

分类号 _____
U D C _____

密级 _____
编号 _____

兰州财经大学

LANZHOU UNIVERSITY OF FINANCE AND ECONOMICS

博士学位论文

论文题目 基于生态价值核算的区域生态
补偿量化研究

研究生姓名: 徐绮阳

指导教师姓名、职称: 王永瑜 教授

学科、专业名称: 统计学、统计学

研究方向: 资源环境统计

提交日期: 2023.12.21

独创性声明

本人声明所呈交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

学位论文作者签名： 徐绮阳 签字日期： 2023.12.21

导师签名： 张永瑞 签字日期： 2023.12.21

关于论文使用授权的说明

本人完全了解学校关于保留、使用学位论文的各项规定， 同意（选择“同意”/“不同意”）以下事项：

1. 学校有权保留本论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文；

2. 学校有权将本人的学位论文提交至清华大学“中国学术期刊（光盘版）电子杂志社”用于出版和编入 CNKI《中国知识资源总库》或其他同类数据库，传播本学位论文的全部或部分内容。

学位论文作者签名： 徐绮阳 签字日期： 2023.12.21

导师签名： 张永瑞 签字日期： 2023.12.21

Quantitative research of regional ecological compensation based on ecological value accounting

Candidate : Xu Qiyang

Supervisor: Prof.Wang Yongyu

摘 要

生态补偿作为激励生态环境保护、约束生态环境破坏的一种经济手段，是调节相关利益者关系，促进区域生态保护与经济社会协调可持续发展的重要举措。自党的十八大报告将生态文明建设纳入“五位一体”总体布局以来，国务院相继出台《关于健全生态保护补偿机制的意见》、《关于深化生态保护补偿制度改革的意见》等重要政策，十四五规划也提出要完善市场化多元化生态补偿，鼓励各类社会资本参与重点区域生态保护修复的新要求。当前，我国积极探索生态补偿机制研究，在重点生态功能区、重要流域开展了一系列生态补偿试点工作，取得了较为丰富的研究成果。但由于补偿利益关系复杂、区域差异化补偿难度较大，现阶段生态补偿仍存在量化机制不完善、补偿标准较低、资金分配与使用不够科学与细化等问题。基于此，本文以生态地位突出的黄河上游区域为例，对基于生态价值核算的区域生态补偿量化问题进行理论与实证研究，以期合理测算生态补偿标准、科学量化资金分配、细化补偿资金使用方案进而完善生态补偿量化机制提供理论依据和方法参考。

本文在系统梳理国内外研究进展的基础上，首先遵循国际通用标准 SEEA2012 中心框架及联合国于 2021 年最新颁布的 SEEA-EA，界定生态价值概念和计量范围，以此为基础明确生态补偿的概念和核算范围。通过详细分析相关理论，为基于生态价值核算的区域生态补偿量化研究提供重要的理论依据。其次，提出本文量化研究的总体思路。在剖析生态补偿要素的基础上，围绕“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心环节，构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架。以此为基础，按照“生态价值核算—生态补偿标准界定—生态补偿资金分配”的研究路线，对各环节进行量化方法选择与模型构建。最后，以黄河上游省区为例对本文量化框架与模型进行实证应用，系统分析上游区域生态价值时空变动情况，科学测算各省区生态补偿标准及各领域生态补偿资金分配额。结合定量分析结果，对如何有效使用补偿资金进而实现黄河上游区域生态补偿效益最大化目标提出相应对策建议。主要结论如下：

(1) 基于生态价值核算的区域生态补偿量化研究，是完善生态补偿机制的重要理论与方法参考。以国际通用标准为依据界定的生态价值概念和核算范围，可为科学量化生态补偿提供有力的理论支撑。效用价值论、“两山”理论等是生

态价值核算理论体系的重要理论基础；以外部性理论、公共物品理论等为核心确定的区域生态补偿理论为补偿主客体、补偿标准、补偿模式与方式等提供理论依据；以区域分工理论、协同理论等为核心构建的生态补偿资金分配理论体系是科学分配与有效使用补偿资金的重要理论指导。

(2) 在解决“谁补谁”问题方面，生态补偿主客体由生态净价值核算结果决定。用于生态补偿量化的生态系统服务正向价值核算范围包括气体调节、气候调节、净化环境和水文调节服务，可采用当量因子法及改进的生态价值核算模型对其进行核算。生态系统服务负向价值核算范围包括废水排放、废气排放、固体废物排放、化肥环境污染和水资源消耗，可采用功能价值法和替代成本法对其进行核算。生态系统服务正向价值减去负向价值即生态净价值核算结果，若区域生态净价值大于 0，则为生态补偿客体，应获取生态补偿；若区域生态净价值小于 0，则为生态补偿主体，应支付生态补偿。

(3) 在解决“补多少”问题方面，基于生态净价值和生态补偿系数测算了生态补偿标准。生态补偿的本质是既对生态环境保护者予以补偿，又对环境污染和生态破坏者予以惩罚和控制，即生态补偿标准需基于生态损害者赔偿、受益者付费、保护者得到合理补偿的原则进行界定。在生态净价值核算结果基础上，进一步考虑人们的支付意愿和政府财政支付能力等因素测算了生态补偿系数，进而构建了基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型，可对区域生态补偿标准进行科学合理的度量。

(4) 在解决“如何补”问题方面，区域生态补偿效益评价指标体系是生态补偿资金分配的量化依据。以区域生态补偿效益最大化为目标，构建了一套涵盖生态、经济和社会三大领域的区域生态补偿效益评价指标体系，主要包括生态系统状况、环境治理与污染减排、资源节约与高效利用、经济发展水平、产业结构调整、就业与生活水平、环保观念意识的 7 类效益 28 项具体指标。采用客观熵权法测算了生态补偿效益水平影响因素的指标权重，基于权重和生态补偿标准构建了生态补偿资金分配测度模型，可用于测度补偿资金在各领域的具体分配额，进而指导生态补偿资金的有效使用。

(5) 研究期内黄河上游省区生态补偿量化结果在时间和空间上均差异显著。从生态价值核算结果来看，2000—2019 年黄河上游省区生态价值整体呈增加趋

势,在空间上表现为由下游至上游逐渐增加特征。从生态补偿标准测算结果来看,2019年应获取生态补偿的省区按补偿标准大小依次为青海省、四川省和甘肃省,需支付生态补偿的省区为宁夏回族自治区;核算期内青海、四川和甘肃生态补偿额呈不同程度增加趋势,宁夏生态补偿额则大幅减少。从生态补偿资金分配测度结果来看,2020年各省区补偿资金分配额排在前三位的领域依次为环境治理与污染减排、生态系统状况的改善和就业与生活水平的提高,其次为资源节约与高效利用、环保观念意识的提升等方面。在对策建议方面,黄河上游各省区应建立政府和市场相结合的综合性生态补偿模式以拓宽资金来源渠道,探索多元化生态补偿方式以有效使用补偿资金,推动多部门协调联动以提升区域生态补偿政策的综合效益水平。

本研究以区域生态补偿综合效益最大化为目标,以“生态价值核算—生态补偿标准界定—生态补偿资金分配”为研究路线,对基于生态价值核算的区域生态补偿量化进行理论与实证应用,以期完善生态补偿量化机制提供科学依据,进而促进山水林田湖草沙一体化生态保护与社会经济可持续协调发展。

