup>[264]</sup>。设置的问题主要包括：1）受访者对环境的关切程度以及对生态保护补偿的认识水平；2）受访者对设计的情景的观点认识；3）与社会资本相关的问题；4）区域人口统计。

2.1.4 样本构成

抽样样本的范围包括研究区所有受到影响的 18~80 周岁之间的公民。由于缺少典型区总人口的分布系列,本文结合基于地理层面的人口分布状况进行研究。调查中共回收 503 份问卷(册田水库回收 241 份,占问卷发放总量的 80%;官厅水库回收 262 份,占问卷发放总量的 87%),样本特征见表 6.6。由于官厅水库所在区域与北京市接近,民众接受高等教育的机会较多,因此,调查样本的民众受教育水平较高。

表 6.6 调查样本特征

| 种类        | 明细         | 总体/% | 册田/% | 官厅/% | 样本比较                      |
|-----------|------------|------|------|------|---------------------------|
| 性别        | 男          | 50.0 | 50.7 | 49.3 | Fisher 检验=0.094, P>0.05   |
|           | 女          | 50.0 | 49.3 | 50.7 |                           |
| 教育        | 文盲         | 4.4  | 5.1  | 3.7  | $\chi^2 = 44.3, P < 0.01$ |
|           | 初中         | 13.5 | 16.2 | 11.0 |                           |
|           | 高中         | 20.5 | 14.4 | 26.0 |                           |
|           | 本科(全职/在职)  | 60.0 | 56.6 | 63.1 |                           |
|           | 硕士/博士      | 2.7  | 2.6  | 2.8  |                           |
| 收入(元/人.年) | <3000      | 10.9 | 9.8  | 11.9 | $\chi^2 = 2.95, P > 0.05$ |
|           | 3000-6000  | 40.1 | 35.9 | 44.1 |                           |
|           | 6000-8000  | 44.8 | 47.3 | 42.4 |                           |
|           | 8000-10000 | 3.9  | 4.2  | 3.7  |                           |
|           | >10000     | 0.4  | 0.4  | 0.4  |                           |
| 年龄(岁)     | 均值         | 41.4 | 39.2 | 43.5 | $t = 4.8, P < 0.05$       |

注: 1. Fisher 精确检验法:

$$P(S_1 = i | S_1 + S_2 = t) = \frac{t!(n_1 + n_2 - t)!n_1!n_2!}{(n_1 + n_2)!i!(n_1 - i)!(t - i)!(n_2 - t + i)!}$$

2. 在总体期望  $\mu$  已知的情况下,

$$\chi^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \mu)^2}{\sigma_0^2} \Big|_{H_0: \sigma^2 = \sigma_0^2 \text{ 成立}} \sim \chi^2(n)$$

3. 在  $\sigma_1^2, \sigma_2^2$  均未知, 但  $\sigma_1^2 \neq \sigma_2^2$

$$T = \frac{\bar{X} - \bar{Y} - \mu_0}{\sqrt{S_1^2/n_1 + S_2^2/n_2}} \sim t(df), \text{ 其中 } df = \frac{(S_1^2/n_1 + S_2^2/n_2)^2}{\frac{S_1^4}{n_1^2(n_1 - 1)} + \frac{S_2^4}{n_2^2(n_2 - 1)}}$$

2.1.5 数据分析

表 6.7 对调查数据处理过程中因变量的分析统计结果进行了阐述, 表 6.8 对 2 个典型区支付意愿的估计量(自变量)进行了分析。表 6.7 显示出, 在不同的情景下, 参与者对问题并未做出答复的“零反应”的情况普遍存在。本文借助条件评估法对相关的问题(“零投标人”)进行处理。调查问卷过程中的拒绝支付行为并非代表“零反应”, 而是对调查者给出的假设情景表示反对。为了将生态保护支付的反对者同真正的“零反应”者区分开, 样本处理过程中也从个人层面对拒绝支付的理由进行了事后说明。

在第 1 种情景下，仅 194 人接受生态保护支付意愿，第 2、3 种情景分别为 256 人和 223 人。积极接受生态补偿支付意愿的调查显示，个人能够给出的生态保护支付额度变化范围为 55 元/月~68 元/月。为将真正的“零反应”者从拒绝生态补偿支付意愿的群体中区分开来，本文借助事后情况说明进行分析：因对环境和财政管理体制不满造成的拒绝支付行为并非真正的“零反应”。基于水生态治理目标的多元化，不同利益群体对支付意愿的认识状况将在一定程度上影响到支付意愿的评估值<sup>[266]</sup>。排除抗议生态保护的参与者和真正的“零反应”者后，不反对生态保护补偿者的支付意愿区间为 35 元/月~46 元/月。由于册田水库周边区域的经济社会发展水平较高，因此，在排除抗议生态保护的参与者问卷调查结果后，册田水库周边民众生态保护的支付意愿高于永定河流域的民众，具体结果如表 6.8 所示。

表 6.7 模型随机变量的统计学描述

| 随机变量   |            | 调查样本 | 平均值   | 标准差 S |
|--------|------------|------|-------|-------|
| 环境保护意识 | 一般的环境意识    | 503  | 8.04  | 2.12  |
|        | 保护流域生态价值   | 503  | 8.77  | 1.95  |
|        | 自愿参与       | 503  | 0.16  | 0.37  |
|        | 制度关注       | 503  | 0.40  | 0.49  |
|        | 区域生态保护重要性  | 500  | 8.56  | 7.51  |
| 人口统计   | 年龄         | 497  | 41.82 | 15.56 |
|        | 教育         | 502  | 4.98  | 9.62  |
|        | 性别         | 503  | 1.51  | 0.50  |
|        | 收入         | 490  | 3.63  | 10.74 |
| 情景认知   | 约束条件 $S_1$ | 502  | 3.17  | 6.82  |
|        | 社会收益 $S_1$ | 502  | 5.06  | 3.00  |
|        | 环境收益 $S_1$ | 500  | 6.13  | 6.74  |
|        | 约束条件 $S_2$ | 502  | 3.79  | 5.39  |
|        | 社会收益 $S_2$ | 503  | 5.42  | 2.95  |
|        | 环境收益 $S_2$ | 503  | 5.95  | 3.05  |
|        | 约束条件 $S_3$ | 503  | 3.48  | 3.23  |
|        | 社会收益 $S_3$ | 503  | 5.84  | 7.87  |
|        | 环境收益 $S_3$ | 503  | 6.16  | 6.72  |
| 社会资本   | 社会规则       | 495  | 0     | 1.00  |
|        | 组织信任       | 495  | 0     | 1.00  |
|        | 社会信任       | 495  | 0     | 1.00  |
|        | 社会网络       | 495  | 0     | 1.00  |

注：1.标准差计算公式：
$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n}}$$

2.社会资本的研究成果参考文献[265]。

表 6.8 典型区支付意愿估计

| 调查结果                  | 总参与者 | 样本总体 |     | 册田水库 |     | 官厅水库 |     | 典型区比较            |
|-----------------------|------|------|-----|------|-----|------|-----|------------------|
|                       |      | 平均值  | 标准差 | 平均值  | 标准差 | 平均值  | 标准差 |                  |
| WTP <sub>1</sub> -积极  | 192  | 68   | 99  | 80   | 121 | 55   | 68  | $t=1.82, P>0.05$ |
| WTP <sub>1</sub> -不反对 | 332  | 39   | 83  | 59   | 110 | 26   | 54  | $t=3.23, P<0.01$ |
| WTP <sub>2</sub> -积极  | 256  | 67   | 88  | 73   | 103 | 61   | 72  | $t=1.13, P>0.05$ |
| WTP <sub>2</sub> -不反对 | 374  | 46   | 79  | 56   | 95  | 39   | 64  | $t=2.13, P<0.05$ |
| WTP <sub>3</sub> -积极  | 223  | 55   | 61  | 56   | 57  | 54   | 64  | $t=0.23, P>0.05$ |
| WTP <sub>3</sub> -不反对 | 354  | 35   | 55  | 44   | 56  | 29   | 54  | $t=2.41, P<0.05$ |

注：WTP 指被调查者的支付意愿。

### 2.1.6 计量经济模型

本文利用 Tobit 模型处理零点存在的情况。Tobit 模型形式为：

$$y^* = \beta x' + \xi \quad \xi \sim N(0, S^2) \quad (6-1)$$

为了避免方程固有的内在偏差，Tobit 表达形式为

$$y = \begin{cases} y^* & y^* \geq 0 \\ - & y^* \text{ 不存在} \end{cases} \quad (6-2)$$

式中：y 为连续的因变量。

上述方法实际上是对不存在相关性的正态分布变量的极大似然估计，可用于检测不同方程式的相关性并确定支付意愿的干扰项。

变量  $x_1$  对支付意愿期望值的边际影响计算公式为：

$$E(WTP) = \frac{\partial E(WTP)}{\partial x_1} = \beta \phi(Z) \quad (6-3)$$

式中：Z 为计算变量的平均值。

模型利用已核实的因变量进行计算，易忽略掉不参与决策的“零反应”者的影响。为此，Heckman 针对上述问题，利用两阶段估算程序对模型进行改进<sup>[267]</sup>。即在利用 Probit 估计法对全样本的积极支付行为的发生概率进行估算的基础上，借助叉状分枝法选择变量的经济计量公式。此时，Probit 模型以条件概率的形式给出：

$$P = \phi(x'\beta) = \int_{-\infty}^{x'} \phi(Z) dZ \quad \phi(Z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{Z^2}{2}} \quad (6-4)$$

在将两个潜在变量  $y_i^*$  和  $d_i^*$  作为解释变量  $x_i$  和  $z_i$  的函数时，Heckman 模型变为：

$$d_i^* = z_i' \delta + \xi_{1i}$$

其中：

$$(\xi_{1i}, \xi_{2i}) \sim N(0 \left[ \begin{array}{cc} 1 & \rho S_\xi \\ \rho S_\xi & S_\xi^2 \end{array} \right]) \quad y_i^* = x_i' \beta + \xi_{2i} \quad (6-5)$$

此时，干扰项是相互独立的，并且服从协方差为  $\rho S_\xi$  的正态分布。变量  $d_i$  和  $y_i$  的表

达形式为:

$$d_i = \begin{cases} 1 & d_i > 0 \\ 0 & \text{其他} \end{cases} \quad y_i = \begin{cases} y_i^* & d_i = 1 \\ - & \text{其他} \end{cases} \quad (6-6)$$

在 Tobit 模型的构建过程中,  $z_i = x_i$ ,  $\delta = \beta$ ,  $S_{\xi_{2i}} = S_{\xi_{1i}}$ ,  $\rho = 1$ 。

Cragg 利用双重抑制模型对 Tobit 模型中处理大量“零反应”者的方法进行改进: 1) 充分利用参与决策的成果; 2) 借鉴参与水平分析。双重抑制模型的表达形式为<sup>[268]</sup>:

$$y_i = \begin{cases} y_{2i}^* & y_{2i}^* > 0, y_{1i}^* > 0 \\ 0 & \text{其他} \end{cases} \quad (6-7)$$

虽然双重抑制模型和 heckit 模型相似, 但 Heckit 模型允许在第二阶段零存在。在 Heckit 模型中支付意愿依据给定形式的方程给出。因此, 在参与者积极支付生态保护资金的情况下, 双重抑制的支付意愿主要由参与水平的方程决定。

本文在将 Tobit 模型嵌入到双重抑制模型过程中后, 利用似然比 (LR) 测算方法替代 Tobit 计算方法<sup>[269]</sup>:

$$LR = -2(LL_{DH}^* - LL_{TOBIT}^*) \sim \chi_P^2$$

式中:  $LL_{DH}^*$  为利用双重抑制模型计算的变量的极大似然估计值;  $LL_{TOBIT}^*$  指利用 Tobit 模型计算的变量的极大似然估计值; P 为自由度, 与 Tobit 公式中参变量的限制数目相关。

由于 Heckman 模型在双重抑制模型中难以实现嵌套, Vuong 给出在不嵌套最大似然估计值情况下的修正的似然比计算方法<sup>[270]</sup>:

$$Vuongtest = \sqrt{n} \left( \frac{LL_{DH}^* - LL_H^*}{\left( \frac{1}{n} \right) \cdot (LL_{DH}^* - LL_H^*) - \left[ \left( \frac{1}{n} \right) \cdot (LL_{DH}^* - LL_H^*) \right]^2} \right) \sim N(0,1)$$

最后, 在缺少单变量测试对执行结果的统计分析时, 可以利用  $t$  检验和 M-W 检验进行调研数据的研究。

### 2.1.7 结果分析

Probit 模型主要采用二元变量 WTP(0,1)表示因变量。Tobit 和 Heckman 模型采用开放式的问卷调查进行调查数据的统计, 在支付意愿的确定过程中, 通常采用平均值的形式进行因变量变化范围的界定。

**支付意愿的分叉计算结果** 表 6.9 对 Probit 模型的计算结果进行了表述。数据显示, 对民众的生活起重要作用的流域, 4 个社会资本构成中的 3 个要素 (社会规则、社会机制和社会信任) 的重要性要高于统计层面的其他因素。人口变量、收入、教育水平和性别也对统计结果的阐述起重要的辅助作用。与当前流域生态保护体制关注程度相关的变量在第 1 种情景中是重要的统计变量, 但在第 2 种情景中, 重要程度降低了 7%。在不同情景中, 相同变量的边际影响不同。在具有保护体制的事件中, 边际影响值是 0.29, 表明在支付意愿的实施过程中, 具有生态保护知识区域的支付意愿比例比其余地区高 29%。

相同的结论也适用于其余变量的边际影响分析。

表 6.9 典型区 Probit 模型的计算结果

| 参量        | WTP <sub>1</sub> |       | WTP <sub>2</sub> |       | WTP <sub>3</sub> |       |
|-----------|------------------|-------|------------------|-------|------------------|-------|
|           | 估计值              | 边际影响  | 估计值              | 边际影响  | 估计值              | 边际影响  |
| 常量        | -4.02            |       | -4.88            |       | -2.82            |       |
| 保护典型区的重要性 | -0.12            | -0.35 | -0.05            | -0.02 | -0.30            | -0.10 |
| 社会规则      | -0.45            | -0.14 | -0.52            | -0.21 | -0.57            | -0.20 |
| 组织信任      | -0.64            | -0.20 | -0.45            | -0.18 | -0.27            | -0.10 |
| 社会信任      | -0.55            | -0.17 | -0.605           | -0.24 | -0.58            | -0.21 |
| 收入        | -0.34            | -0.10 | -0.35            | -0.14 | -0.60            | -0.20 |
| 教育        | -0.03            | -0.01 | -0.02            | -0.01 | -0.02            | -0.01 |
| 性别        | -0.86            | -0.26 | -0.25            | -0.10 | -0.50            | -0.15 |
| 体制认识      | 0.09             | 0.29  | 0.27             | 0.11  | 0.27             | 0.11  |