关键词: 区域生态补偿 生态价值核算 生态补偿标准 生态补偿资金分配 黄河上游省区

Abstract

Ecological compensation, as an economic means to stimulate the protection of ecological environment and restrain the destruction of ecological environment, is an important measure to adjust the relationship between relevant stakeholders and promote the coordinated and sustainable development of regional ecological protection and economic society. Since the report of the 18th National Congress of the Communist Party of China incorporated the construction of ecological civilization into the overall layout of the "Five-in-one", the State Council has successively issued important policies such as the Opinions on Improving the Compensation Mechanism for Ecological Protection and the Opinions on Deepening the Reform of the Compensation System for Ecological Protection, and the 14th Five-Year Plan also proposes new requirements to improve market-oriented and diversified ecological compensation, and to encourage all types of social capital to participate in ecological protection and restoration in key regions. At present, China is actively exploring the study of ecological compensation mechanism, and has carried out a series of pilot work on ecological compensation in key ecological functional areas and important river basins, and has achieved relatively rich research results. However, due to the complex compensation interest relationship and the difficulty of regional differentiated compensation, there are still problems such as imperfect quantification mechanism, low compensation standard, and insufficient scientific and detailed allocation and use of funds. Based on this, the thesis takes the upper Yellow River region with prominent ecological status as an example to conduct theoretical and empirical research on the quantification of regional ecological compensation based on ecological value accounting, with a view to providing theoretical basis and methodological reference for reasonable measurement of ecological compensation standards, scientific quantification of fund allocation, refinement of compensation fund use plans and improvement of the quantification mechanism of ecological compensation.

Based on the systematic review of research progress at home and abroad, this

thesis first follows the international common standard SEEA2012 Central Framework and the newly promulgated SEEA-EA by the United Nations in 2021, defines the concept of ecological value and the scope of measurement, and clarifies the concept and accounting scope of ecological compensation on this basis. Through the detailed analysis of relevant theories, it provides an important theoretical basis for the quantitative research of regional ecological compensation based on ecological value accounting. Secondly, the general idea of quantitative research is put forward. On the basis of analyzing the factors of ecological compensation, a quantitative theoretical framework of regional ecological compensation based on ecological value accounting is constructed around the three core links of "who compensates who", "how much to compensate" and "how to compensate". On this basis, according to the research route of "ecological value accounting—ecological compensation standard definition—ecological compensation fund allocation", the quantitative method selection and model construction of each link are carried out. Finally, taking the provinces in the upper reaches of the Yellow River as an example, the quantitative framework and model of the thesis are empirically applied to systematically analyze the temporal and spatial changes of ecological value of the upper reaches, and scientifically calculate the ecological compensation standard of each province and the allocation of ecological compensation funds in various fields. Based on the quantitative analysis results, the thesis puts forward corresponding suggestions on how to effectively use the compensation funds to maximize the ecological compensation benefits in the upper reaches of the Yellow River. The main conclusions are as follows:

(1) The quantitative research of regional ecological compensation based on ecological value accounting is an important theoretical and methodological reference for improving the ecological compensation mechanism. The concept and accounting range of ecological value defined on the basis of international general standards can provide a powerful theoretical support for scientific quantification of ecological compensation. Utility value theory, "two mountains" theory and etc are the important theoretical basis of ecological value accounting theory system. The regional ecological compensation theory with externality theory, public goods theory and etc

as the core provides theoretical basis for the compensation subject and object, compensation standard, compensation mode and method. The theoretical system of ecological compensation funds allocation based on regional division theory, synergy theory and etc is an important theoretical guide for scientific allocation and effective use of compensation funds.

(2) In solving the problem of "who compensates who", the subject and object of ecological compensation are determined by the results of ecological net value accounting. The positive value accounting range of ecosystem services for quantification of ecological compensation includes gas regulation, climate regulation, clean environment and hydrological regulation services, which can be calculated by using equivalent factor method and improved ecological value accounting model. The negative value accounting of ecosystem services includes wastewater discharge, waste gas discharge, solid waste discharge, chemical fertilizer environmental pollution and water resources consumption, which can be accounted by functional value method and alternative cost method. The positive value of ecosystem services minus the negative value is the accounting result of ecological net value. If the regional ecological net value is greater than 0, the region is the object of ecological compensation and should obtain ecological compensation. If the regional ecological net value is less than 0, the region is the subject of ecological compensation and should pay ecological compensation.

(3) In solving the problem of "how much to compensate", the ecological compensation standard is calculated based on the ecological net value and ecological compensation coefficient. The essence of ecological compensation is not only to compensate the ecological protection, but also to punish and control the environmental pollution and ecological destruction. Therefore, the ecological compensation standard should be defined based on the principles of compensation for the ecological damage, payment for the beneficiaries and reasonable compensation for the protectors. On the basis of the results of ecological net value accounting, the ecological compensation coefficient is further calculated by considering the factors such as people's willingness to pay and the government's financial payment ability,

and then the ecological compensation standard calculation model based on ecological value accounting is constructed, which can be used to measure the regional ecological compensation standard scientifically and reasonably.

(4) In solving the problem of "how to compensate", the evaluation index system of regional ecological compensation benefits is the quantitative basis for the allocation of ecological compensation funds. Aiming at maximizing the benefit of regional ecological compensation, a set of evaluation index system covering ecology, economy and society is established. It mainly includes 28 specific indicators of 7 kinds of benefits, including the state of the ecosystem, environmental governance and pollution reduction, resource conservation and efficient use, economic development level, industrial structure adjustment, employment and living standards, and environmental awareness. Objective entropy weight method is used to measure the index weights of factors affecting the benefit level of ecological compensation. Based on the weights and ecological compensation standards, a measurement model of ecological compensation funds allocation is constructed, which can be used to measure the specific allocation of compensation funds in various fields, and then guide the effective use of ecological compensation funds.

(5) During the study period, the quantitative results of ecological compensation in the upper Yellow River provinces and regions are significantly different in both time and space. According to the results of ecological value accounting, the ecological value of the provinces in the upper reaches of the Yellow River shows an overall increasing trend from 2000 to 2019, which is spatially manifested as a gradual increase from the lower reaches to the upper reaches. According to the calculation results of ecological compensation standards, the provinces that should receive ecological compensation in 2019 are Qinghai Province, Sichuan Province and Gansu Province in order of the compensation standards, and the province that need to pay ecological compensation is Ningxia Hui Autonomous Region. During the accounting period, the amount of ecological compensation in Qinghai, Sichuan and Gansu increase to different degrees, while the amount of ecological compensation in Ningxia decreases significantly. From the measurement results of the allocation of ecological

compensation funds, the top three areas of compensation funds allocation of provinces and regions in 2020 are environmental governance and pollution reduction, the improvement of ecosystem conditions and the improvement of employment and living standards, followed by the conservation and efficient use of resources, the improvement of environmental awareness, etc. In terms of countermeasures and suggestions, the provinces and regions in the upper reaches of the Yellow River should establish a comprehensive ecological compensation model that combines the government and the market to broaden the source channels of funds, explore diversified ecological compensation methods to effectively use compensation funds, and promote the coordination and linkage of multi-departments to improve the comprehensive benefit level of regional ecological compensation policies.

Aiming at maximizing the comprehensive benefits of regional ecological compensation, this thesis takes "ecological value accounting—ecological compensation standard definition—ecological compensation fund allocation" as the research route to conduct theoretical research and empirical application of the quantification of regional ecological compensation based on ecological value accounting, in order to provide scientific basis for improving the quantification mechanism of ecological compensation, and then promote the integrated ecological protection of mountains, rivers, forests, fields, lakes, grasslands and sand and the sustainable and coordinated development of society and economy.

Keywords: Regional ecological compensation; Ecological value accounting; Ecological compensation standard; Ecological compensation fund allocation; Upper Yellow River provinces and regions

目 录

1 绪论	1
1.1 研究背景与意义.....	1
1.1.1 研究背景.....	1
1.1.2 研究意义.....	4
1.2 研究综述.....	5
1.2.1 生态价值核算研究.....	6
1.2.2 生态补偿机制研究.....	13
1.2.3 生态补偿资金分配研究.....	18
1.2.4 研究述评.....	19
1.3 研究目的与内容.....	21
1.3.1 研究目的.....	21
1.3.2 研究内容.....	21
1.4 研究方法与研究框架.....	23
1.4.1 研究方法.....	23
1.4.2 研究框架.....	25
1.5 研究创新点.....	26
2 相关概念与理论基础	27
2.1 相关概念.....	27
2.1.1 生态价值.....	27
2.1.2 生态补偿.....	29
2.2 理论基础.....	30
2.2.1 生态价值核算理论.....	30
2.2.2 区域生态补偿理论.....	35
2.2.3 生态补偿资金分配理论.....	38
2.3 本章小节.....	42
3 基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架	44
3.1 总体思路.....	44
3.2 生态补偿要素.....	45

3.2.1 生态补偿主客体	45
3.2.2 生态补偿标准	46
3.2.3 生态补偿模式与方式	47
3.3 基于生态价值核算的区域生态补偿量化框架构建	53
3.4 本章小节	55
4 基于生态价值核算的区域生态补偿量化方法与模型	56
4.1 生态价值核算	56
4.1.1 生态价值计量范围界定	56
4.1.2 生态价值核算方法	58
4.1.3 改进的生态价值核算模型	58
4.2 基于生态价值核算的生态补偿标准测算	60
4.2.1 生态补偿核算范围界定	60
4.2.2 生态净价值核算方法	62
4.2.3 基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型	63
4.3 生态补偿资金分配测度	64
4.3.1 指标体系构建	65
4.3.2 测度方法选择	71
4.3.3 生态补偿资金分配测度模型	72
4.4 本章小结	73
5 黄河上游省区生态价值核算及分析	75
5.1 区域概况	75
5.1.1 自然地理概况	75
5.1.2 生态环境现状	76
5.2 黄河上游省区生态价值核算	78
5.2.1 当量因子空间修正	78
5.2.2 价值系数价格修正	79
5.2.3 各省区生态价值核算	82
5.3 黄河上游省区生态价值结果分析	82
5.3.1 生态价值时间演变特征分析	83

5.3.2 生态价值空间分布特征分析	96
5.3.3 生态经济系统协调度分析	98
5.4 本章小结	100
6 黄河上游省区生态补偿标准测算与分析	102
6.1 黄河上游省区生态补偿现状	102
6.1.1 整体概况	102
6.1.2 当前存在的问题与分析	104
6.2 黄河上游省区生态净价值核算	105
6.2.1 生态系统服务正向价值	105
6.2.2 生态系统服务负向价值	107
6.2.3 生态净价值核算与分析	108
6.3 基于生态净价值核算的生态补偿标准测算与分析	109
6.3.1 生态补偿系数测算与分析	109
6.3.2 生态补偿标准测算与分析	110
6.4 本章小结	112
7 黄河上游省区生态补偿资金分配与使用量化研究	115
7.1 黄河上游省区生态补偿资金分配与使用现状	115
7.2 基于熵权法的生态补偿资金分配测度	117
7.2.1 指标权重与各指标综合效益水平贡献率	117
7.2.2 生态补偿资金分配测度结果分析	131
7.3 基于效益提升的生态补偿资金使用对策建议	136
7.3.1 建立综合性生态补偿模式以拓宽资金来源渠道	136
7.3.2 探索多元化生态补偿方式以有效使用补偿资金	138
7.3.3 推动多部门协调联动以提升生态补偿效益水平	140
7.4 本章小节	144
8 结论与展望	146
8.1 研究结论	146
8.2 研究展望	149
参考文献	150

附 录	163
攻读博士学位期间承担的科研任务及主要成果	173
致 谢	174

1 绪论

1.1 研究背景与意义

1.1.1 研究背景

随着全球范围内工业化进程的不断推进,人类对资源的粗放型攫取使生态系统质量逐渐下降,环境容量逐年稀缺,人类发展面临着前所未有的生态环境约束。生态环境问题涉及人类生存空间和生产生活的各个方面,联合国环境规划署和粮农组织于2021年发布的《修复的一代:为人类、自然和气候修复生态环境》报告指出,生态环境退化已影响全球约32亿人的福祉,相当于世界总人口的40%,每年人们丧失的生态系统服务价值超出全球经济总产出的10%,预计到2030年,全球陆地系统的恢复成本每年将高达2000亿美元^①。可见,生态环境保护与修复刻不容缓。当前日益严峻的生态环境问题已引起世界各国的普遍关注,生态环境保护成为国际合作与交流的重要内容。

面对生态环境的日益恶化,中国政府持续加强生态文明建设与生态环保工作力度。截至2022年,全国生态环境质量稳中向好,环境保护工作取得显著成效。生态系统状况方面,2022年生态质量指数(EQI)值为59.6,与2021年相比无明显变化。环境空气状况方面,优良天数比例为86.5%,高于年度目标0.9个百分点。水环境状况方面,I~III类水质断面比例为87.9%,比2021年上升3.0个百分点。土壤环境状况方面,土壤污染加重趋势得到初步遏制。气候变化及应对方面,全国万元国内生产总值二氧化碳排放相较2021年下降0.8%^②。然而,随着近年来我国经济快速发展,人们对自然资源与生态环境的需求显著增加,各区域仍面临一系列生态环境问题如草原退化、森林减少、水土流失、沙漠化严重、水污染与水资源短缺等。据统计,当前我国仍有约70%的草原处于不同程度的退化状态;全国天然林面积每年平均减少约40万公顷;2022年,我国水资源总量为27088.1亿立方米,比多年平均值偏少1.9%;全国年均水土流失量为45.2亿吨,

^① 联合国新闻网.联合国呼吁扭转生态环境退化 应对气候与生物多样性挑战[EB/OL].<https://news.un.org/zh/story/2021/06/1085282.htm>,2021-06-03.