**开放性支付意愿** 表 6.10 给出了 Tobit 模型和 Heckman 模型的计算结果。在 Tobit 模型中，基于居民区民众意愿的生态保护指标的重要程度较高。在第 1 种情景中，收入水平对支付意愿的影响程度较大，性别在第 1、3 种情景中的作用较为显著，而年龄在 3 种情景中的作用较少。表 6.10 显示，在利用首次抑制模型计算过程中，社会规则、制度信任和社会信任对 3 种情景的真正支付意愿起到决定作用。年龄在情景 1 和情景 3 中是积极的影响因素，教育在情景 1 和情景 2 中也是积极的影响因素。性别在所有的情景中都对支付意愿起到消极的影响作用，但男性的支付意愿较高。在利用二次抑制模型计算过程中，民众的环境意识、流域水生态保护的重要性、保护制度法规、区域民众对良好水生态状况的依赖程度、自愿参与成为影响情景 1 和 3 支付意愿的显著要素。

表 6.10 Tobit 模型和 Heckman 模型计算结果

| 参量          | WTP <sub>1</sub> |          |       | WTP <sub>2</sub> |          |       | WTP <sub>3</sub> |          |       |
|-------------|------------------|----------|-------|------------------|----------|-------|------------------|----------|-------|
|             | Tobit I          | Tobit II |       | Tobit I          | Tobit II |       | Tobit I          | Tobit II |       |
|             |                  | 首次抑制     | 二次抑制  |                  | 首次抑制     | 二次抑制  |                  | 首次抑制     | 二次抑制  |
| 常量          |                  |          | -7.11 |                  |          | 1.30  |                  |          | -6.90 |
| 民众的环境意识     |                  |          | -0.10 |                  |          | -0.87 |                  |          | 0.21  |
| 保护典型区的重要性   | 0.66             |          | -0.39 |                  | 0.69     | 0.50  |                  |          | -0.48 |
| 自愿参与        |                  |          | 3.61  |                  | -0.43    |       |                  | -0.09    | -0.09 |
| 管理制度意识      |                  |          | 1.67  |                  |          | 3.55  | 1.85             |          | 0.59  |
| 区域保护典型区的重要性 |                  |          | -0.04 |                  | -0.04    |       |                  |          |       |
| 社会规则        | -2.07            | -0.03    | -1.93 | -0.73            | -0.17    |       |                  | -0.01    |       |
| 组织信任        |                  |          |       | 1.07             | -0.37    |       |                  | -0.09    |       |
| 社会信任        |                  | -0.12    |       |                  | -0.747   |       |                  | -0.07    |       |
| 收入          | -0.45            | -0.03    |       |                  | -0.49    | -1.24 | -1.53            |          | -0.50 |
| 年龄          |                  |          |       |                  |          |       |                  |          |       |
| 教育          |                  |          |       |                  | -0.02    |       |                  |          |       |
| 性别          | -2.83            | -0.09    |       |                  | -0.43    |       | -2.16            | -0.16    |       |
| 社会收益        |                  |          | 0.62  |                  |          |       |                  |          |       |
| 环境收益        |                  |          | -0.61 |                  |          |       |                  |          |       |

## 2.2 流域水生态指标联合管理框架

构建用于评估永定河流域水生态变化状况的综合生态指标是促进水生态补偿策略制定和水资源管理政策实施的基础。本文给出了利用联合的生态和水文指标分析流域水生态状况时空变化特征的框架,并借助 GIS、遥感、流域多样化水生态数据库、模拟模型等技术对流域水生态联合管理的框架进行研究。管理实践的有效性可以通过比较研究时段内控制指标的时空分布特性体现出来。在对生态指标的实用性和层次管理进行分析的基础上,本文还对如何缩小生态补偿实施过程中各指标的物理和结构差异提供方法借鉴。最后,对与生态健康行为控制相关的指标实施过程进行理论探讨。

### 2.2.1 实施背景

流域景观格局的变化将会引起能量流、营养流、物种的组成和数量发生变化。在天然环境中,流域水生态系统处于一种相对平衡状态,由流域水生态破坏导致的景观格局变化缓慢。但在永定河流域,人类活动对天然流域的结构和生态功能产生了巨大影响,已在很大范围内改变了流域和生态系统的能量流、物质流运移特征。

当前,快速发展的计算技术能够处理海量的遥感、社会、经济、生态学数据。结合 GIS 的数据分析功能,可实现对反映流域水生态变化规律的能量流和物质流的时空监测数据进行评估。对流域水生态实施的联合管理有助于管理部门更好的监测和评估流域的开发利用状况。本文从最大程度维护流域生态健康的层面出发,给出流域生态指标联合管理框架,如图 6.6 所示。

构建基于生态可持续发展的生态指标联合管理实施框架,目的在于:保护、恢复生态系统健康,改变生态系统服务的数量、质量和可持续功能,开发生态服务新功能。从宏观层面讲,生态价值对人类福利和可持续发展策略的构建起到重要作用。经济社会的生产和消费过程不仅需要从自然体系获得投入,而且还通过向生态环境中排放污染物用以改变天然系统的运行规律。对生态系统影响人类社会发展的过程进行研究,是从人类活动的层面合理协调生态指标动态、均衡发展的关键。

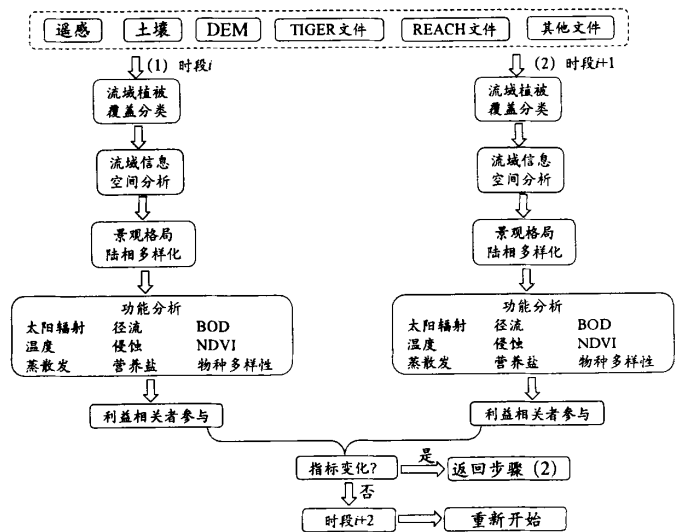


图 6.6 流域生态指标联合管理实施框架

注：图引自参考文献[272]。

2.2.2 生态指标

指标有助于对当前复杂的现实问题进行理解，是减少人类-环境系统复杂性的交流工具。指标的选取必须与相关调查的目标相协调，尤其需要与管理或监测方案的实施目的相一致。在多数情况下，为准确评价水环境的变化状况，通常采用相关的指标体系进行研究。生态环境管理指标是与环境现象相关的组成或措施，用于描述或评价环境条件、变化以及设置环境目标<sup>[273]</sup>。因此，指标通常是定性、定量、相互作用的非直接获取变量的组合。指标选取的好坏通常与对评价目标的关注程度以及评价质量相关。表 6.11 从科学准确性层面给出了指标的选取依据。

表 6.11 指标选取的科学依据

| 指标实施目的阐述                 | 指标体系实用性阐述    |
|--------------------------|--------------|
| 相关事件（效果相关性）明证            | 标准体系的信息和估计   |
| 表征量的最佳灵敏度分析              | 决策过程的政治相关性   |
| 适当时空尺度的表征信息              | 可理解性及对公众的透明度 |
| 初始策略的透明度                 | 管理措施的直接联系    |
| 可用数据的有效性和代表性             | 生态保护目标的定位    |
| 指标体系间、内部的相似性/可比性         | 早期预警目标的功效    |
| 指标系列的优化程度                | 满意度的可测性      |
| 指标的确认、复制、有效性相关的统计指标的可实现性 | 数据有效性及发展的长期性 |

注：表中的内容参考文献[274]。

流域生态结构和发展过程与人类-环境体系的经济、社会和文化项目在区域层次上具有普遍联系性，各指标体系间的复杂关系，如图 6.7 所示。生态体系的相关输入能改变所处环境的状况，可以从研究区域的定性/定量的物理、化学、生物状况反映出来。当流域的生态环境状况发生了可见的变化后，社会和政府部门应结合生态指标可能产生的

负面影响采取针对性的措施。

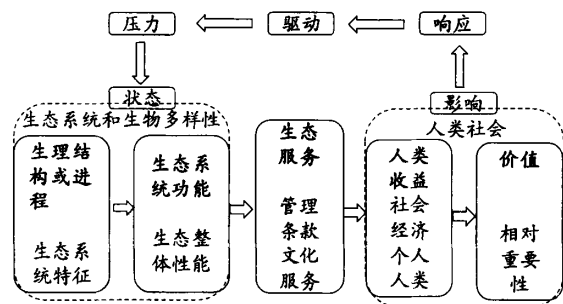


图 6.7 生态指标适应性管理循环框架

当生态指标直接影响到环境方针决策时，为实现对多样化政策进行权衡，研究过程中需要制定一系列的需求准则。利用生态指标进行实证工作时，需要对使用者的特征进行阐述。因此，生态指标联合管理功效的发挥需要在与经济、社会耦合的环境中才能发挥作用。生态指标功效的行为控制准则，如表 6.12 所示。

表 6.12 生态指标控制履行准则

| 关键准则    | 对生态指标的影响                                                                                               |
|---------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 政策相关性   | 立法机关在对与生态指标相关的事件给予足够关注的基础上，还应对指标与行为落实间的联系提供一定的机制保障。在存在生态保护压力的情况下，理论与行为间的联系易于建立，但应考虑在行为参与者建立联接的可行性。     |
| 生态指标显著性 | 生态指标的显著特性通常难以立刻显现。在参考相关报道基础上给出的经济评估，易于体现生态指标显著性的本质特征。                                                  |
| 参与性     | 生态指标被当前相关的评价机构称为“科学的驱动器”，因此，使用生态指标的人对生态指标的能效具有发言权。在参与实施生态指标的过程中，广泛的利益相关者以群组的形式出现，并阐述了自己在生态保护活动中的利益出发点。 |
| 滞后性和建模  | 生态指标的表征作用在驱动机制变化和体系响应之间具有一定的时间滞后性。构建生态指标模型是为实现未来层面的规划影响和指标响应间的有效联系。生态指标在不易实施管理保障机制的情况下便难以进行模拟。         |
| 可实现性    | 组织委员会向公众发放生态指标情况说明，并定期的改进相关规定。                                                                         |
| 数据可用性   | 公开、易于实行的数据库是构建生态指标的基础。在使用过程中应对数据进行判断性的独立评估。                                                            |
| 解释说明    | 指标在没有被仔细诠释的情况下便失去应用价值。组织委员会应结合生态指标给出保持生态健康的方法诠释。                                                       |
| 制度化     | 生态指标作为治理过程和定量控制目标的一部分，在管理机制实施过程中通常具有工具性角色作用。但仅有一小部分指标可用于实现此目的。                                         |

注：表中内容参考文献[275]。

2.2.3 层次管理

以概念分类为基础，层次理论已经成为生态系统管理的一种综合观点。层次管理与当前惯用的生态系统分析方法相适应，并被广泛的应用到生态管理和景观生态保护过程中。基于生物-生态层次的完整观点阐述见图 6.8。图中间距表明了相近层次的空间尺度。如细胞器是生物分子的功能结合，组织是细胞的功能结合，因此，在对不同对象的管理过程中，应注意层次的衔接问题。

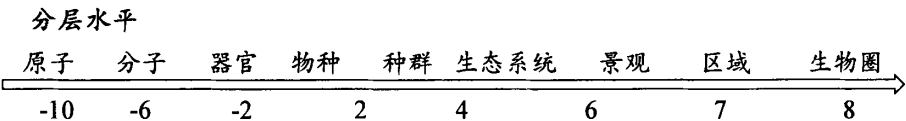


图 6.8 当前的层次管理水平

注：上图表明了生态指标分层的大致关系（图中数据的单位为 m）。实际情况下图坐标轴并非为线性关系。该图参考文献[276]而来。

图 6.9 展示了分层管理过程中本层和相邻层次间的缔结关系，并对高低层次间的信息反馈和管理控制过程进行阐述。生态指标间的具体联系包括相互作用和合作授权。当一种指标的控制行为对生态系统的整体变化产生影响时，就应考虑实体的互动作用和反馈机制。

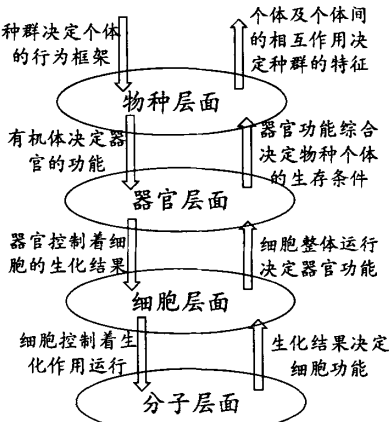


图 6.9 生态指标分层缔结关系

2.2.4 指标关联性分析

生态服务价值的估算与人类活动、生态指标具有密切的联系，但通常采用几种指标和估算方法进行量化研究。从生态指标的需求层面考虑，管理者和决策者为实现预期的行为结果，寻求相关事件的因果关系是充分发挥指标体系功效的关键。由于人类-环境系统的复杂性，与生态指标服务价值计算相关的许多问题尚需进一步研究。

为进一步进行定量分析，北大西洋区域的中欧结合区域的景观特点（农业、森林、水体、原居民）构建了不同层次的生态指标实施框架分级条件<sup>[277]</sup>。本文主要基于景观尺度的时空状况进行生态-经济社会指标的关联性评估。不同地区不同尺度的生态指标相关程度不同。指标间的直接联系可以通过矩阵的形式体现，但对于间接关系却并未考虑。生态变量间的关系，如表 6.13 所示。

在指标关联性矩阵中，均从垂直的 Y 轴到水平的 X 轴方向进行分析。具体符号的含义为：

➤ 表示增加的 Y 对 X 具有支持作用；

- ↘ 表示增加的 Y 对 X 具有消减影响；
- ↗ 表示 X、Y 变化的互动影响；
- 空白 表示 X、Y 间无直接相关关系。

表 6.13 生态特征和生态整体变量的直接联系

| 整体指标X<br>生态特征Y |       | 热能特性 | 熵值状况 | 储存性能 | 循环及营养损失 | 生物水流 | 代谢效率 | 异质性 |
|----------------|-------|------|------|------|---------|------|------|-----|
| 生态系统结构         | 植物物种数 | ↗    | ↗    | ↗    | ↗       | ↗    | ↗    | ↗   |
|                | 动物物种数 |      | ↗    | ↗    | ↗       |      | ↗    | ↗   |
| 碳流             | 初级生产  | ↗    | ↗    | ↗    | ↗↘      | ↗    | ↗↘   | ↗↘  |
|                | 呼吸作用  |      | ↗    | ↘    | ↘       |      | ↘    |     |
| 能量流            | 太阳辐射  | ↗    | ↗    | ↗↘   | ↗       | ↗↘   | ↗↘   |     |
|                | 反射    | ↘    | ↗    | ↘    |         | ↗↘   |      |     |
|                | 长波辐射  | ↘    | ↗    | ↘    |         | ↗↘   |      |     |
| 水流             | 降雨    |      |      |      |         | ↗    |      |     |
|                | 渗透    |      |      |      | ↘       | ↘    |      |     |
|                | 蒸散发   |      | ↗    |      |         | ↗↘   |      |     |
| 物质流            | 沉积作用  | ↗↘   | ↗    | ↗↘   | ↘       |      | ↗↘   |     |
|                | 受精作用  | ↗    | ↗    | ↗↘   | ↘       |      | ↗↘   | ↗↘  |
|                | 过滤作用  |      | ↗    | ↘    | ↘       |      |      |     |
|                | 吸收作用  |      |      | ↗    |         |      |      |     |