^② 数据来源:《2022中国生态环境状况公报》。

约占全球总量的 1/5^①。对此，国家做出相应战略部署，党的二十大报告提出，要“推进美丽中国建设，坚持山水林田湖草沙一体化保护和系统治理”，“加强生态环境保护并打好污染防治攻坚战”。因此，在新时代生态文明建设推动下，我国生态环境保护面临着新要求与新挑战。

生态补偿是促进生态环境保护的一种经济手段，以保护和可持续利用生态系统服务为目的，通过调节相关者利益关系调动生态保护积极性，综合运用行政和市场手段发挥生态补偿效益，进而推动区域生态环境与经济社会的协调可持续发展。2007年，国家环保总局正式发布的《关于开展生态补偿试点工作的指导意见》指出，应探索建立自然保护区、重要生态功能区、流域水环境保护等重点领域的生态补偿标准体系，建立试点区域生态环境共建共享的长效机制。十八大以来，我国在生态补偿制度建设方面做出了一系列部署，不断拓展生态补偿实施范围、探索多元化生态补偿模式与方式，针对森林、草原、湿地、流域、生态功能区等重点领域先后开展了生态补偿试点工作。2021年，第十三届全国人民代表大会第四次会议通过的《中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和二〇三五年远景目标纲要》强调，要“坚持绿水青山就是金山银山理念”，“健全生态保护补偿机制”。同年9月，为深入贯彻习近平生态文明思想，中共中央办公厅、国务院办公厅印发《关于深化生态保护补偿制度改革的意见》，提出要完善分类补偿制度，加强补偿政策的协同联动，统筹各渠道补偿资金并实施综合性补偿，以促进对生态环境的整体保护并加快生态文明制度体系建设。

对生态补偿进行科学量化是有效落实区域生态补偿政策的关键，生态补偿量化过程主要涉及“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心环节。然而，当前三大环节的量化研究仍处于探索阶段，补偿主客体识别、补偿标准测算及补偿资金分配与使用量化方法有待进一步深入研究。2020年6月，财政部、生态环境部等四部委在颁布的《支持引导黄河全流域建立横向生态补偿机制试点实施方案》中明确提出，要“探索开展生态产品价值核算计量，逐步推进综合生态补偿标准化、实用化，为市场化、多元化生态补偿机制建设提供有力支撑”^②。可见，生态价值核算是科学量化生态补偿标准、完善生态补偿量化机制的重要基础。近

^① 数据来源：《2022 中国国土绿化状况公报》、《2022 中国水资源公报》。

^② 中央政府门户网站.关于印发《支持引导黄河全流域建立横向生态补偿机制试点实施方案》的通知[EB/OL].
https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2020-05/09/content_5510182.htm,2020-04-20.

年来,我国生态价值核算已从理论研究向实践方向逐步发展。2017年11月,中国正式启动联合国“自然资本核算与生态系统服务估价项目”,选取广西和贵州作为试点地区,开展了生态系统服务(包括实物量和价值量)核算试点工作并取得重要成果。同时,国内相关机构对生态产品总值(GEP)核算体系进行了理论与探索,在青海、浙江、四川、山东等地区陆续开展了一系列生态产品价值核算试点工作,为生态补偿机制的完善提供了较为丰富的实践案例。总体来说,生态价值核算一方面通过对生态价值进行货币评估,直观地使人们意识到生态保护的重要性,从而提高对生态服务的支付意愿;另一方面可用于指导对生态保护区丧失经济发展机会的补偿,提高区域生态保护的积极性。因此,科学核算生态价值对界定生态补偿标准、制定合理可行的生态补偿资金分配与使用方案具有重要意义,可为构建市场化多元化的生态补偿机制提供重要量化依据和数据支撑。

黄河上游区域是国家生态战略的重要组成部分,是整个黄河流域的重要生态功能区。但由于生态环境脆弱,当前黄河上游部分区域已出现生态系统退化、水源涵养功能降低等问题,生态保护与修复已迫在眉睫。近年来,国家不断加大对黄河流域沿线省区的生态环保资金投入力度,黄河上游省区积极探索并实施生态补偿政策,取得了显著成效。青海省建立三江源生态补偿机制,该省四部门联合印发《青海省重点流域生态保护补偿办法》,四川省推进森林生态效益补偿并积极探索区域流域横向生态保护补偿联动机制,甘肃与宁夏签署了《黄河流域(甘肃—宁夏段)横向生态补偿协议》等。然而,由于长期开发与利用问题严重,黄河上游区域仍面临严峻的生态环境危机。在新时期黄河流域生态保护和高质量发展要求下,加快完善生态补偿机制,是解决黄河上游区域生态保护与经济发展矛盾的有力措施。

在此背景下,本文以解决“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心问题为导向,按照“生态价值核算—生态补偿标准界定—生态补偿资金分配”的研究路线,对基于生态价值核算的区域生态补偿量化进行理论研究。以生态地位突出的黄河上游区域为例,对各省区生态补偿主客体识别、生态补偿标准界定和生态补偿资金分配与使用进行定量研究与分析,以期为黄河上游区域生态与经济协调可持续发展提供决策依据,并为完善区域生态补偿量化机制提供参考。

1.1.2 研究意义

本文针对当前区域生态补偿中存在的核心问题,以生态价值核算理论与方法为基础,开展区域生态补偿量化研究,并以黄河上游区域为例进行实证应用,对完善区域生态补偿量化机制进而实现生态补偿综合效益最大化目标具有重要的理论意义与现实意义。

1.1.2.1 理论意义

(1) 以“生态价值核算—生态补偿标准界定—生态补偿资金分配”的研究路线构建了区域生态补偿量化框架,拓展并完善了区域生态补偿研究理论体系。当前有关生态补偿核心环节的量化研究仍处于探索阶段,补偿标准界定方法仍未达成共识,补偿资金分配量化鲜有研究,极大程度上影响了区域生态补偿政策的实施效果。本文基于相关概念和理论分析,构建以“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心问题为导向的区域生态补偿量化机制,为生态补偿研究提供了较为完整的量化思路与方法参考。

(2) 遵循国际通用标准环境经济核算体系 2012 中心框架 (System of Environmental-Economic Accounting 2012 Central Framework, 简称: SEEA2012 中心框架) 及环境经济核算—生态系统核算 (SEEA- Ecological Accounting, 简称: SEEA-EA) 对生态价值概念和计量范围进行界定,完善了生态价值核算理论与方法体系,为界定生态补偿标准提供了科学的理论依据。当前生态补偿标准测算方法中,涵盖范围较全面的为生态价值核算方法体系。然而以往的生态价值核算研究仍存在概念混淆、计量范围不一致等问题,故本文遵循国际标准 SEEA2012 中心框架及联合国 2021 年最新颁布的 SEEA-EA 对生态价值概念和计量范围等统计规范问题进行了探讨与分析,为科学界定生态补偿标准提供了较为完善的理论依据。

(3) 基于生态补偿效益评价指标体系构建生态补偿资金分配测度模型,为制定区域生态补偿资金分配与使用方案提供了新视角与新思路。区域生态补偿资金分配与使用情况直接决定生态补偿政策的效益水平高低,本文以提升区域生态补偿效益为目标,通过构建生态补偿效益评价指标体系确定了效益水平的影响因素指标权重,以此为量化依据制定生态补偿资金在生态、经济和社会三大领域的分配与使用方案,为解决“如何补”问题提供了科学细化的量化思路。

1.1.2.2 实践意义

(1) 基于改进的生态价值核算模型对黄河上游省区生态价值进行量化,为黄河上游生态环境保护和经济高质量发展研究提供了数据基础和决策依据。黄河上游区域是整个黄河流域乃至全国的重要生态功能区,然而近年来局部区域已出现生态系统退化、水源涵养功能下降等问题,亟需加大生态保护与修复力度。对黄河上游区域生态价值进行系统评估,详细分析了各地类、各单项生态价值的动态变化情况和空间分布特征,并对黄河上游整体区域及各省区生态经济协调发展状况进行了量化分析,有助于指导黄河上游区域实施针对性的生态保护与修复,促进区域生态与经济高质量协调发展。

(2) 基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型,对黄河上游各省区生态补偿标准进行测算,为各省区生态补偿主客体识别和补偿标准界定提供了重要的数据基础。在实际应用中,结合生态净价值核算结果科学界定黄河上游区域补偿主客体,综合考虑各省区社会发展阶段和财政支付能力,对各区域生态补偿标准进行科学界定,对提高黄河上游各省区生态环境保护积极性,增强各省区内生发展动力具有重要意义。

(3) 运用生态补偿资金分配测度模型,对黄河上游各省区在生态、经济和社会三大领域的生态补偿资金分配额进行测度,为黄河上游区域生态补偿模式与方式选择提供了决策依据。结合生态补偿效益评价指标权重的测算结果,可用于量化黄河上游各省区生态补偿资金在不同领域的具体分配额,为各区域建立多部门联动机制提供指导,有助于黄河上游区域实现生态补偿效益最大化目标,并为其他地区制定差异化的区域生态补偿机制提供参考。

1.2 研究综述

本文主要从生态价值核算、生态补偿机制及生态补偿资金分配三方面梳理与汇总已有文献和研究进展,主要围绕生态价值构成、生态价值核算方法、生态补偿主客体识别、生态补偿标准测算方法以及生态补偿资金分配量化方法等内容进行详细分析与简要述评,为概括以往研究不足并提出本文研究创新点提供充分的论证依据。

1.2.1 生态价值核算研究

1.2.1.1 价值构成研究

价值构成是生态价值核算理论研究的核心内容，是科学实施价值评估方法的前提和依据。根据已有文献研究发现，不同领域学者对价值理论持有不同观点，继而形成了不同的生态价值构成划分方法。本文将不同划分方法归纳为三类，分别为“二分法”和“五分法”，功能划分法，以及其他划分方法。

“二分法”和“五分法”。“二分法”和“五分法”是国内外较常使用的价值划分方法。自然资源经济学奠基人 John V.Krutilla 和 Anthony C.Fisher 将自然资源价值分为物质性商品价值和舒适性服务价值。该著作是自然资源价值“二分法”的主要理论依据，其后在生态价值构成划分中“二分法”也被继续沿用。李金昌（2002）将生态环境价值分成自然资源价值和生态价值，罗华伟等（2019）将森林生态价值分为经济价值和生态服务价值。“五分法”是“二分法”的具体化划分方式。Boland&Freeman（1979）把生态价值细分为直接使用价值、间接使用价值、选择价值、存在价值和遗产价值。Westman（1977）对上述五部分价值分别进行了概念界定，指出直接使用价值是自然资源可直接用于生产生活的有用性，如提供食物、原材料等；间接使用价值一般指生态系统调节服务的价值；选择价值指将来可能获得的使用价值；遗产价值是为后代保留的（可能）使用价值；存在价值是保证某类自然资源或生态系统存在性的价值。在上述生态价值构成中，选择价值、遗产价值和存在价值之间界限较难界定，其评估技术和研究周期更为复杂。

功能划分法。为完善生态文明领域统筹协调机制，有学者提出需改变传统只考虑单一经济价值的评估方式，将经济价值、生态价值和社会价值共同纳入生态价值核算体系中，即从功能角度对生态环境进行价值细分。马晓妍等（2019）认为当前将生态环境价值划分为经济价值、社会价值和生态价值的方法更具共识性和可操作性。张增峰等（2020）指出，近年来生态价值理论逐渐向多功能价值体系转变，仅做经济价值评估已无法客观全面地反映生态环境对人类社会的贡献。孙玥璠等（2016）基于生态系统视角对生态价值进行了划分，并强调生态系统服务价值远远大于其直接使用的自然资源经济价值，因此在核算中合理确定其生态系统服务价值尤为重要。

其他划分方法。部分学者从其他角度讨论生态环境价值构成。高兴佑等（2010）认为生态环境价值不仅包括效用价值和环境价值，还应将代际补偿价值和劳动价值涵盖其中。严立冬等（2018）认为生态环境价值包含资源本身的固有价值、人类参与的劳动价值、资源稀缺价值以及游离于市场外的生态补偿价值。

总体来看，当前生态价值构成研究仍存在将劳动力价值和生态环境本身的固有价值混淆的问题，结合上述文献梳理及 SEEA-EA 对相关内容的阐述，本文认为生态价值核算对象应为生态系统，具体价值构成包括供应服务价值、调节服务价值及文化服务价值。

1.2.1.2 价值核算方法研究

当前主流的生态价值核算方法主要有功能价值法和当量因子法，具体估价方法包括生态价值评估法、成本法、条件估值法等。本文从适用场合、优点和局限方面，对各类生态价值核算方法进行了梳理与概括。

（1）功能价值法

功能价值法的核算过程是将物质性生态产品或生态系统服务的实物量与其价格相乘，用得到的生态价值量对各类生态系统对人类生产生活的贡献大小进行衡量。功能价值法中生态产品或服务的实物量主要采用水土流失方程、水量平衡法等方法获得，然而对于各类生态产品或生态系统服务的价格，当前尚未形成明确统一的估价方法体系。国内外常用的估价方法可概括为三类，分别为市场估值法、显示性偏好法和陈述性偏好法。

市场估值法。市场估值法适用于具有实际可观测价格或等价物市场价格的生态环境资产，评估方法主要包括市场价值法、净现值法、影子价格法等。由于市场估值法在 SNA 中较常使用，为与 SNA 核算原则和方法保持一致，生态价值核算以市场估值法作为其方法基础。国内外对市场估值法应用较为广泛。例如，有学者使用市场价值法对美国和澳大利亚灌溉用水的经济价值进行估算。叶姗等（2013）使用影子价格等方法对西安市耕地资源价值进行估算。陈龙等（2019）利用市场价值法对深圳市自然资源的物质性资产如原材料生产、水资源供给等进行了价值核算。张德全等（2019）采用净现值法对山东省森林资源的经济价值进行核算，按照 8% 的折现率进行贴现，计算出经济林经济价值为 4396.4 亿元。牟雪洁等（2020）在对北京市延庆区生态系统生产总值核算时，使用市场价值法对

生态系统的产品供给服务价值进行核算，并根据最终服务原则，基于实地调查扣除了各类产品的人工投入成本。

与此同时，有学者对市场估值法的具体方法类型、适用场合和优缺点等进行评价研究。王永瑜（2011）认为对于有市场价格的生态环境资产，优先使用市场价值法对其进行计量；对于缺乏市场价格的生态环境资产，可选择净现值法对其价值进行估算；而对于无市场价格且净现值法也不适用的生态环境资产可采用生产成本法，以开采利用资源的生产成本作为其价值的最低估值。王乐锦等（2016）指出市场估值法主要有货币交易法和非货币交易法，前者是用市场价格或等价物市场价格对生态环境价值进行计量，后者则包括生产成本法、减计重置成本法和净现值法。周晨（2018）认为市场估值法估价结果相对准确，但容易受市场不完全和政府干预导致市场扭曲的影响。