2.2.5 生态健康行为控制

生态健康评估应充分考虑到社会成本和收益。当前，生态指标的应用大多停留在概念层面，缺乏具体的行为实施经验。生态指标的设置目的在于改变流域的水生态状况，并协助提高当前民众的生态保护意识。

大多生态指标并不符合实施过程的关键准则。当生态指标缺少合适的实施背景（时空层面）时，需要构建由科学价值观、有效性计算体系构成的概念实施框架。Jackson 等<sup>[278]</sup>给出了生态指标在实施和监测过程中的关键控制准则，主要包括实施可行性、响应的可变性、关键指标的实用性。生态健康的行为控制准则通常嵌套在 PSR（压力-状态-响应模型）体系和生态健康的概念中。如在流域生态健康的治理过程中，生态指标应侧重对流域的状况（水质、代表性生物构成）、人类活动的主要类别（农业、污染、结构调整）进行描述。在应用 PSR 模型的过程中，应对与纠错行为相关的多样化指标的影响进行直接评价。为提高与流域生态健康相关政策实施的有效性，应缩短部门干预与政策最终实施过程的时滞，并从流域与区域相结合的层面对流域的生态治理行为进行有效干预。为确保生态指标实施的正确方向，应将政策响应有效性的保证重点从指标的制定转移到实施监测上。

目前，大多数流域的生态状况已出现了“临界点”。在日益增多的人为破坏行为的影响下，即便将驱动行为的参与主体减小到零，也难以恢复流域生态健康的天然状况。生态管理者已经意识到生态“临界点”的管理风险，但传统的生态指标仅能为生态保护

的参与者提供有限的行为指南。因此,构建符合理论和具体实践层面权利平衡的成本-效益有效性指标,才能满足配套制度实施过程中的规则限定条件。研究过程中,可利用GIS技术平衡对一般和具体信息的需求,实现对不同空间尺度上水生态环境的同时治理,针对性的减少生态健康治理过程中宏观信息利用程度低的问题。

### 2.3 流域水生态补偿管理机制

当前,我国为保护流域水生态,从不同的控制层面对不同生态状况的流域实施了生态补偿,并取得了一定的成果。本文主要依据永定河流域/区域层面已有的制度管理策略、实施机制、远景预测,进行基于流域水生态可持续发展的水生态补偿管理机制研究。

#### 2.3.1 管理框架

依据我国的国情和社会制度,国家的激励机制是促进生态补偿法律体系和管理体制顺利实施的关键。激励机制的实施与法律、制度、管理机构的运作关系密切。当前,我国缺少建立流域生态补偿实施机制的管理框架。以流域综合规划为基础,区/市、县、乡镇以及省、当地的水行政管理部门作为指定代理机构,线性的执行流域生态补偿管理条例。永定河流域水生态补偿具体的行政管理和实施框架,如图 6.10 所示。大部分的管理机构(如水资源和粮食生产管理部门)暗含在生态补偿的实施过程中,如为流域管理筹集资金时,就需要发挥财政、水利、农业、资源、矿产等部门的联合功效。同时,当地的管理机构具有流域管理的区域特色,为生态补偿规章制度的制定提供经验。

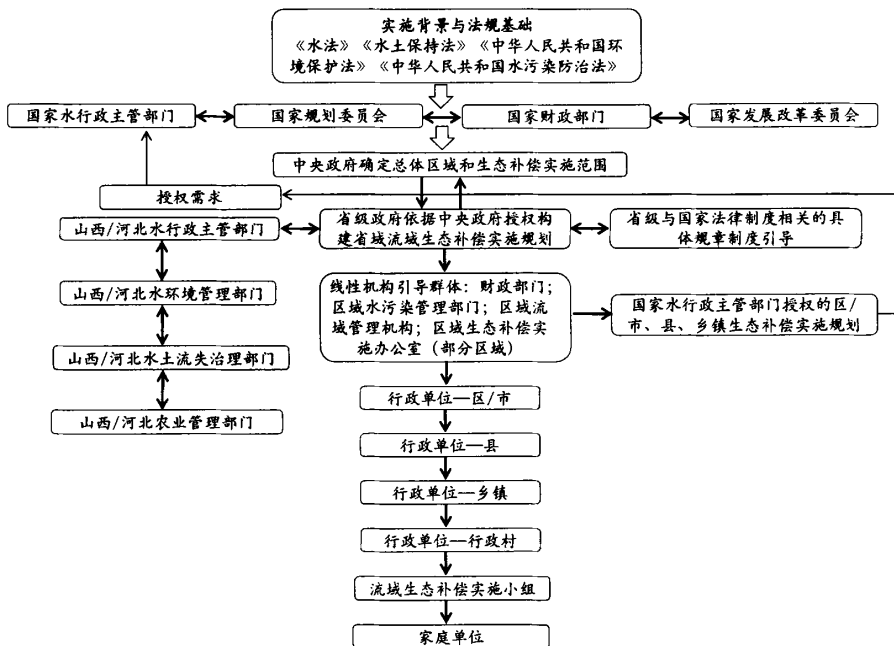


图 6.10 永定河流域水生态补偿联合管理框架

当前的流域生态补偿机制通常缺少具体的法律体系和实施方案支持。本文在对流域

生态补偿线性管理机构进行阐述的基础上，结合机制实施过程中法律制度缺失的现状，给出永定河流域水生态补偿确定性法规的构建过程。研究表明，政府机构不仅利于促进生态补偿实施过程中各种交易的开展，而且利于激励以直接协商为基础支付行为的开展。生态补偿实施法规施行的体制安排，如图 6.11 所示。

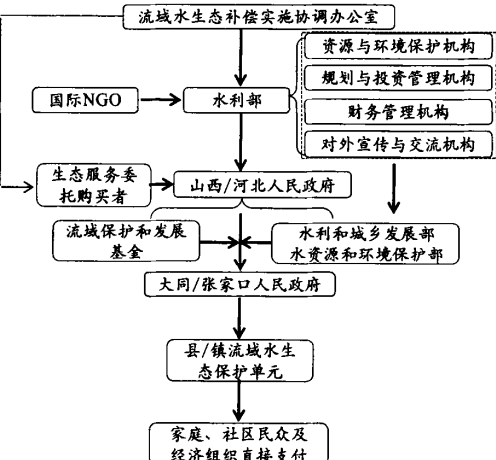


图 6.11 流域水生态补偿法规体系实施过程

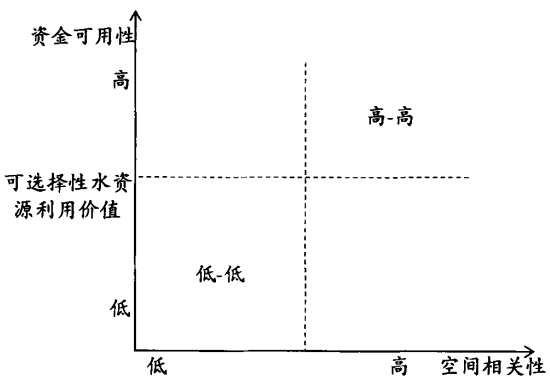


图 6.12 流域生态补偿实施过程中协同效应实现潜能评价框架  
注：此图参考文献[279]整理而来。

2.3.2 协同效应

协同指两个或更多行为个体间的互动或合作，以便产生大于个体功效加和的效果（即  $1+1>2$ ）。在生态补偿机制构建和目标保护的实施过程中，协同效应能够提高资源整体的成本产出效益，减少实际的或潜在的发展冲突，避免补偿主客体成本投入的无效性。

在流域生态补偿机制管理过程中，协同效应潜能的发挥主要依赖于 3 个条件：空间可行性；经济和财务可行性；生态方案的实施可行性。

协同效应在流域生态补偿和其他目标间能够实施的最重要条件就是空间可行性。生态补偿方案的支付对象为生态服务的具体提供方和流域水环境改善的劳动成本付出方。从区域选取原则上分析：寻求改善流域水生态服务的生态补偿实施方案，通常将提供符合供给标准水量的区域为研究区；寻求提高流域生物多样性的生态补偿实施方案，一般将生物保护区或生态廊道作为目标区域。在研究区以外实施的生态补偿，虽能产生预期的生态服务但却不能改善生态服务实施的总体效果，亦即不能产生潜在的协同效应。因此，协同效应存在的潜在条件为生态补偿的实施目标与其他目标的实施区域在空间上存在一定程度的重合。

经济和财务可行性指当事人在实施生态补偿机制过程中为获得协同效应的结果，应符合经济上可行、财务上合理的要求。经济可行性条件表明生态补偿方的经济条件应相

对充裕。在合作带给生态服务购买者较多的个人利益时,协作将成为以使用者付费为主体的生态补偿管理的主体形式。在政府财政扶持的生态补偿方案实施过程中,补偿成果被其他社会目标的利用部分将会减少环境保护效益并增加成本投入。流域生态补偿和其他社会目标的实施过程中通常包含着不易量化的效益,所以,现实操作中难以满足协作效应的经济可行性条件。生态服务的购买者通常在考虑支付额度和交易成本的基础上,尚能给出协作效应的实施意愿。政府财政支持的生态补偿实施机制,在外部资本的限定下一般具有严格的预算限定,不宜实施协作合作。

应用协同效应实现生态可行性的目的在于产生多重的环境服务价值,如强调水生态服务的流域生态补偿方案利于生物多样性的维护。生态可行性通常基于一定的假定条件。某些情况下,在考虑到与土地利用相关的生态收益的前提下,通常利于促进生态补偿可行性条件的实现,但相对于经济和财务协作的实现条件而言,投入成本却较高。

本文在比较生态保护资金可用性和与服务供应相关的空间关联的基础上,给出流域生态补偿实施过程中协同效应的评价潜能框架图,见图 6.12。框架强调流域水生态补偿的实施的目的在于寻求水生态服务的定位及生态可持续的维持方法。

### 3.水生态补偿实施反馈

信息反馈是确保生态补偿机制顺利实施的重要环节,贯穿于生态补偿实施过程的始终。流域生态补偿机制的理论研究已较为成熟,但在实施过程中暴露出监管过程缺失、反馈体系不完善等问题,是造成生态补偿机制难以达到预期效果的主要障碍。在生态补偿资金使用过程中,区域层面监督责任的层层落实,是保证补偿资金功效发挥的前提。流域生态补偿政策实施中的“上下不通气”降低了政策的适用性,并加剧了政策制定者和执行者之间的矛盾。依据 BMPs 治理目标的实现方式,双方应加强合作交流,构建畅通的信息反馈渠道,以协商沟通的方式实现补偿政策的调控功能。农业面源污染对流域水生态造成了严重影响,但实施“控源”治理的难度较大,且在治理过程中由于缺少有效监管和反馈机制,易造成污染治理成效反弹。本文针对当前永定河流域农业生产以单户家庭分散作业为主的现状,借鉴系统耦合思想,给出农业生产污染控制的有效监管及反馈实施机制。

#### 3.1 补偿资金使用监管

由于永定河流域横跨山西省、河北省、北京市 3 个省/市,并且各个区域的经济发展和流域水体的“家底”状况各不相同,因此,补偿资金在筹集和使用过程中,产生跨区域的矛盾不可避免。为更好的协调好不同区域之间的利益关系,实现对流域整体水生态环境的有效治理和保护,借鉴 BMPs 的治理模式,给出区域、流域相关部门协作,合理、有效利用补偿资金的监管框架,如图 6.13 所示。

永定河流域的水生态补偿资金在得到利用的情况下,除对流域内各区域的发展不均衡起到遏制作用外,还有有效的改善了流域周边的生态环境,对风沙的侵扰也起到一定的

治理作用。本文结合海河流域“十二五”发展规划，充分结合当前已有的生态治理成果，给出永定河流域水生态补偿资金的主要适用范围：水土保持及流域上游风沙区的生态修复工程、营造防护林体系、农业节水工程修建、小流域综合治理及官厅水库库区水生态修复、农业种植结构调整、污染治理工程的修建。

3.2 补偿政策实施反馈

当前，流域生态补偿政策通常被基层政府误读、曲解，由此造成补偿政策实施和反馈过程中断，难以有效的监督补偿政策的实施。受区域经济社会发展水平和优势资源分布条件的限制，流域上游民众文化素质较低，参政、议政的意识比较薄弱，不能对阻碍补偿机制实施的行为进行有效干预，同时，亦不能实时的将实施过程中的“噪声信息”反馈到政策制定者的“信息库”中，导致了“信息不对称”。流域上游政府在功绩意识的趋势下，对生态补偿实施过程中暴露出的问题进行“滤过”，将基层民众反映的补偿不合理的问题进行“把关”，导致流域水生态补偿策略制定部门难以获得全面、真实的反馈信息。

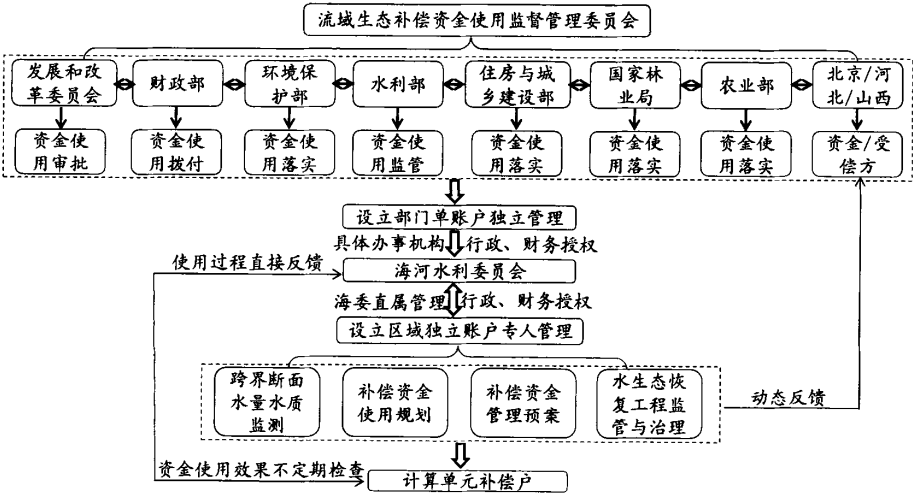


图 6.13 永定河流域补偿资金使用监管框架

为保证流域生态补偿政策的顺利实施，并提高策略的实施效率，笔者建议从政策制定者及执行者两个特殊群体对政策的认识程度出发，加强政策执行始末端的交流合作，依靠矛盾协调机制解决政策自身的弊端。1) 政策制定者应坚持“引进来，走出去”的战略，切勿“闭门造车”，一纸空文的“纸上谈兵”。理论指导行动，行动检验理论的正确性。流域生态补偿政策的制定目的是指导补偿行为的实施。为此，政策制定者的队伍除由专业的生态补偿政策的研究者构成外，还应包含经验丰富的基层生态补偿执行人员。同时，政策制定者还应不定期的对典型区的补偿政策实施过程进行跟踪调查，以获取第一手调研资料，为日后政策方向和实施细节的调整提供依据。区域政府部门反馈的实施