显示性偏好法。显示性偏好法主要根据购买行为来推测消费者偏好，该方法适用于暂无市场交易的生态环境资产，主要包括替代成本法、恢复和防护费用法、旅行费用法等估价方法。国外对显示性偏好法应用时间较早且较为成熟。Clawson等（1966）使用旅行费用法评估景点的游憩价值，并引入时间成本，与旅行费用共同构成旅行总成本。Barbier（2009）使用恢复与防护费用法，以沿海地区的植树造林费用来估计防洪效益。A.Tilmant等（2015）基于边际机会成本法构建水核算的动态框架，将整个流域视为一个包括生产和储存在内的多种服务的价值链，并提出一种动态水核算方法。Elizabeth F. Pienaar（2016）用旅行费用法对佛罗里达的环境资源娱乐用途进行了评估。国内部分学者对显示性偏好法进行了探索性应用或评价研究。唐莹等（2014）对我国耕地资源价值核算进行研究，认为收益还原法和替代成本法仍是耕地价值的主流核算方法。周晨（2018）认为旅行费用法能广泛用于娱乐型生态系统服务，但对消费者行为有严格假定。

陈述性偏好法。陈述性偏好法，也称假想市场法，可用于不存在实际市场且无替代市场的生态环境价值评估。评估方法主要为条件估值法（CVM），该方法通过调查问卷等方式直接询问人们对于假想市场中生态环境资产的支付意愿，了解人们所愿意支付的最大数额或能接受的最少补偿额，进而估计此类生态环境资产价值。陈述性偏好法在国外应用较为广泛，尤其在评估生态环境资产的选择价值和非使用价值方面最为主流。Davis（1963）在研究缅因州森林休闲价值时，

首次提出基于问卷调查的条件估值法，后来被越来越多学者应用于不同领域。Getachew Belay 等（2020）使用条件估值法对埃塞俄比亚东北部的水土保持价值进行了评估。Dastan Bamwesigye 等（2020）基于条件估值法对非洲东部乌干达濒危森林资源的存在价值进行了评估，结果显示该地区人们对其存在价值和可持续性的平均支付意愿为每年 15 美元。国内学者对陈述性偏好法褒贬不一，部分学者认为该方法主要依据使用者或消费者主观偏好来进行估价，虽然可评估生态环境的非使用价值，但其易受外部因素影响，评估结果容易产生诸多偏误。另一部分学者则认为在当前技术局限的情况下，该方法对难以市场化的生态价值评估仍发挥了不可或缺的作用，且鉴于条件估值法可广泛适用于各类生态环境资产的价值评估，国内学者对该方法的接受度和使用频率正逐年提高。彭文静（2015）结合旅行费用法和条件估值法对陕西生态旅游区的游憩资源进行了价值评估，结果显示该生态旅游区的非使用价值低于使用价值，即生态旅游区的生态环境价值并未得到充分重视。宋静静等（2020）基于条件估值法对 2002—2012 年黄海物种多样性维持服务价值进行评估，结果显示，黄海海域沿岸城市居民对于 17 种黄海珍稀濒危物种生物多样性维持的支付意愿呈逐年上升的趋势。

通过梳理已有研究发现，部分学者在使用市场估值法时，将“生态系统服务价值”和“产品价值”混淆，以产品在市场最终交易的价格作为价值核算计量依据，未从中扣除人员工资、物流运输费用等人力成本，以致于高估了生态系统本身为人类生产生活提供的供应服务价值；在使用显示性偏好法时，普遍采用替代成本法对调节服务进行价值评估，然而成本并不等同于固有价值，某项生态系统调节服务的丧失可能不可逆且无法简单替代，因此替代成本法的估算结果仅可作为调节服务价值的最低估值；陈述性偏好法由于主观因素较多，导致该方法的估价结果误差较大、可靠性较低。由此可知，功能价值法的具体估价方法有待进一步深入研究并统一，以提高核算结果的科学性和可比性。

（2）当量因子法

当量因子法是指以可量化的标准为基础，对不同生态系统各类服务功能的价值当量进行度量，并结合各类生态系统面积进行价值核算的方法。Costanza 等（1997）首次建立生态价值评估与核算模型，其提出的当量因子测算法在国内外学术界获得普遍认可及应用。谢高地等（2003；2008；2015）基于 Costanza 的

评估模型,结合专家知识并采取问卷调查对价值系数进行修正并构建了符合中国实际的生态系统服务价值当量因子表。近年来当量因子法在全国、区域和流域等尺度的生态补偿研究中得到了广泛使用。彭文甫等(2014)采用当量因子法对1996—2006年四川省生态价值变化情况展开了系统研究。朱治州等(2019)采用该方法对长江三角洲城市群生态价值的时空演变情况进行了定量测算。幸赞品等(2019)参考谢高地的价值当量换算方法,对1975—2015年甘肃省白龙江流域8个野生动物自然保护区的生态价值进行了测算与评估。赵世宽等(2021)对生态价值的测算问题进行深入探究,并采用当量因子法对重庆市各区县生态系统服务功能进行权衡—协同分析。

通过对已有文献进行梳理发现,部分学者将基于全国尺度的生态价值核算模型直接应用于某区域或流域尺度,在一定程度上影响了核算结果的准确性。故本文认为,在实践中首先应使用最新版本的当量因子表,其次应结合区位因素、价格因素等对当量因子和价值系数分别进行修正,以提高生态价值核算模型在不同区域的适用性和精确度。

(3) 常用价值核算方法比较

本文基于已有研究,对常用价值核算方法的适用场合、优点与局限进行对比分析与概括总结,以期为构建完善的生态价值核算方法体系提供详细参考。在此需强调,表1.1中的各类估价方法与核算范围之间不是绝对的一一对应关系,在实际中需结合不同区域的生态环境状况对估价方法进行合理选择与组合。

表 1.1 常用生态价值核算方法

核算方法	核算范围	估价方法		适用场合	优点	局限
功能价值法	供应服务	市场估 价值法	市场价格法	食物、原材料等 物质性产品。	结果较为客观,可 靠性高。	对市场机制的完 善程度要求较 高,无法适用多 数非市场化的生 态系统服务。
			影子价格法	具有稀缺性的商 品或服务,通过 相关补贴、税收 进行价值估算。	可弥补市场机制 不完善的缺陷,调 整市场价格。	属于福利经济价 值概念,不能与 基于交换价值概 念的国民核算相 关条目进行比较。