意见虽能反映一部分的真实问题,但建议政策制定者有选择的接受,对与调研反映出的 consistency 问题进行着重考虑,并给出针对性的解决方案。2) 基层政策执行者应注重自身素质的提高,提高甄别信息真伪的能力,并加强群体合作,扩充信息来源渠道,拓宽信息的跨级沟通路径。公众参与是一种提高民众参与意识,发挥基层参与者参政议政主动性的有效方式。流域上游的村委会应结合本村的实际,力所能及的组织村民以集中研讨、培训的形式开展生态补偿理论学习,通过学以致用方式呼吁广大村民以第一参与者的身份主动关心、监督和反馈流域生态补偿政策实施过程中暴露出的问题。依据上述方法,永定河流域生态补偿政策实施反馈框架,如图 6.14 所示。生态补偿政策的制定者和执行者通过密切合作,双方互惠互利,能够消除彼此因补偿政策的难以兼顾性造成的矛盾隔阂,利于流域水生态的修复和发展。

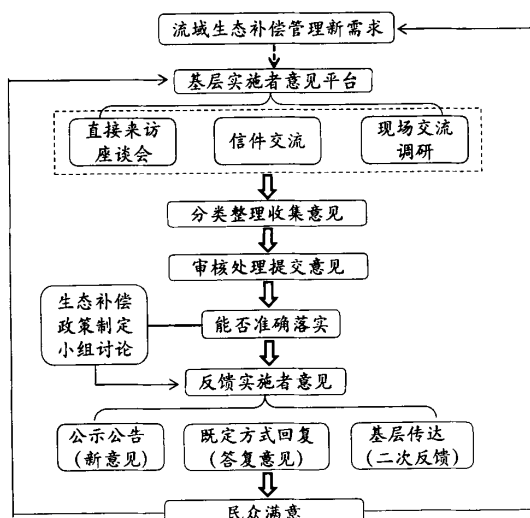


图 6.14 流域生态补偿实施反馈框架

### 3.3 农业面源污染治理

永定河流域的农业生产以农户家庭为单位开展。农户在负外部利益的趋势下,为追求单位耕地生产效益的最大化,盲目的加大化学肥料使用量,同时由于耕作方式的科学管理性较差,造成土壤的营养盐在降水的淋滤作用下,大量的进入到地表水体中。本文借助 BMPs 理论在对土壤流失量进行有效控制的前提下,最大程度的协调不同区域间的个人利益冲突,实现农业面源污染的源头控制。

农业面源污染监管体系具有动态监控系统的特点。农业面源污染监管体系为政府管理提供了决策支持,为最终构建永定河流域农业面源污染动态监控系统控制污染物的产生、运移、消减过程提供依据。本文构建的农业面源污染监管体系,充分考虑到了区域地理特征、管理方式、农业种植结构的特点,是从农业生产的宏观层面有效控制污染物动态扩散的策略机制。永定河流域农业面源污染治理动态监管反馈体系,如图 6.15 所示。

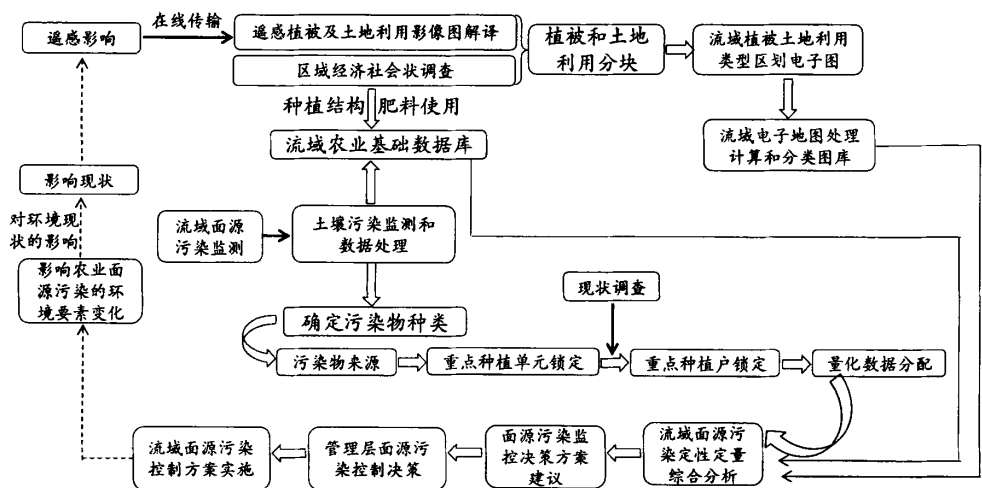


图 6.15 永定河流域农业污染治理监管体系

注：参考文献[280]整理而来。

4.小结

本文结合永定河流域治理修复型水生态补偿实施过程中利益关系和矛盾纠葛，从水生态环境最大程度改善层面出发，结合 BMPs 的系统优化思想，给出了治理修复型水生态补偿实施的相关机制，并进行了水生态补偿完善策略分析，最后结合实施过程中出现的问题，提出了基于流域可持续发展的生态补偿实施反馈机制。

(1) 在综合考虑生态物理和经济社会构成要素和发展规律的基础上，构建 ERP 和 PES 的科学和实践平台，从系统合作的层面处理补偿管理中的相关复杂问题。 $Q$  分值方法与数理统计分析方法的结合，可在一定范围内用于认知学习的评价，也可用于对个体和群体层面的认知影响因素进行评价。

从水生态补偿实施机制的主要涉及要素层面进行考虑，系统分析和阐述了生态补偿实施的关键控制措施及相关理论和实践要点。在对流域水资源的联合管理模式影响要素进行分析的基础上，对影响流域水生态补偿实施的管理层面的相关细节进行阐述。通过捆绑生物多样性和其他生态服务，给出流域水生态补偿机制的实施框架，并评估了在流域层面维持生物多样性与碳-水生态服务价值的资金筹措方法。为从微观层面保证流域水生态补偿标准的顺利实施，对 BMPs 管理策略在控制农业面源污染方面的技术可行性、科学性和实用性进行了阐述。

(2) 为调动永定河流域民众的生态保护支付意愿，为流域水生态的保护提供资金支持，本文选择永定河上游的册田水库保护区、官厅水库保护区为典型区，针对 3 种不同情景（基于规章、基于市场、基于居民区民众）对民众支付意愿和支付量（国家税收、旅游收入、社区民众纳税）的影响进行了研究。

依据对典型区居民支付意愿的调查结果：民众积极接受生态补偿支付意愿的支付额度变化范围为 55 元/月~68 元/月；民众对拒绝生态保护支付的最高额度是基于市场情景的 46 元/月，最低支付额度是基于规章制度的 35 元/月；基于规章制度的最低支付意愿或许与个人对国家规章制度的较低信任程度有关；基于市场的管理机制是实现资金筹集和合理配置的一种有效方式。册田水库流域民众的生态保护支付意愿较高。

本文从综合管理的层面出发，对流域水生态指标的选取、管理、实施过程进行阐述：从最大程度维护流域生态健康的层面出发，给出了流域生态指标联合管理框架的实施过程；结合流域生态补偿的实施目标和评价准则，从科学的准确性层面给出了指标的选取依据，并对指标体系间的适应性管理循环框架、控制履行准则进行了阐述；在对高低层次间的信息反馈和管理控制过程进行阐述的基础上，给出了生态指标分层缔结关系；结合生态-经济社会指标的关联性评估，从生态指标与治理现状的适应性状况出发，给出了生态健康行为控制的分析论述。

本文以流域生态补偿实施过程中的关键环节为切入点，给出流域生态服务价值发挥过程中协同效应的实现潜能分析；对永定河流域水生态补偿实施过程中存在的问题进行了针对性分析，并借助过程模拟和管理框架的构建，给出了相关的完善策略。

(3) 本文从流域治理修复型水生态补偿实施机制的主要影响要素着手，从补偿资金的使用、政策的实施、农业面源污染控制监控 3 个方面，结合 BMPs 的联合管理、整体优化的思想给出了反馈机制实施框架。

## 第七章 结论与建议

### 1. 结论

流域治理修复型水生态补偿已成为水文水资源领域的一个热门研究课题,也是解决水资源开发利用过程中区域用水矛盾、生态破坏现象的一种有效途径。论文依托国家自然科学基金课题“流域生态补偿理论、方法与实现机制研究”,针对流域治理修复型水生态补偿研究过程中缺少系统理论体系、定量测算标准和完善实施机制等问题,综合运用数学模型和数值分析技术,开展了相关层面的理论与方法体系研究。以永定河官厅水库以上流域为案例,提出了水生态补偿标准、实施要点及流域水生态补偿策略。

取得的主要研究成果如下:

(1) 治理修复型水生态补偿理论体系构建。从水资源开发利用综合影响评价的层面入手,结合流域水生态状况和发展目标,分析了流域水生态破坏的相关类型和特征表现。结合已有的理论成果和成功经验,对流域生态补偿的相关理论体系进行了深入分析,构建了较为完善的治理修复型水生态补偿理论体系。

(2) 流域治理修复型水生态补偿标准测算。基于价值转移、社会公平和合作博弈等理论,开展了流域水生态保护损益价值、水量水质控制、水处理成本等分析研究,归纳提炼了治理修复型水生态补偿分类标准的计算方法。1) 合理界定自然、人为因素对流域水资源开发利用影响程度,给出了基于水量用途、水质控制目标的流域水生态补偿标准测算框架。2) 以社会公平机制为基础,对用水联盟最优水量的分配进行约束,给出了基于参数区间最优、博弈理论的流域内部水量公平分配过程。以合作博弈的水量分配框架为基础,通过对确定、含糊信息合作博弈的沙普利值进行计算,构建了流域整体用水部门的效益最大化水量分配模型。以此为基础,进行流域均衡用水补偿标准的测算。3) 以水功能区典型断面的水质控制目标为基准,结合上下游之间的经济发展状况,在充分利用水体自净能力的前提下,综合确定了总治理成本-模糊风险-安全系数间的均衡曲线,给出了基于治污投入的优化补偿标准。4) 基于能值与价值之间的可转化性,提出了农业面源污染物产生量及上下游生态补偿标准测算方法。

(3) 流域损益补偿标准测算。为全面反映流域多元化的水生态服务价值,从价值转移的层面入手核算流域损益补偿标准:借鉴流域生境及物种多样性、不同水域相关功能属性的差异性,从河流生态系统、森林生态系统、湿地生态系统层面考虑,借助投入产出对应关系确定受益补偿标准;以限制发展机会成本、水源涵养损失机会成本为依据,提出了流域生态受损补偿标准计算方法。

(4) 流域水生态恢复优先序确定。在综合考虑自然资源、生态环境和经济社会等要素的基础上,运用植被的去势(降势)典范对应分析和环境矩阵的 CANOCO 法进行流域物种组成和环境因素间的变量分析,结合流域生态治理的不同状况,给出了以有限

资源的收益最大为目标的流域水生态恢复优先序判定过程。

(5) 流域治理修复型水生态补偿实施反馈机制研究。在综合考虑生态物理和社会构成要素和发展规律的基础上,构建了 ERP 和 PES 的科学和实践平台,从系统合作的层面处理补偿管理中的相关复杂问题。从流域治理修复型水生态补偿实施机制的主要影响要素着手,针对补偿资金的使用、政策实施、农业面源污染监管 3 个方面,结合 BMPs 联合管理、整体优化思想给出反馈机制实施框架。

选择永定河官厅水库以上流域为研究区,以 2007 年流域山西省、河北省出境断面的下泄水量为控制基准,在确定污染物的入河量、流域水生态保护损益成本、区域均衡用水分配量的基础上,进行了流域水生态补偿标准的测算。结合最优管理模式和系统优化理论,从研究区水生态环境最大程度改善层面出发,给出了基于社会机制、生态要素、管理体制的永定河流域水生态补偿实施及完善策略。

## 2.建议

流域治理修复型水生态补偿是一种遏制流域水生态破坏、最大程度恢复流域天然功能的有效管理措施。当前,对流域治理修复型水生态补偿的研究刚出于起步阶段,许多理论体系和实施机制方面的问题尚未得到有效澄清。受到知识水平和研究时间的限制,论文作者虽从理论和实施层面对流域治理修复型水生态补偿的相关问题进行了较为系统的研究,但在方法研究和应用过程中仍存在一些需要改进和完善之处,建议如下:

(1) 综合运用计量经济学的基本理论和方法核算流域生态服务价值。充分考虑生态服务市场的不完备性、投入产出映射关系的多元化、投入要素市场价格的不易量化性、生态服务消费隐性等影响要素,构建生态系统服务的生产—消费—价值化耦合转移函数,固化受益生态补偿标准价值核算方法。在进行受损生态补偿标准核算过程中,应充分考虑补偿对象的微观决策行为,借助机会成本的空间分布特征,准确核算不同参与主体的潜在功效。

(2) 构建流域水生态补偿标准的动态核算体系。依据流域价值表现形式的专属性,通过加强对服务功能产生机理及人类活动对流域生态系统服务功能和生物多样性保护之间动态关系的研究,将价值评估体系建立在动态变化的基础上,构建基于时空变化特征的多样化的流域生态补偿动态核算体系。

(3) 基于数字化特征的流域水生态补偿反馈机制的构建。基于流域水生态物种类型及其分布性状的实际调研数据,依托遥感图像空间分析的大尺度性及地理信息系统的海量数据特性,加强宏观尺度数据分析与微观尺度数据验证的耦合,可有效避免空间数据破译的不精确性以及流域代表性性状选取的局限性,实现对流域水生态补偿实施状况的有效监管。

# 附录

## 附录

附录 I 流域生态补偿案例特点归纳

| 案例国家      | 生态环境服务       |                 | 服务购买者        | 附带受益者         | 服务出售者      | 发起者              | 开始时间                   | 空间尺度                                                   | 实施难点                   |
|-----------|--------------|-----------------|--------------|---------------|------------|------------------|------------------------|--------------------------------------------------------|------------------------|
|           | 控制目标         | 支付方向            |              |               |            |                  |                        |                                                        |                        |
| 补偿者自筹资金   |              |                 |              |               |            |                  |                        |                                                        |                        |
| 玻利维亚      | 流域和生物多样性保护   | 森林/稀疏草地保护       | 市民/渔业和野生动物组织 | 当地用水户/农业灌溉户   | 农户         | Fundación Natura | 2003                   | Los Negros 流域上游 2774hm <sup>2</sup>                    | 信用机制构建缓慢/用水户支付较低       |
| 厄瓜多尔      | 流域保护         | 森林/稀疏草地保护       | 可计量城市用水户     | 不可计量城市用水户/灌溉者 | 北美公司       | CEDERENA         | 2000                   | Palahurco 流域左侧 496 hm <sup>2</sup>                     | 资源利用与服务间关系难以确定         |
| 法国 Vittel | 水质           | 乳制品生产/农业最佳生产方式  | Vittel 公司    | 流域代理机构        | 乳制品生产部门/农户 | Vittel 公司        | 1993                   | Spring 流域 5100 hm <sup>2</sup>                         | 非农业部门综合化困难             |
| 第三方筹集资金   |              |                 |              |               |            |                  |                        |                                                        |                        |
| 哥斯达黎加     | 水生生物多样性      | 森林保护/木材种植/农林业   | 自治州代理        | 旅游产业/用水户      | 私人土地所有者/社区 | 政府               | 1997                   | 国家的目标区 27 万 hm <sup>2</sup>                            | 提供资金可用性土地利用与服务关系难以衔接   |
| 墨西哥       | 流域/含水层保护     | 森林面积维护          | 国家森林代理机构     | 流域所有用水者       | 资源所有者      | 环境/森林和水资源管理部门    | 2003                   | 国家的、特权区域 60 万 hm <sup>2</sup>                          | 木材公司交易租金收取困难           |
| 美国        | 水/土壤/野生动植物保护 | 良好农业种植措施/农业土地退耕 | 政府           | 自然资源使用者       | 农户         | 美国政府             | 1985                   | 14.5 百万 hm <sup>2</sup>                                | 土地利用与服务关系研究较少, 受政治因素影响 |
| 美国        | 水/土壤/野生动植物保护 | 良好农业种植措施/农业土地退耕 | 政府           | 自然资源使用者       | 农户         | 美国政府             | 1996                   | —                                                      | 监管、交易成本过高              |
| 英国        | 生物多样性/流域保护   | 良好农业种植措施/农业土地退耕 | 政府           | 自然资源使用者       | 目标区农户      | 英国政府             | 1986-2003<br>1991-2003 | ESA: 64 万 hm <sup>2</sup><br>CSS: 53 万 hm <sup>2</sup> | 不可行                    |
| 澳大利亚      | 地下水盐度        | 土地利用改变/减少地下水交换  | 政府           | 下游用水户         | 山区土地拥有者    | 流域管理部门           | 2005                   | Wimmera 上游山区 28000 hm <sup>2</sup>                     | 不可行                    |
| 生态补偿规划    |              |                 |              |               |            |                  |                        |                                                        |                        |
| 南非        | 流域生物多样性      | 清理入侵植物          | 政府/用水户       | 土地拥有者         | W/W        | 南非政府             | 1995                   | 国家性                                                    | 清理过程高成本                |

备注: ESA/CSS: Environmentally Sensitive Area/Countryside Stewardship Scheme; WfW: Working for Water.

# 附录

附录 II 基于水市场支付的流域生态补偿国际案例

| 交易目标                                | 服务提供者              | 服务购买者                | 支付方式                           | 对森林影响                    | 支付额度及方式                                                                                                                                                            |
|-------------------------------------|--------------------|----------------------|--------------------------------|--------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 自组织的私人交易/法国: Perrier Vittel 水质支付    |                    |                      |                                |                          |                                                                                                                                                                    |
| 提高饮用水水质                             | 奶农/森林土地所有者         | 矿泉水购买者               | 出售矿泉水支付上游土地拥有者的土地保护措施          | 重新造林, 对森林影响很小            | Vittel 每年给农场补助\$230.ha <sup>-1</sup> , 支付年限 7 年, 公司平均每个农场花费\$155,000                                                                                               |
| 自组织的私人交易/哥斯达黎加: 国家森林基金和流域水力发电公用事业支付 |                    |                      |                                |                          |                                                                                                                                                                    |
| 水力发电                                | 上游森林土地所有者          | 私人水力发电单位/哥斯达黎加政府/NGO | 公用事业公司通过当地 NGO 支付给当地土地所有者      | 增加森林覆盖率                  | 土地所有者获得 45 \$.ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup> 的补助; 持续管理森林者收到 70\$. ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup> 的补助; 在土地上再造林者获得 116\$.ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup> 的补助 |
| 自组织的私人交易/哥伦比亚灌溉者支付协会 (考卡河)          |                    |                      |                                |                          |                                                                                                                                                                    |
| 增加基流量, 减少沉积量                        | 上游森林土地所有者          | 灌溉者协会/政府代理机构         | 第三方代理机构将协会的自愿支付发放给流域上游的私人土地所有者 | 减少侵蚀, 保护溪流和河道, 促进流域整体发展  | 协会成员资源支付用水费用 1.5~2 \$.L <sup>-1</sup>                                                                                                                              |
| 交易方案/美国营养物质交易                       |                    |                      |                                |                          |                                                                                                                                                                    |
| 改善水质                                | 低于排放许可水平的点源/非点源污染者 | 在允许排放许可水平上的污染源排放者    | 工业和农业污染源间营养物质减少的信用市场交易         | 在滨岸带地区植树造林               | 激励性的支付 5~10\$/英亩                                                                                                                                                   |
| 交易方案/澳大利亚上游重造森林的灌溉者融资               |                    |                      |                                |                          |                                                                                                                                                                    |
| 减少水盐度                               | 州森林所有者             | 农业灌溉协会               | 州森林的蒸发信用额度用于重造森林, 卖给灌溉者        | 大尺度森林重造, 包括脱盐作用植物及其他深根植物 | 灌溉者每年支付新威尔士的州森林所有者 40\$.ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup> , 支付期限为 10 年; 政府机关税收补助私人 and 公用土地植树造林                                                                    |

备注: 表中数据引自: Scherr, Sara, Andy White, and Arvind Khare with contributions from Mira Inbar and Augusta Molar. 2004. "For Services Rendered: The Current Status and Future Potential of Markets for the Ecosystem Services Provided by Tropical Forests." Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization (pp. 30-31).

## 参考文献

- [1]Jarid dimamond. The Worst Wistake in the History of Human Race: West Civilization, Guiford, Conn[M]. Dushkin Pub. Group,1989.
- [2]延军平.跨世纪全球环境问题及行为对策[M].北京:科学出版社,1999.
- [3]丁彩霞.生态环境补偿机制的探索[J].中国环境监测,2002(5):1-2.
- [4]龚高健.中国生态补偿若干问题研究[M].北京:中国社会科学出版社,2011.
- [5]黄锡生,潘憬.流域生态补偿的内涵及其体系[J].水利经济,2008(9):65-69.
- [6]Jack, K.B., Leimona, B., Ferraro, P..Arevealed preference approach to estimating supply curves for ecosystem services: use of auctions to set payments for soil erosion in Indonesia[J]. Conserv. Biol. 2009,23 (2):359-367.
- [7]Perrot-Maitre D, Davis P. Case studies of markets and innovative financial mechanism for water services from forests[R]. Washington DC(USA): Forest Trends, 2001.
- [8]B.Kelsey Jack.Upstream-downstream transactions and watershed externalities: Experimental evidence from Kenya[J]. Ecological Economics, 2009(68):1813-1824.
- [9]Falk, A., Kosfeld, M. The hidden costs of control [J]. American Economic Review, 2006,96(5):1611-1630.
- [10]陈晓勤.流域生态补偿中的地方政府合作[J].发展研究,2008 (10):100-103.
- [11]Chomitz K, Brenes E, Constantino L. Financing environmental services: the costa rican experience and its implications[J].The Science of The Total Environment, 1999,240:157-169.
- [12]Najmeh Mahjouri, Mojtaba Ardestani. Application of cooperative and non-cooperative games in large-scale water quantity and quality management: a case study[J]. Environ Monit Assess,2011,172: 157-169.
- [13]Niksokhan M. H., Kerachian R., Amin, P. A stochastic conflict resolution model for trading pollutant discharge permits in river systems[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009,154(1-4): 219-232.
- [14]Muradian R., Martinez-Tuna M., Kosoy, et.al. Institutions and the performance of payments for water-related environmental services[C].Lessons from Latin America. Working paper. Development Research Institute, Tilburg University, 2008.
- [15]王慧丽,黄建新,卫凯,等. 跨界饮用水源地生态补偿标准定量研究—以平顶山市澧河跨界饮用水源地为例[J].农学学报,2011(1):32-36.
- [16]曹国华,蒋丹璐.流域跨区污染生态补偿机制分析[J].生态经济,2009(11):160-164.
- [17]崔琰.黑河流域生态补偿机制研究[D].兰州大学,2010.
- [18]Wattage P. A Targeted Literature Review: Contingent Valuation M ethod. CEMARE Research Paper 156. Por tsmouth: University of Portsmouth,2001:4-8.
- [19]Bateman I J, Turner R K. Valuation of Environment, Methods and Techniques: the Contingent Valuation Method. In:Turner R K. Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice[M]. London: B elhaven Press, 1993:12-191.
- [20]许丽丽.汉江流域生态补偿探析[J].安徽农业科学,2009,37(28):13905-13906,13909.
- [21]韩艳莉,陈克龙,朵海瑞,等.青海湖流域生态补偿标准研究[J].生态科学,2009,28(5):460-464.
- [22]彭晓春,刘强,周丽旋,等.基于利益相关方意愿调查的东江流域生态补偿机制探讨[J].生态环境学报,2010,19(7):1605-1610.
- [23]白景锋.跨流域调水水源生态补偿测算与分配研究[J].经济地理,2010,30(4):657-661.
- [24]庞爱萍,李春晖,刘坤坤,等.基于水环境容量的漳卫南流域双向生态补偿标准计算[J].中国人口资源环境,2010,20(5 专):100-103.
- [25]卢艳,王燕鹏,蒙志良,等.流域生态补偿标准研究-以河南省海河流域为例[J].信阳师范学院学报(自然科学版),2011,24(2):1-6.
- [26]Plantinga A J, Conservation Alig R, Cheng H. The supply of land for conservation uses: evidence from the reservation reserve prograimne[J]. Resouree, Conservation and Reeyeling,2001(31):199-215.
- [27]Johst K, Drechsler M, Watzeld F. An ecological economic modeling procedure to design compensation payments for the efficient spatio temporal allocation of species protection measures [J]. Ecological Economics, 2002 (41):37-49.
- [33]Costanza R, De Groot R S, Farber S, et al.The value of the world's ecosystem services and natural capital Natore[J]. Nature,1997,387(15):253-260.
- [29]Winkler R.Valuation of eosystem goods and serviees[J]. Part I: An integrated dynamic approach.

## 参考文献

- Ecological Economics, 2006,59:82-93.
- [30]金艳.多时空尺度的生态补偿量化研究[D].浙江大学博士学位论文,2009.
- [31]阮利民.基于实物期权的流域生态补偿机制研究[D].重庆大学博士学位论文,2010.
- [32]戚瑞.基于水足迹的流域生态补偿标准研究[D].大连理工大学硕士学位论文,2009.
- [33]Pimentel C. Metabolismo de Carbono na Agricultura Tropical[R]. EDUR, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica - Rio de Janeiro. 1998.
- [34]Boumans R, Costanza R, Farler J, et al. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model[J].Ecological Economics, 2002,41(3):529-560.
- [35]John Loomis, Paula Kent, Liz Strange, et al. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey [J]. Ecological Economics,2000,33(1): 103-117.
- [36]谢高地,鲁春霞,冷允法,等.青藏高原生态资产的价值评估[J].自然资源学报,2003,18(2):189-196.
- [37]许中旗,李文华,闰庆文,等.锡林河流域生态系统服务价值变化研究[J].自然资源学报,2005,20(1): 99-104.
- [38]卢慧,陈克龙,曹生奎,等.青海湖流域生态系统服务功能与价值评估[J].生态经济,2011(11):145-147.
- [39]王金南.西部生态补偿机制的现状评估与政策建议[J].中国环境政策,2004(5):5-8.
- [40]王女杰.基于生态服务和生态消费的区域生态补偿研究[D].山东大学硕士学位论文,2011.
- [41]David K. Rowe .Stephanie Parkyn., John Quinn. Kevin Collier. Chris Hatton., Michael K. Joy.John Maxted. Stephen Moore. A Rapid Method to Score Stream Reaches Based on the Overall Performance of Their Main Ecological Functions[J].Environmental Management,2009, 43:1287-1300.
- [42]宋敏,耿荣海,史海军,等.生态补偿机制建立的理论分析[J].理论界,2008(5):6-8.
- [43]任勇,俞海,冯东方,等.建立生态补偿机制的战略与政策框架[J].环境保护,2006(19):18-23,28.
- [44]陈东景.环境经济综合核算的理论与实践[M].黄河水利出版社,2005.
- [45]Pagiola S, Agostin A, Platais G. Can Payments for Environmental Services help Reduce Poverty-An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America [J].World Development,2005,33(2):237-253.
- [46]耿涌,戚瑞,张攀.基于水足迹的流域生态补偿标准模型研究[J].中国人口资源.环境,2009,19(6): 11-16.
- [47]辛长爽.建立流域生态补偿机制及其对策研究[J].海河水利,2009(4):8-10.
- [48]中国生态补偿机制与政策研究课题组.中国生态补偿机制与政策研究[M].北京:科学出版社,2007.
- [49]胡熠,黎元生.论流域区际生态保护补偿机制的构建[J].福建师范大学学报,2006(6):53-58.
- [50]中国水利水电科学研究院.新安江流域生态共建共享机制研究[R].北京:中国水利水电科学研究院,2006.
- [51]彭芳.珠江流域生态补偿机制研究[D].中南民族大学,2008.
- [52]A C PIGOU. The Economics of Welfare [M].China Social Sciences Publishing House,1999.
- [53]Kosoy N., Corbera E. Payments for ecosystem services as commodity fetishism[J]. Ecological Economics, 2010,69 (6):1228-1236.
- [54]Norgaard R. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder[J]. Ecological Economics,2010,69 (6):1219-1227.
- [55]Sommerville M., Jones J.P.G., Rahajaharison M., et al. The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar[J]. Ecological Economics,2010,69 (6):1262-1271.
- [56]Clements T., John A., Nielsen K., et al. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia [J]. Ecological Economics,2010,69(6):1283-1291.
- [57]Gong Y., Bull G., Baylis K. Participation in the world's first clean development mechanism forest project: the role of property rights, social capital and contractual rules[J]. Ecological Economics,2010,69(6):1292-1302.
- [58]Kosoy N., Martinez-Tuna M., Muradian R., et al. Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America[J]. Ecological Economics, 2007(61):446-455.
- [59]刘艳红,黄硕琳,陈锦辉.以生态系统为基础的国际河流流域的管理制度[J].水产学报,2008,32(1): 125-130.