续表 1.1 常用生态价值核算方法

核算方法	核算范围	估价方法		适用场合	优点	局限
功能价值法	调节服务	显示性偏好法	替代成本法	涵养水源、固碳释氧、废物处理等服务。	可操作性强,数据较易获取。	对替代程度要求较高,结果存在一定误差。
			恢复和防护费用法	废物处理、生物控制、土壤保持等服务。	可用于估算生态系统退化与环境污染等负向价值,数据较易获取。	存在主观性,结果存在一定误差。
			旅行费用法	消费者对旅游景点的支付意愿。	可估算生态系统的游憩价值。	无法评估生态系统的非使用价值。
			享乐价格法	水分调节、土壤保持、美学功能等服务。	可侧面揭示生态系统质量改善的价值。	主观性较强,结果存在一定误差。
	文化服务	陈述性偏好法	条件估值法	娱乐及旅游、文化及艺术、精神及历史、生物多样性保护等服务。	广泛适用于所有生态服务类型的生态价值评估;可量化非使用价值。	主观性较强,结果易受教育程度、收入水平等因素影响,误差较大。
当量因子法	各类生态系统服务	价值系数修正法		全国、省市(县)域、流域或重点生态功能区等生态价值核算;某单项生态系统价值核算。	广泛适用于各类尺度、各类生态系统价值评估;所需数据较少,易于操作,结果便于比较。	精确度相对较低,应用不同尺度需做空间和价格修正,结果的可靠性和准确性取决于修正方法的选择。

通过观察表 1.1 可以发现,即便是较常使用的核算方法仍有一定局限。功能价值法核算结果精确度较高,但由于存在核算技术较为复杂、所需数据量较大、估价方法不确定等缺点,该方法在生态价值评估与核算领域仍未得到广泛采用;当量因子法所需数据量较少,核算过程简单易操作,核算结果便于比较,但相较功能价值法其精确度较低,应用于不同尺度时需对核算方法做空间和价格上的修正。本文认为,在明确生态价值概念和计量范围的前提下,应合理选择核算与估价方法,必要时结合各区域不同区位因素、经济发展水平因素等尝试对核算模型的参数进行修正,以提高核算方法在不同区域的适用性和准确性。对于难以市场化但又在总价值中占有较大比重的调节服务价值,当前评估方法主观性较强,对其现有评估方法的修正和新方法探索是整个生态价值核算方法体系的重中之重。另外,在生态补偿等特定政策目标下,需将当量因子法与成本法等其他方法结合

使用，以对生态补偿标准做科学完善的核算与界定。

1.2.1.3 实践应用研究

国外实践。相关国际组织和国家在生态价值核算方面已取得一定研究成果。其中，较具代表性的成果为联合国于 2014 年发布的 SEEA2012 中心框架，是首个环境经济核算的国际统计标准。同年联合国还发布了《SEEA 试验性生态系统核算》（SEEA-Experimental Ecosystem Accounting，简称：SEEA-EEA）和《SEEA 应用和扩展》等，并于 2021 年颁布了 SEEA-EEA 的最终修正草案 SEEA-EA。目前以上国际标准和草案已被国内外普遍接受，并广泛用于指导各国生态环境保护相关政策的制定与决策评估。当前国际在生态价值核算的具体领域也展开了试点应用研究。国外代表性成果有 2000 年联合国启动的“千年生态系统评估项目”（MA），美国斯坦福大学开发的“生态系统服务功能综合估价和权衡得失评估模型”（Invest）等。此外，相关学者在特定区域尺度对生态价值评估也展开了相应的试点应用。Stale Navrud 等（2018）以亚马逊雨林为试点对生态价值进行评估。Elvira Buonocore 等（2020）对意大利南部地区海洋生态系统的自然资本价值进行了测算与评估。

国内实践。我国生态价值核算研究相比发达国家起步较晚，目前尚未形成标准统一且较具可操作性的价值核算体系，具体应用领域主要集中在水资源、土地、森林等方面。焦敏等（2014）基于生态价值核算理论，提出了海洋渔业资源的具体核算方法。李忠魁等（2016）对森林资源价值核算领域存在的问题进行了述评，认为森林资源核算理论与方法还存在学科定位模糊、指标体系和核算方法不规范等问题，并针对上述问题提出了相应的对策建议。此外，近年来我国逐步展开某专项自然资源资产负债表的编制工作。汪劲松等（2019）基于澳大利亚水资源核算成果，尝试编制了符合我国国情的水资源资产负债表。黄晓荣等（2020）在水资源实物量资产负债表编制的基础上，通过能值分析方法，把水资源多用途转换成同一标准的能值进行定量化价值研究，为实现编制价值型水资源资产负债表提供一定的新思路和方法。随着相关理论研究和实践应用不断拓展，近几年国内学者对生态系统生产总值（GEP）这一新的核算指标进行了开创性研究。欧阳志云带领的中科院团队在贵州省（2013）、甘孜藏族自治州（2017）等地开展了基于生态补偿目标的 GEP 试点测算；生态环境部环境规划院的王金南团队（2017；

2018; 2021) 对全国陆地 GEP 以及中国经济—生态生产总值分别进行了核算。

通过梳理与比较国内外代表性研究成果与实践案例可以看出,国外在生态价值核算应用方面已相对成熟,研究成果较为丰富。国内相关领域学者和研究机构近年来在实践应用方面虽取得一定开创性成果,但具备本国特色的创新性应用研究仍需进一步丰富和扩展。

1.2.2 生态补偿机制研究

1.2.2.1 生态补偿主客体研究

生态补偿量化研究首先要解决“谁补谁”的问题,即识别生态补偿主客体,有助于对区域不同利益相关者的权利和利益进行再分配。区域之间、跨区域流域上下游之间的利益关系复杂,国内外对补偿主客体研究侧重点存在一定差异。

国际研究将生态系统服务付费机制中补偿主客体的类型、行为动机及影响因素等作为研究重点。在生态补偿主客体研究中,买方(补偿主体)通常为生态系统服务的直接受益者或可作为代表的政府和组织等;卖方(补偿客体)一般为土地所有者,包括私有土地所有者或拥有土地的政府或社区,可通过变动土地类型提供相应的生态系统服务(钟绍卓,2019)。Freeman(1984)将生态系统服务付费机制的相关利益主体分为三类,分别为生态系统服务的供给方、支付方,以及其他相关组织或个人。Cranford等(2011)认为补偿客体为集体时,引导和激励作用大于补偿客体为个人的情况,尽管后者的补偿效率更高,但研究建议按照先集体后个人的顺序进行补偿,以促进补偿客体生态保护的内生激励作用。Paudyal等(2018)指出,政策、财政支持力度、经济、社会等因素对补偿主客体行为影响较大。

国内研究侧重不同利益主体权责界定及互动博弈机制(彭文英等,2020)。吕志贤等(2016)基于水污染物排放情况,界定洞庭湖水环境生态补偿主体为湖南和湖北,由国家为洞庭湖来水量减少进行补偿,补偿客体为洞庭湖生态经济区。王爱敏等(2017)在水源地保护区生态补偿研究中,认为补偿主体是生态环境破坏者或受益者,包括中下游政府、用水企业、居民,补偿客体是因保护生态环境而经济利益受损的水源地个人或组织。任以胜等(2020)对新安江流域生态补偿主体的博弈行为进行研究,探究不同政府主体的博弈特征和博弈机制,从动态演

化视角研究利益主体间的行为互动机制和影响因素。高鑫等（2022）以南水北调工程为例，基于演化博弈论与随机过程，构建了补偿主体（中央政府、受水区政府）与补偿客体（供水区政府）的随机演化博弈模型，剖析了南水北调工程生态补偿的最优策略、约束条件及影响因素。

总体来看，国内外对生态补偿主客体研究的侧重点有所不同，但都一致认为补偿主体是生态环境的受益者或破坏者，实际中仍以各级政府作为主要补偿主体；补偿客体则包括生态保护贡献者、生态破坏受损者、生态治理中的受害者和减少生态破坏者，具体表现为生态保护地区的个人或组织。