## 参考文献

- [60]何萍,孟伟,王家骥,等.流域、生态区和景观构架及其在海河流域生态评价中的应用[J].环境科学研究,2009,22(12):1366-1370.
- [61]徐大伟,郑海霞,刘民权.基于跨区域水质水量指标的流域生态补偿量测算方法研究[J].中国人口资源环境,2009,18(4):189-194.
- [62]童波,郑丰,刘兆孝.规划先行保护长江流域水生态—浅谈长江流域水生态保护策略的演变[J].人民长江,2011,42(2):42-44.
- [63]薛松贵,张会言.黄河流域水资源利用与保护问题及对策[J].人民黄河,2011,33(11):32-34.
- [64]张胜红.加强水资源保护,促进海河生态环境改善.2006.海河流域水资源保护局.  
[http://hrwp.hwcc.gov.cn/zhuanti\\_content.asp?NewsId=495](http://hrwp.hwcc.gov.cn/zhuanti_content.asp?NewsId=495).
- [65]白杨,郑华,欧阳志云,等.海河流域生态功能区划[J].应用生态学报,2011,22(9):2377-2382.
- [66]张文锦.淮河流域生态环境可持续发展思考[J].环境保护,2011(4):41-42.
- [67]张立.珠江流域水资源保障体系探讨[J].人民珠江,2003(3):11-13.
- [68]齐善忠,王涛等.黑河流域环境退化特征分析及防治研究[J].地理科学进展,2004(1):30-37.
- [69]黄锦辉,史晓新,张蕾,等.黄河生态系统特征及生态保护目标识别[J].中国水土保持,2006(12):14-17.
- [70]葛颜祥,梁丽娟,王蓓蓓,等.黄河流域居民生态补偿意愿及支付水平分析—以山东省为例[J].中国农村经济,2009(10):77-85.
- [71]康福贵.解决海河流域水生态问题的思考[J].海河水利,2002(2):12-13.
- [72]宋建军.海河流域京冀间生态补偿现状、问题及建议[J].宏观经济研究,2009(2):29-34.
- [73]杨玉刚.海河流域超采地下水引起的生态环境效应及其生态恢复对策[J].水利发展研究,2003(7):12-14.
- [74]牛桂林,谢子书.海河流域生态修复发展方向研究[J].水科学与工程技术,2007(3):48-52.
- [75]金蓉,石培基,王雪平.黑河流域生态补偿机制及效益评估研究[J].人民黄河,2005,27(7):4-5.
- [76]孙兰东,张富.黑河流域生态系统的气候脆弱性分析[J].人民黄河,2006,28(3):10-12.
- [77]温娅丽.黑河流域生态环境保护及对策[J].甘肃科技,2004,20(8):1-3,5.
- [78]幸红.生态补偿机制是控制流域水污染的有效途径[J].广西民族大学学报(哲学社会科学版),2009,31(1):124-129.
- [79]朱谷生,崔瑜梅.规范经济行为是珠江上游生态建设的根本途径[J].曲靖师范学院学报,2002,21(4):9-11.
- [80]Bekessy, S.A. The biodiversity bank cannot be a lending bank [J]. Conserv. Lett. 2010,3(3):151-158.
- [81]Farley J., Aquino A., Daniels A., et al. Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes [J]. Ecol. Econ. 2010,69(11): 2075-2084.
- [82]霍斯特·希伯特著,蒋敏元译.环境经济学[M].中国林业出版社,2002,北京.
- [83]中国大百科全书总《经济学》编辑委员会.中国大百科全书.经济学Ⅱ[M].北京:中国大百科全书出版社,1998:709-710.
- [84]张燕,张洪.以生态补偿实现水土资源开发的帕累托最优[J].水土保持研究,2010,17(4):109-113.
- [85]胡静锋.再论公地的悲剧—基于公平偏好的博弈分析[J].中央财经大学学报,2010(10):65-69.
- [86]王维.岷江源区生态群落空间分布及植被恢复[J].中国农学通报,2011,27(4):42-47.
- [87]赵春光.我国流域生态补偿法律制度研究[D].中国海洋大学,2009.
- [88]禹雪中,冯时.中国流域生态补偿标准核算方法分析[J].中国人口.资源与环境,2011,21(9):14-19.
- [89]张思锋,杨潇.煤炭开采区生态补偿标准体系的构建与应用[J].中国软科学,2010(8):106-115,147.
- [90]欧阳志云,王如松,赵景柱.生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J].应用生态学报,1999,10(5):635-640.
- [91]韩德量.丹江口库区生态系统服务价值化研究[D].北京林业大学,2010.
- [92]李忠魁,宋如华,杨茂瑞,等.流域治理效益的环境经济学分析方法[J].中国水土保持科学,2003,1(3):56-62.
- [93]孟永庆,陈应发.森林游憩价值评估的8种方法[J].林业经济,1994(6):60-65.
- [94]彭和求.地质遗迹资源评价与地质公园经济价值评估—以张家界世界地质公园为例[D].中国地质大学(北京),2011.
- [95]杜丽娟.水土保持补偿机制研究—以滦河流域为例[D].北京林业大学,2008.
- [96]章铮.边际机会成本定价—自然资源定价的理论框架[J].自然资源学报,1996,11(2):107-112.
- [97]李晓光,苗鸿,郑华,等.机会成本法在确定生态补偿标准中的应用—以海南中部山区为例[J].生态学报,2009,29(9):4875-4883.
- [98]徐中民.生态经济学理论与方法[M].黄河水利出版社,2003.
- [99]唐增,徐中民,武翠芳.生态补偿标准的确定—最小数据法及其在民勤的应用[J].冰川冻土,

2010,32(5):1044-1048.

- [100]张志强,徐中民,程国栋,等.黑河流域张掖地区生态系统服务恢复的条件价值评估[J].生态学报,2002,22(6):885-893.
- [101]张志强,徐中民,龙爱华,等.黑河流域张掖市生态系统服务恢复价值评估研究-连续型和离散型条件价值评估方法的比较应用[J].自然资源学报,2004,19(2):230-239.
- [102]姚桂基.对建立黑河大通河湟水河源区水资源补偿机制的探讨[J].青海环境,2005(1):23-24.
- [103]McNeely J. A Payments for forest ecosystem services: an international perspective. A report presented to first meeting of the CCICED task force for eco-compensation mechanisms and policy[C]. Beijing, 2006.
- [104]刘玉龙,阮本清,张春玲,等.从生态补偿到流域生态共建共享——兼以新安江流域为例的机制探讨[J].中国水利,2006(10):4-8.
- [105]江中文.南水北调中线工程汉江流域水源保护区生态补偿标准与机制研究[D].西安建筑科技大学,2008.
- [106]俞海,马赞,冯东方,等.南水北调中线水源涵养区生态补偿[J].环境经济,2006(10):41-45.
- [107]李怀恩,庞敏,肖燕,等.基于水资源价值的陕西水源区生态补偿量研究[J].西北大学学报(自然科学版),2010,40(1):149-154.
- [108]蔡邦成,陆根法,宋莉娟,等.生态建设补偿的定量标准[J].生态学报,2008,28(5):2413-2416.
- [109]谷学明,曹洋,赵卉卉,等.主体功能区生态补偿标准研究[J].水利经济,2011,29(4):28-31.
- [110]黄北新.跨区域河流污染经济补偿机制研究[A].王金南等主编.生态补偿机制与政策设计国际研讨会论文集[C].2006:97-101.
- [111]王燕鹏.流域生态补偿标准研究[D].郑州大学,2010.
- [112]刘晓红,虞锡君.基于流域水生态保护的跨界水污染补偿标准研究[J].生态经济,2007(8):129-135.
- [113]王佳伟,张天柱,陈吉宁.污水处理厂 COD 和氨氮总量削减的成本模型[J].中国环境科学,2009,29(4):443-448.
- [114]许晨阳,钱争鸣,李雍容,等.流域生态补偿的环境责任界定模型研究[J].自然资源学报,2009,24(8):1488-1496.
- [115]禹雪中,李锦秀,骆辉煌,等.河流水污染损失补偿模型研究[J].长江流域资源与环境,2007,16(1):57-61.
- [116]刘玉龙,许凤冉,张春玲,等.流域生态补偿标准计算模型研究[J].中国水利,2006(22):35-38.
- [117]李锦秀,徐嵩龄.流域水污染经济损失计量模型[J].水利学报,2003(10):1-8.
- [118]韩向华.太湖流域生态补偿模式研究-以江苏段为例[D].石河子大学,2009.
- [119]禹雪中,杨桐鹤,骆辉煌.流域水资源保护补偿标准计算模型[J].长江科学院院报,2010,27(10):10-14.
- [120]周大杰,桑燕鸿,李惠民,等.流域水资源生态补偿标准初探——以官厅水库流域为例[J].河北农业大学学报,2009,32(1):10-13,18.
- [121]张乐勤,许信旺,曹先河,等.秋浦河流域生态补偿标准实证研究[J].水土保持通报,2011,31(2):238-241,246.
- [122]何勇.岷江上游森林生态服务补偿市场化机制研究[D].四川农业大学,2009.
- [123]肖建红,陈绍金,于庆东,等.基于生态足迹思想的皂市水利枢纽工程生态补偿标准研究[J].生态学报,2011,31(22):6696-6707.
- [124]Wischmeier W.H., Mannering J.V. Effect of Organic Matter Content of the Soil on Infiltration[J]. J Soil Water Conserv, 1965,20(4):150-152.
- [125]刘玉龙.生态补偿与流域生态共建共享[M].北京:中国水利水电出版社,2007:1-145.
- [126]Nicolas Kosoy, Miguel Martinez-Tuna, Roldan Muradian, et al. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America[J]. Ecological Economics, 2007,61:446-455.
- [127]Ariely D, Bracha A, Meier S. Doing Good or Doing Well? Image Motivation and Monetary Incentives in Behaving Prosocially[J]. American Economic Review, 2009,99:544-555.
- [128]秦艳红,康慕谊.国内外生态补偿现状及其完善措施[J].自然资源学报,2007,22(4):557-567.
- [129]王立安,钟方雷,苏芳.西部生态补偿与缓解贫困关系的研究框架[J].经济地理,2009,29(9):1552-1557.
- [130]Brockington D, Schmidt-Soltau K. The social and environmental impacts of wilderness and development[J]. Oryx, 2004,38(2):140-142.
- [131]Carvalho R. C., Magrini A. Conflicts over water resource management in Brazil: A case study of inter-basin transfers[J]. Water Resources Management, 2006,20(2):193-213.

- [132]Kerachian R., Karamouz, M. A stochastic conflict resolution model for water quality management in reservoir-river systems[J]. *Advances in Water Resources*, 2007,30(4): 866-882.
- [133]Eleftheriadou E., Mylopoulos Y. Game theoretical approach to conflict resolution in trans-boundary water resources management[J]. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 2008,134(5): 466-473.
- [134]Rogers P. A game theory approach to the problems of international river basins [J]. *Water Resources Research*,1969,5(4):749-760.
- [135]Tisdell J. G., Harrison S. R. Estimating an optimal distribution of water entitlements. *Water Resources Research*, 1992,28 (12):3111-3117.
- [136]Loaiciga H. Analytical game theoretic approach to groundwater extraction[J]. *Journal of Hydrology*,2004,297(1-4):22-33.
- [137]Kerachian R., Karamouz, M. Optimal reservoir operation considering the water quality issues: A stochastic conflict resolution approach[J]. *Water Resources Research*, 2006,42(12):1-17.
- [138]Raquel S., Szidarovsky F., Coppola, E., et al. Application of game theory for a groundwater conflict in Mexico[J]. *Journal of Environmental Management*,2007,84(4):560-571.
- [139]Young H P, Okada N, Hashimoto T. Cost allocation in water resources development [J]. *Water Resour Res*, 1982, 18(3):463-475.
- [140]郑海霞,张陆彪,涂勤.金华江流域生态服务补偿支付意愿及其影响因素分析[J].*资源科学*, 2010,32(4):761-767.
- [141]Iwasa Y, Uchida T, Yokomizo H. Nonlinear behavior of the socio-economic dynamics for lake eutrophication control. *Ecol Econ*, 2009,63(1):219-229.
- [142]Suzuki Y, Iwasa Y. The coupled dynamics of human socioeconomic choice and lake water system: the interaction of two sources of nonlinearity. *Ecol Res*,2009,24:479-489.
- [143]Shu-Kuang Ninga, Ni-Bin Changb. Watershed-based point sources permitting strategy and dynamic permit-trading analysis[J].*Journal of Environmental Management*,2007,84(4):427-446.
- [144]Seyyed Morteza Mesbah, Reza Kerachian, Ali Torabian. Trading pollutant discharge permits in rivers using fuzzy nonlinear cost functions[J].*Desalination*,2010,250(1):313-317.
- [145]Buntine W. A guide to the literature on learning probabilistic network from data[J]. *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering* , 1996,8 (2):195-210.
- [146]袁伟玲,曹凑贵.农田生态系统服务功能及可持续发展对策初探[J].*湖南农业科学*,2007(1):1-3.
- [147]李慧,陈冠雄,杨涛,等.沈抚灌区含油污水灌溉对稻田土壤微生物种群及土壤酶活性的影响[J].*应用生态学报*,2005,16(7):1356-1359.
- [148]B.F. Giannetti, Y. Ogura, S.H. Bonilla, et al. Emergy assessment of a coffee farm in Brazilian Cerrado considering in a broad form the environmental services, negative externalities and fair price[J]. *Agricultural Systems*,2011,104:679-688.
- [149]尹红.美国与欧盟的农业环保计划[J].*中国环保产业*,2005(3):42-45.
- [150]车宗贤,张立勤.甘肃河西走廊节水农业生态补偿机制探索[J].*农业环境与发展*,2011(4):47-47,77.
- [151]陈源泉,董孝斌,高旺盛.黄土高原农业生态补偿的探讨[J].*农业系统科学与综合研究*,2006,22(2): 109-111.
- [152]陆宏芳,陈烈,林永标,等.基于能值的顺德市农业系统生态经济动态[J].*农业工程学报*,2005,21(12): 20-24.
- [153]易定宏,文礼章,肖强,等.基于能值理论的贵州省生态经济系统分析[J].*生态学报*,2010,30(20): 5635-5645.
- [154]Ortega E., Anami M., Diniz G. Certification of food products using emegy analysis[C]. In: *Proceedings of III International Workshop Advances in Energy Studies*, Porto Venere, Italy, 2002:227-237.
- [155]Odum, H.T., Odum, E.C. *Modeling for All Scales*[M]. Academic Press, San Diego,CA, 2000.
- [156]Wischmeier W.H., Smith D.D. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning [M]. U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook*, 1978.
- [157]Adekalu K.O., Olorunfemi I.A., Osunbitan J.A. Grass mulching effect on infiltration, surface runoff and soil loss of three agricultural soils in Nigeria[J]. *Bioresour. Technol.*, 2007,98: 912-917.
- [158]J M Hamlett, D A Miller, R L Day, et al. Statewide GIS-based ranking of watersheds for agricultural pollution prevention[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*,1992,47(4):399-404.
- [159]N C Johnson. Biodiversity in the balance: Approaches to setting geographic conservation priorities[M]. *Biodiversity Support Program, Corporate Press, Inc., Landover, Maryland*. 1995.

## 参考文献

- [160] A R Kiester, J M Scott, B Csuti, et al. Conservation prioritization using GAP data[J]. *Conservation Biology*, 1996, 10(5): 1332-1342.
- [161] 曾勇, 杨志峰. 官厅水库跨区域水质改善政策的冲突分析[J]. *水科学进展*, 2004, 15(1): 40-44.
- [162] 张伟丽. 山西省永定河流域分区水资源开发利用存在问题与对策探讨[J]. *南水北调与水利科技*, 2010, 8(5): 174-177.
- [163] 刘昌明. 我国北方水资源问题的节水对策[M]. 北京: 北京出版社, 1993.
- [164] 岳德鹏, 黄月艳, 刘永兵, 等. 北京市永定河河滩流动沙地风沙活动分析[J]. *水土保持研究*, 2006, 13(2): 102-104.
- [165] 涂向阳, 吴天胜, 王嵩. 海河流域控制性河流生态环境需水量研究[J]. *干旱区资源与环境*, 2009, 23(5): 65-71.
- [166] 付意成. 基于水资源优化配置的浑太河污染物总量控制研究[D]. 中国水利水电科学研究院, 2010.
- [167] Hashmi M.A., Careia L.A. Spatial and temporal errors in estimating regional evapotranspiration [J]. *Journal of Irrigation and Drainages Engineering*, 1998, 124(2): 108-114.
- [168] 刘昌明, 洪嘉琰, 金淮. 农田蒸散量的计算[M]. 北京: 气象出版社, 1991, 34-142.
- [169] 余进祥, 刘娅菲. 农业面源污染治理理论及展望[J]. *江西农业学报*, 2009, 21(1): 137-142.
- [170] 张维理, 徐爱国, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策III: 中国农业面源污染控制中存在问题分析[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(7): 1026-1033.
- [171] De Jong R, Yang, J Y, Drury C F, et al. The indicator of risk of water contamination by nitrate-nitrogen[J]. *Can J Soil Sci*, 2007, 87(special issue): 179-188.
- [172] Bockstaller C, Guichard L, Makowski D, et al. Agri- environmental indicators to assess cropping and farming systems[J]. *A review Agron Sustain Dev*, 2008, 28(1): 139-149.
- [173] 仓恒瑾, 许炼峰, 李志安, 等. 雷州半岛旱地砖红壤非点源氮、磷淋溶损失模拟研究[J]. *生态环境*, 2005, 14(5): 715-718.
- [174] 梁新强, 顾欣欣, 李华, 等. 土壤氮磷平衡在评价区域氮磷损失中的应用[J]. *环境科学与技术*, 2007, 30(3): 50-51, 65.
- [175] Suzuki M, Goto N, Sakoda A. Simplified dynamic model on carbon exchange between atmosphere and terrestrial ecosystems[J]. *Ecol Model*, 1993, 70(3-4): 161-194.
- [176] 司友斌, 王慎强, 陈怀满. 农田氮、磷的流失与水体富营养化[J]. *土壤*, 2000 (4): 188-193.
- [177] Jaepil Cho, Saied Mostaghimi. Dynamic agricultural non-point source assessment tool (DANSAT): Model development[J]. *Biosystems Engineering*, 2009, 102(4): 485-499.
- [178] 徐向阳, 刘俊. 农业区氨氮流失模型[J]. *环境污染与防治*, 1999, 21(4): 34-37.
- [179] Bin-Le Lin, Akiyoshi Sakoda, Ryosuke Shibasaki, et al. Modelling a global biogeochemical nitrogen cycle in terrestrial ecosystems[J]. *Ecological Modelling*, 2000, 135(1): 89-110.
- [180] Post W M, Pastor J, Zinke P J, et al. Global patterns of soil nitrogen storage[J]. *Nature*, 1985, 317(17): 613-617.
- [181] 施振香, 柳云龙, 尹骏, 等. 上海城郊不同农业用地类型土壤硝化和反硝化作用[J]. *水土保持学报*, 2009, 23(6): 99-102.
- [182] Maidment D R. Infiltration and soil water movement, Ch 5 In: Maidment, D.R. (Ed.), *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill, 1992. New York.
- [183] Sharpley A N, Robinson J S, Smith S J. Assessing environmental sustainability of agricultural systems by simulation of nitrogen and phosphorus loss in runoff[J]. *European J Agron*, 1995, 4(4): 453-464.
- [184] 陈晓燕, 叶建春, 陆桂华, 等. 全国土壤田间持水量分布探讨[J]. *水利水电技术*, 2004, 35(9): 113-119.
- [185] 高鹏程, 张一平, 张海, 等. 温度对土壤水分性状的影响[J]. *西北林学院学报*, 2003, 18(1): 77-79.
- [186] 孙彭立, 王慧君. 氮素化肥的环境污染[J]. *环境污染与防治*, 1995, 17(1): 38-41.
- [187] 黄满湘, 张国梁, 张秀梅, 等. 官厅流域农田地表径流磷流失初探[J]. *生态环境*, 2003, 12(2): 139-144.
- [188] 黄满湘, 周成虎, 章申, 等. 北京官厅水库流域农田地表径流生物可利用磷流失规律[J]. *湖泊科学*, 2003, 15(2): 118-124.
- [189] 陈红军, 黄怀曾, 冯流, 等. 永定河沉积物中磷的存在形态及其指示意义[J]. *岩矿测试*, 2005, 24(3): 176-180.
- [190] Schröder J J, Smit A L, Cordell D, et al. Improved phosphorus use efficiency in agriculture: A key requirement for its sustainable use[J]. *Chemosphere*, 2011, 84(6): 822-831.
- [191] Jalali M. Phosphorus status and sorption characteristics of some calcareous soils of Hamadan[J]. *Western Iran Environ Geol* 2007, 53(2): 365-374.
- [192] Lge D V, Akinremi O O, Flaten D. Evaluation of phosphorus retention equations for Manitoba soils[J].

## 参考文献

- Can J Soil Sci, 2008, 88(3): 327-335.
- [193]Deletic A. B., Maksimovic C. T. Evaluation of Water Quality Factors in Storm Runoff from Paved Areas. J.of Envir. Engrg , ASCE,1998,124 (9):869-879.
- [194]Akan A.O. Urban Stormwater Hydrology[R].USA: Technomic Publishing Company Inc.,1993.
- [195]Sartor J.D., Boyd G.B., Agardy F. J. Water pollution aspects of street surface contaminants. Journal WPC,1974,46(3):458-467.
- [196]Charbeneau R. J., Barrett M. E. Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads [J]. Water Environment Research, 1998,70 (7):1295-1302.
- [197]赵剑强,闫敏,刘珊,等.城市路面径流污染的调查[J].中国给水排水,2001,17(1):33-35.
- [198]车伍,刘燕,李俊.国内外城市雨水水质及污染控制[J].给水排水,2003,29(10):38-41.
- [199]朱梅.海河流域农业非点源污染负荷估算与评价研究[D].中国农业科学院,北京,2011.
- [200] <http://www.zjkepb.gov.cn/show.aspx?id=3232&cid=153/2012/08/31>.
- [201] <http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201104/W020110420407642318640.pdf>2012/8/31.
- [202]胡永定.徐州沛沿河区域农业面源污染机理及控制技术研究[D].中国矿业大学博士学位论文,2010.徐州.
- [203]王晓宇.汾河水库及其上游水环境状况分析及治理[J].水资源保护,2010,26(4):89-93.
- [204]鲁春霞,谢高地,肖玉,等.青藏高原生态系统服务价值的评估[J].生态学报,2004,24(12): 2749-2755.
- [205]李森,宋孝玉,沈冰,等.黄土沟壑区不同植被对产流产沙的影响[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2006,34(1):117-120.
- [206]谢高地,甄霖,鲁春霞,等.生态系统服务的供给、消费和价值化[J].资源科学,2008,30(1):93-99.
- [207]彭涛,张振明,刘俊国,等.基于生态服务功能的北京永定河生态修复目标研究[J].中国农学通报,2010,26(20):287-292.
- [208]赵同谦,欧阳志云,王效科,等.中国陆地地表水生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J].自然资源学报, 2003,18 (4): 443-452.
- [209]赵景柱,肖寒,吴刚.生态系统服务的物质质量与价值量评价方法的比较分析[J].应用生态学,2000, 11( 2):290-292.
- [210]张治军,唐芳林,朱丽艳,等.轿子山自然保护区森林生态系统服务功能价值评估[J].中国农学通报,2010, 26(11):107-112.
- [211]王玉涛,郭卫华,刘建,等.昆嵛山自然保护区生态系统服务功能价值评估[J].生态学报,2009,29(1): 523-531.
- [212]Castro E , Costa Rican. Experience in the charge for hydro environmental services of the biodiversity to finance conservation and recuperation of hill side ecosystems[C]. The International Workshop on Market Creation for Biodiversity Products and Services ,OECD ,Paris ,2001.
- [213]S. R. Murty Yandamuri, K. Srinivasan, S. Murty Bhallamudi. Multiobjective Optimal Waste Load Allocation Models for Rivers Using Nondominated Sorting Genetic Algorithm-II[J]. Journal of Water Resources Planning and Management,2006,132(3):133-143.
- [214]Dresnack R., Dobbins W. E. Numerical analysis of BOD and DO profiles[J]. J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. Civ. Eng.,1968,94(5):789-808.
- [215]Goldberg D E. Genetic algorithms in search, optimization and machine learning [M]. Addison -Wesley, Reading,Mass,1989.
- [216]韩耀宗.不同水力学条件下水平潜流人工湿地脱氮效果研究[D].东华大学,上海.2010.
- [217]尹连庆,谷瑞华.人工湿地去除氨氮机理及影响因素研究[J].环境工程,2008,26(S):151-155.
- [218]Billen G, Lancelot C, de Becker E, et al. Modelling microbial processes(phgto-and bacterioplankton) in the Schelde estuary[J]. Aquatic Ecology,1988,22(1):43-55.
- [219]Aber J.D., Melillo J.M. Terrestrial Ecosystems[M]. Harcourt Science and Technology Company, Harcourt Academic Press. 2001.
- [220]Ponce-Hernandez R., Koohafkan P., Antoine J. Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes[M]. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome,2004.
- [221]胡春宏,王延贵.官厅水库流域水沙优化配置与综合治理措施研究[J].泥沙研究,2004(2):19-26.
- [222]黄银晓,林舜华,蒋高明,等.海河流域植物土壤中氮碳的含量特征[J].生态学报,1994,14(3):225-234.
- [223]Coelho O., Ortega E., Comar V. Balanc,o de Emergia do Brasil[C]. Engenharia Ecological Agricultura Sustentavel (Ecological Engineering and Sustainable Agriculture). Enrique Ortega,2003.

- [224]Feni Agostinho, Guaraci Diniz, Raul Siche, et al. The use of emergy assessment and the Geographical Information System in the diagnosis of small family farms in Brazil[J].*ecological modeling*, 2008(210):37–57.
- [225]Bastianoni S., Marchettini N. The problem of co-production in environmental accounting by emergy analysis[J]. *Ecol. Model*, 2000,129: 187–193.
- [226]Brown M.T., Odum H.T., Jorgensen S.E. Energy hierarchy and transformity in the universe[J]. *Ecol. Model*,2004(178):17–28.
- [227]Brandt-Williams S.L. Handbook of Emergy Evaluation: A Compendium of Data for Emergy Computation Issued in a Series of Folios[C].2002.
- [228]Feni Agostinho, Lucas Pereira. Support area as an indicator of environmental load: Comparison between Embodied Energy, Ecological Footprint, and Emergy Accounting methods [J]. *Ecological Indicators*, 2013, 24: 494–503.
- [229]Franzese P P, Rydberg T, Russo G F, et al. Sustainable biomass production: a comparison between gross energy requirement and emergy synthesis methods[J]. *Ecol. Indic*, 2009, 9: 959–970.
- [230]Kee Dae Kim, Mee-Hwa Park, Chang-Seok Lee. Evaluation of the Degraded Riparian Ecosystems in the Geum River Watershed in Korea[J]. *J. Plant Biol.*,2012,55(2):132–142.
- [231]Fennessy M S, Jacobs A D, Kentula M E. Review of rapid methods for assessing wetland condition[R]. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park.2004.
- [232]Braun Blanquet J. Plant sociology: the study of plant communities[M].McGraw-Hill,New York.1932.
- [233]Holmes O M, Esler K J, Richardson D M, et al. Guidelines for improved management of riparian zones invaded by alien plants in South Africa[J]. *S Afr J Bot*, 2008,74(3):538–552.
- [234]Palmer M, Filoso S. Restoration of ecosystem services for environmental markets[J].*Science*, 2009, 352(5940):575–576.
- [235]Aronson J, Blignaut J N, Milton S J, et al. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008) in restoration ecology and other 12 scientific journals[J]. *Restoration Ecology*, 2010,18(2):143–154.
- [236]Liu C, Lu J Z, Yin R S. An estimation of the effects of China's forestry programs on farmers' income[J]. *Environmental Management*,2010,45(3):526–540.
- [237]Carpenter S R, Mooney H A, Agard J, et al. Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment[J].*PNAS*,2009,106(5):1305–1312.
- [238]Daily G C, Söderqvist T, Aniyar S, et al. The value of nature and the nature of value[J]. *Science*, 2000,289(5478):395–396.
- [239]Daily G C, Polasky S, Goldstein J, et al. Ecosystem services in decision making: time to deliver[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*,2009,7(1):21–28.
- [240]Ostrom E, Janssen M A, Anderies J M. Going beyond panaceas [J].*PNAS*,2007,104(39):15176–15178.
- [241]Durning D W, Brown S R. Q methodology and decision making. Handbook of decision making. G Morcöl. Taylor & Francis Group, Boca Raton,London.2007.
- [242]H. A. Elliott, D. Jaiswal. Phosphorus Management for Sustainable Agricultural Irrigation of Reclaimed Water[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2012,138(3):367-374.
- [243]Bárbara Ondiviela, José A. Juanes, Aina G. Gómez, et al. Methodological procedure for water quality management in port areas at the EU level[J]. *Ecological Indicators*, 201213(1):117-128.
- [244]Boyd J., Wainger L. Measuring Ecosystem Service Benefits: The Use of Landscape Analysis to Evaluate Environmental Trades and Compensation[M]. RFF,Washington, DC. 2003.
- [245]IUCN, Conservation International, and NatureServe. Global Amphibian Assessment. [www.globalamphibians.org/2006/5/4](http://www.globalamphibians.org/2006/5/4).
- [246]Butchart S.H.M., Stattersfield A.J., Bennun L.A., et al. Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds[J]. *PLoS Biology*,2004,2 (12): e383.
- [247]Bienabe E., Hearne R.R. Public preferences for biodiversity conservation and scenic beauty within a framework of environmental service payments[J]. *Forest Policy and Economics*,2006,9:335-348.
- [248]Olson J.S., Watts J.A., Allison L.J. Carbon in Live Vegetation of Major World Ecosystems. Oak Ridge National Laboratory, ORNL-5862, Oak Ridge, TN.1983.
- [249]Gibbs H.K. Major World Ecosystem Complexes Ranked by Carbon in Live Vegetation: An Updated Database Using the GLC2000 Land Cover Product. NDP-017b. <http://cdiac.ornl.gov/epubs/ndp/>

- ndp017/ndp017b. html from the Carbon Dioxide Information Center. Oak Ridge National Laboratory: Oak Ridge, TN. 2006.
- [250]Honzák M., Alger K., Steininger M., et al. Mapping areas with multiple ecosystem benefits: correlating hydrologically important areas with key biodiversity areas in Madagascar[C]. Poster presented at the Society for Conservation Biology 20th Annual Meeting, 2006. June 24-28, San Jose, CA.
- [251]L. J. Gorenflo, Catherine Corson, Kenneth M. Chomitz, et al. Exploring the Association Between People and Deforestation in Madagascar[J]. *Human Population Ecological Studies*, 2011, 1650: 197-221.
- [252]Kelly J. Wendland, Miroslav Honzák, Rosimeiry Portela, et al. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69: 2093-2107.
- [253]Gitau M.W., Veith T.L., Gburek W.J. Farm-level optimization of BMP placement for cost-effective pollution reduction[J]. *Trans. ASAE*, 2004, 47 (6): 1923-1931.
- [254]Gitau M.W., Gburek W.J., Jarrett A.R. A tool for estimating best management practice effectiveness for phosphorus pollution control[J]. *J. Soil Water Conserv.*, 2005, 60 (1): 1-10.
- [255]Flores-Lo'pez F., Easton Z.M., Steenhuis T.S. Groundwater, surface water and land interactions for soluble reactive phosphorus and nitrate at a dairy farm in a Catskill Mountains' Valley[R]. 2007.
- [256]Novotny V. *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*, second ed[R]. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY. 2003.
- [257]Haith D.A., Loehr R.C. Effectiveness of Soil and Water Conservation Practices For Pollution Control[R]. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Athens, GA. 1979.
- [258]Nalini S Rao, Zachary M Easton, Elliot M Schneiderman, et al. Modeling watershed-scale effectiveness of agricultural best management practices to reduce phosphorus loading[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90: 1385-1395.
- [259]Schneiderman E M, Steenhuis T S, Thongs D J, et al. Incorporating variable source area hydrology into curve number based watershed loading functions[J]. *Hydrol. Proc.*, 2007, 21 (25): 3420-3430.
- [260]Alfera L. K., Weismiller R. A. Experiences with Nutrient Management & Good Management Practices to Control Non Point Pollution From Agriculture[R]. The World Bank; ECSSD Department, 2002.
- [261]Morrison M.D., Blamey R.K., Bennett J.W. Minimising payment vehicle bias in contingent valuation studies[J]. *Environmental and Resource Economics*, 2000, 16(4): 407-422.
- [262]Polyzou E., Jones N., Evangelinos I.K., et al. Willingness to pay for drinking water quality improvement and the influence of social capital[J]. *Journal of Socio-Economics*, 2011, 40(1): 74-80.
- [263]Liu J. Differences between open-ended and dichotomous choice elicitation technologies: a case study in northwest China [J]. *IEEE International Conference on Advanced Management Science (ICAMS)*, 2010, 3: 275-278.
- [264]Jones N., Clark J.R.A., Panteli M., et al. Local social capital and the acceptance of Protected Area policies: an empirical study of two Ramsar river delta ecosystems in northern Greece[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 96(1): 55-63.
- [265]George E. Halkos, Nikoleta Jones. Modeling the effect of social factors on improving biodiversity protection[J]. *Ecological Economics*, 2012, 78: 90-99.
- [266]Jones N., Malesios C., Sophoulis C.M. Economic valuation of coastal water quality and protest responses: a case study in Mitilini, Greece[J]. *Journal of Socio-Economics*, 2008, 37: 2478-2491.
- [267]Heckman J. Sample selection bias as a specification error[J]. *Econometrica*, 1979, 47(1): 153-161.
- [268]Cragg J. Some statistical models for limited dependent variables with application to the demand for durable goods[J]. *Econometrica*, 1971, 39 (5): 829-844.
- [269]Humphreys B.R. Dealing With Zeros in Economic Data Accessible at [www.ualberta.ca/~bhumphre/class/zeros\\_v1.pdf](http://www.ualberta.ca/~bhumphre/class/zeros_v1.pdf). 2010.
- [270]Vuong Q. Likelihood ratio tests for model selection and non-nested hypotheses[J]. *Econometrica*, 1989, 57 (2): 307-333.
- [271]Jones N. Investigating the influence of social costs and benefits of environmental policies through social capital theory[J]. *Policy Sciences*, 2010, 43: 229-244.
- [272]Chansheng He, Stephen B. Malcolm, Kenneth A. Dahlberg. A conceptual framework for integrating hydrological and biological indicators into watershed management[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2000, 49: 25-34.

## 参考文献

---

- [273]U.Heink, I.Kowarik.What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning[J].Ecol. Indic., 2010,10(3):584-593.
- [274]H.Wiggering, F. Müller (Eds.). Umweltziele und Indikatoren[M]. Springer, Berlin/ Heidelberg/ New York.2004.
- [275]Rosenström, U. Sustainable development indicators: much wanted, less used? Monographs of the Boreal Environment Research[R]. Helsinki. 2009.
- [276] S.E. Jørgensen, S.N. Nielsen. The properties of the ecological hierarchy and their application as ecological indicators[J]. Ecological Indicators,2013,28:48-53.
- [277]Metzger M.J., Bunce R.G.H., Jongman R.H.G., et al. A climatic stratification of the environment of Europe[J]. Global Ecol. Biogeogr., 2005,14:549-563.
- [278]Jackson L.E., Kurtz J.C., Fisher W.S. Evaluation Guidelines for Ecological Indicators[R]. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, Research, Triangle Park, NC, EPA/620/R-99/005. 2000.
- [279]Wei Zhang, Stefano Pagiola. Assessing the potential for synergies in the implementation of payments for environmental services programmes: an empirical analysis of Costa Rica[J]. Environmental Conservation, 2011,38 (4): 406-416.
- [280]谷丰.流域农业面源污染动态监控系统的建立和运行[J].环境保护科学,2008,34(6):39-41,51.

## 科研及获奖情况

### 1.课题参与情况

- 1.“十一五”国家科技支撑计划课题“东北地区水资源全要素配置方案与工程布局研究”，2007.10-2011.12，课题主要完成人。
2. 国家自然科学基金课题“流域生态补偿理论、方法与实现机制研究”，2010.1~2012.12，课题主要完成人。
3. 香港乐施会公益项目“水资源短缺与贫困关系研究”，2011.7~2011.12，项目主要完成人。
- 4.北京市节约用水管理中心技术咨询项目“北京市居民家庭内部用水结构分析及市级公共供水企业用水调查质量督查”，2011.10~2012.8，项目主要完成人。
5. 水利部水利规划总院委托项目“河湖生态建设与保护补偿机制研究”，2010-2011.5，项目主要参与人。
6. 中国水科院科研专项“典型缺水地区产业发展模式相关问题研究”，2009.6-2011.6，项目主要参与人。
7. 国家自然科学基金“黄河流域水平衡关键技术研究”，课题主要参与人。
8. 水利部水利水电规划设计总院课题“规划水资源论证管理与技术体系研究”，课题主要参与人。

### 2.获得奖励

1. 2010年11月取得“水资源优化配置模型软件 v1.0”、“基于水资源优化配置水质模拟模型软件 v1.0” 软件著作权2项。
- 2.2011年5月研究课题“流域治理修复型水生态补偿研究”被评为中国水利水电科学研究院博士学位论文创新研究资助课题。
- 3.2011年论文《永定河流域生态补偿标准测算》获2011年度研究生发表学术论文三等奖。
- 4.2011年被评为2011年度中国水科院优秀研究生。
5. 2012年获第六届“张光斗科技教育基金——优秀学生奖学金”。

## 学术论文发表情况

[1]Yi-cheng Fu, Ben-qing Ruan, Chun-ling Zhang, et al. Yongding River Basin water environmental restoration cost[J]. Journal of Food, Agriculture & Environment, 2012,10(2): 876-883. (SCI indexed, WOS:000305165300080)

[2] Yi-cheng FU, Ben-qing RUAN, Ting GAO. Watershed Agricultural Non-point source pollution management[J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2013, 22 (2):367-375. (SCI indexed, WOS:000317093200007)

[1]Yi-cheng FU, Chuan-jiang WEI, Lun MIAO, et al. Method Study of Water Quality Control in Polluted Hun-Tai River Basin[C]. 2011 5th international conference on bioinformatics and biomedical engineering (iCBBE 2011). (EI Compendex, Accession No. 20112814141211)

[2]Yi-cheng FU, Ben-qing RUAN, Feng-ran XU. Study on River Ecological Compensation[J]. Advanced Materials Research,2011,356-360:2662-2668. (EI Compendex, Accession No. 20114514502329)

[3]Yi-cheng FU, Chun-ling ZHANG, Ben-qing RUAN, et al. Watershed water resources management[J]. WIT Transaction on Engineering Science,2012,80:351- 367.(EI Compendex).

[4]付意成,阮本清,许凤冉,储立民.永定河流域水生态补偿标准研究[J].水利学报,2012,43(6): 740-748. (EI Compendex , Accession No. 20123515376357)

[5]付意成,阮本清,臧文斌.基于均衡理念的流域污染物排放许可交易研究[J].重庆大学学报,2012,35(9):114-120. (EI Compendex, Accession No. 20124615670931)

[6]付意成,阮本清,许凤冉.永定河流域农业土壤氮磷损失的计算及分析[J].农业工程学报,2012,28(16):133-139. (EI Compendex, Accession No. 20124415631004)

[7]付意成,高婷,闫丽娟,等.基于能值分析的永定河流域农业生态补偿标准[J]. 农业工程学报,2013,29(1):209-317. (EI Compendex, Accession No. 20131016077799)

[1]Yi-cheng FU, Ben-qing RUAN, Feng-ran XU. Study on River Ecological Compensation[J]. Progress in Environmental Science and Engineering,2012,356-360: 2662-2668. (ISTP indexed, WOS:000302888301162)

[1]付意成,魏传江,臧文斌,等.浑太河污染物入河控制量研究[J].水电能源科学, 2010,28(12): 21-25.

[2]付意成,阮本清,张春玲.永定河流域生态补偿标准测算[J].中国水利水电科学研究院学报,2011,9(4):283-291.

[3]付意成,魏传江,储立民,等.浑太河流域水质达标控制方法研究[J].中国环境监测, 2012,28(2):70-76.

[4]付意成,张春玲,阮本清,等.生态补偿实现机理探讨[J].中国农学通报,2012,28 (32): 209-214.

- [5]张春玲,付意成,臧文斌,等.浅析中国水资源短缺与贫困关系[J].中国农村水利水电, 2013(1):1-4.
- [6]王启猛,张捷斌,付意成.变化环境下塔里木河径流变化及其影响因素分析[J]. 水土保持通报,2010,30(4):99-103.
- [7]李其峰,谢新民,付意成.基于三次平衡的五家渠市水资源优化配置研究[J].水电能源科学,2011,29(3):16-19.

### 待发表文章

- [1]付意成,阮本清,闫丽娟.治理修复型水生态补偿问题分析[J].自然资源学报, 2013,28(8).
- [2]付意成,阮本清.永定河流域水量补偿标准研究[J].水利学报.已修回。
- [3]Yi-cheng FU, Ben-qing RUAN, Feng-huai GE. Agricultural non-point source pollution in the Yongding River Basin[J]. Ecological Indicators. Revision back.

### 致 谢

光阴荏苒，岁月如歌。不经意间，3年的中国水科院博士研究生学习生涯即将圆满画上句号。此时此刻，心中感慨万千，喜悦与感激之情难于言表。在博士论文完成之际，请允许我向支持、帮助和鼓励我的老师、同学、朋友和家人表示最诚挚的谢意！

首先，感谢我的导师阮本清教授级高工。阮老师严谨的治学态度，宽广的胸襟，对学生的关心体贴，至今深深的感染着我，影响到我的学习和生活的方方面面。在论文的写作过程中，阮老师不顾工作的繁忙，抽出宝贵的时间审定论文的写作大纲及思路，并结合课题的研究实际提出切实可行的修改意见。在论文成稿过程中，阮老师结合时间进度表及时检查论文的进展情况。论文初稿完成后，阮老师认真审查文章的整体框架及各章的细节表述，对文章的整体衔接、摘要、结论部分提出了针对性的修改意见。在此，我对阮老师对论文的完成所做的辛勤努力表示诚挚的谢意。同时对阮老师在平时的学习及生活中对我的关心和照顾表示衷心的感谢。

感谢中国水利水电科学研究院的何少苓总工对论文从宏观布局、用词揣度上进行的仔细修改，并针对论文研究中的不足和需要改进之处提出了许多宝贵意见。何总在对论文进行修改的过程中认真负责、一丝不苟、严格要求，从不放过丝毫的小错误。为此，谨以此文顺利通过答辩来表达对何总辛勤付出的感激之情。

感谢张春玲师姐在学习、生活上对我的关心和照顾。师姐对论文的思路和表达方式进行了认真修改，力求达到博士学位论文应有的要求。师姐在生活中针对我的需求都一一给予及时的办理。对此，借论文完成之际，对张春玲师姐的辛苦付出表示衷心的感谢。

感谢许凤冉师兄对我在学习过程中给予的帮助，使我有幸在科研和论文写作方面取得较好的成绩。师兄对论文从技术细节、专业术语表达、结果准确性方面进行了细致修改，并将错误之处一一标明。我对师兄在论文进行修改的过程中认真负责、严谨务实态度深表谢意。

感谢知识丰富、做事严谨的臧文斌师弟，在论文数据处理及整体构架上给予的帮助。感谢踏实认真、考虑周全的杨明祥师弟，在日常生活、学习上给予我的有力帮助，使我能够顺利的完成论文。感谢李丽琴、赵晶、鹿星，她们在生活上给了我极大的帮助，使我能够专心的投入到论文写作过程中。感谢闫丽娟师妹、张守平师弟平时在工作、生活中给予的帮助。

感谢我的好友赵化涛、王启猛、付军、毕永传、王瑞年、任在民、李启龙、耿辉等。你们是我精神和物质支持的坚强后盾。我今天取得的每一点进步、获得的每一次成功，都与你们的大力付出是分不开的，在此，我深表谢意。感谢水资源所的各位领导、研究室的各位老师、所长办公室的吴娟、王露、冯秀英等，对我在学习过程中的指导和生活中的关心。

## 致 谢

---

感谢我的老同学山东省淮河流域水利管理局规划设计院的姜尚堃、南京水科院的毕朝达,平时与我的及时沟通,使我对论文的写作过程充满信心。感谢我的好兄弟田茂运、王舟定,是你们给了我快乐和好心情,使我顺利的完成毕业论文。此外,对崔超、李其峰、李东晓、徐体兵、孙笑微、赵博、厉彦玉、赵娜娜、张贝贝、王静等一并表示衷心的感谢。感谢《水利学报》期刊的韩昆、王成丽编辑对论文查重过程中给予的帮助。

感谢 2010 级博士班的葛怀凤、张爱静、高学睿、徐鹤、刘金华、王珍、董勤各、郭胜山、杨会臣、杨朝晖、徐卫红、彭辉及其他所有同学。你们在我的学习及生活过程中给予了极大的帮助,使我能够克服挫折,取得成功。感谢中国水科院研究生部的邢义川、张学琴、刘燕红、殷芳、王燕晓、吕映、宋晖以及其他老师。你们的大力帮助使我能够顺利的完成水科院的学习任务,取得当前的成绩。

最后,感谢我的家人亲友。你们多年来在学习及生活上对我默默无闻的支持,使我备受鼓舞,感激之情难以用语言来表述。今借论文成稿之际对辛勤劳作的父母及亲人多年来的关怀照顾,献上我的一点报答之情。

**付意成**

**2013 年 5 月 北京**

论文密级

至\_\_\_\_\_年解密

是\_\_否\_\_可以复印

如复印，从\_\_\_\_\_年起可复印全文的\_\_\_\_\_％；

从\_\_\_\_\_年起可全文复印。