1.2.2.2 生态补偿标准研究

对生态补偿标准进行科学测算有助于提高生态补偿的合理性与可行性，该量化环节是生态补偿机制的核心，对生态补偿标准进行界定即解决“补多少”问题。由于受到生态系统的复杂性、测算方法的局限性、补偿对象多样性和补偿范围不确定性等诸多因素影响，学术界就生态补偿标准的测算方法仍未达成统一，生态补偿标准界定也因此成为该领域研究难点（耿涌等，2009）。目前，国内学者以生态补偿理论与已有方法为基础，认为合理的生态补偿标准应介于生态系统服务供应者的机会成本（理论下限值）和受益者获得的生态系统服务价值（理论上限值）之间（丘水林和靳乐山，2021）。通过对国内特定区域或省市进行实证研究，从不同路径出发构建生态补偿标准量化模型，主要围绕三个维度对生态补偿标准进行界定，分别为生态环境保护者的直接成本和丧失经济发展的机会成本，生态环境保护受益者获得的价值，以及生态系统本身所提供的生态价值和受到破坏后的恢复成本（乔旭宁等，2012）。梳理并概括已有研究，生态补偿标准的测算方法有生态保护直接投入成本法和机会成本法、环境污染治理成本与生态破坏恢复成本法、生态价值核算法等基于生态经济学的方法，以及能值法、生态足迹法等基于生态学的测算方法。其中较为常用的方法主要有：

（1）机会成本法。Ohl（2008）、Mewes（2015）、Logar（2019）等认为效率最优的生态补偿标准应由所提供服务的机会成本来确定。同时也有其他学者持不同意见，Young（2014）、Engel（2008）等认为生态补偿标准应大于供应者所提供生态系统服务的机会成本，小于使用者使用生态系统服务所获得的收益。胡振通等（2017）对草原生态系统的禁牧补偿进行研究，选取内蒙古470户牧户

进行问卷调查,基于样本数据并采用机会成本法估算了草原禁牧的补助标准。张文翔等(2017)以实地考察和问卷调查的方式,利用机会成本法模型对昆明市松花坝水源保护地的生态补偿额进行了核算。魏巍贤等(2019)采用机会成本法构建了京津冀大气污染治理的CGE模型,对京津冀大气污染治理的生态补偿标准进行了定量测算。

(2) 生态价值核算法。学术界对基于生态价值核算的生态补偿标准测算展开了一系列定量研究,对识别补偿主客体、界定不同区域的具体生态补偿标准具有重要意义。苏杨等(2017)以宁夏隆德县为例,基于生态系统服务功能价值法,以森林、草地、农田和水域生态系统为研究对象,对隆德县黄河流域生态系统生态补偿标准进行了测算。高振斌等(2018)结合现场调研数据,构建了东江流域生态服务价值当量因子表,以此为基础对生态价值进行评估并确定了东江流域的具体生态补偿标准。胡赛(2020)以生态价值评估结果为基础对生态补偿范围进行了界定,进而测算了安徽省16市的生态补偿优先级和生态补偿标准。还有学者根据不同研究目的,将生态价值核算方法与其他方法结合使用。严有龙等(2021)运用生态价值核算方法中的市场价值法和影子工程法,采用InVEST模型对闽江流域生态补偿阈值进行了测算,结合机会成本法最终确定了受偿区2015年的生态补偿阈值介于8.48亿—105.56亿元之间。

(3) 基于支付意愿和受偿意愿的条件估值法。Rocio(2012)等采用条件估值法对流域生态服务使用方参与生态服务付费的补偿支付意愿进行了量化研究。李超显(2015)运用条件估值法对湘江流域生态价值及其区域外部性进行测算和分析,以此得到流域上下游区域生态补偿的范围标准、基本标准和具体标准。关海玲等(2016)基于五台山国家森林公园367位游客的问卷调查数据,对游客关于提高森林生态系统服务的补偿意愿进行了实证研究,其中有277人愿意支付的平均补偿费用为每人每年62.95元。陈莹等(2017)采用条件估值法分别对太湖流域上游和下游居民的生态补偿支付意愿及其影响因素进行了分析。

(4) 生态足迹法。陈源泉等(2007)采用生态足迹法,对中国各省份生态补偿标准进行了量化研究。胡淑恒等(2016)使用生态足迹模型,结合生态价值核算法构建了生态补偿量化模型,并以此对安徽大别山区的生态补偿标准进行了

测算。郭孟瑶（2018）以各类生产性土地面积数据为基础，基于生态足迹模型测算了川西北地区的生态补偿标准。

总体来看，在各类生态补偿标准测算方法中，涉及生态服务功能较全面的为生态价值核算方法。以生态价值为视角确定生态补偿标准，是生态补偿研究的一大创新性突破，可较完善地为确定生态补偿额、评估生态补偿效益等提供重要的量化依据。

1.2.2.3 生态补偿模式与方式研究

（1）生态补偿模式研究

根据生态补偿资金来源渠道的不同，补偿模式通常包括政府补偿和市场补偿两种。近年来在生态补偿模式选择方面，学界形成了较为丰富的研究成果。

部分学者主张选择以政府为主导的生态补偿模式。王青军（2006）等认为，生态补偿具有明显的公共物品属性，政府应主要承担生态补偿的实施工作。张询书（2008）认为应由政府对流域上下游各利益主体之间的关系进行协调，同时以市场补偿为辅助，以拓宽补偿资金来源渠道。另一部分学者则认为应选择市场补偿或准市场补偿模式。李建建等（2006）认为对于流域生态补偿，应建立准市场模式的生态补偿机制。常亮（2013）认为政府补偿模式更多地是发挥政府管理职能，提出应运用市场补偿模式对流域水资源进行重新分配，构建市场化流域生态补偿机制并保证其健康可持续运行，并指出也可将这种模式称为“准市场模式”。

与此同时，还有学者认为应将政府补偿和市场补偿模式进行有机结合，扬长避短，充分发挥二者优势。尤艳馨（2007）提出以市场交易作为生态补偿途径，以政府作为交易主体，将财政资金作为生态补偿资金，形成市场生态补偿与政府生态补偿相结合的混合补偿机制，并提出流域生态补偿领域中的水权交易就是典型的混合补偿模式。孔德帅（2017）指出，区域生态补偿机制在采用政府补偿与市场补偿相结合的综合模式时，不应仅受限于传统的资金补偿和实物补偿，更应将环境友好型产业作为重点发展领域，在提高社会资本收益的同时惠及生态受偿区及当地居民。

另有学者对两种生态补偿模式进行对比研究。葛颜祥等（2007）对政府补偿模式和市场补偿模式的优劣进行比较与分析，认为政府补偿主要采取直接项目补偿、财政转移支付等手段，该模式下补偿主体责任不明确，同时具有强制性特征，

存在低估补偿客体的生态价值以致于补偿资金不足等缺陷。袁伟彦和周小柯（2014）认为，在政府主导的生态补偿模式中，政府通过向生态系统服务的受益方收取税费，以直接或间接的方式向生态系统服务的供给方提供补偿，这一模式相较市场补偿而言，仅在生态资源产权难以界定的情况下具有较大优势。肖加元和潘安（2016）指出，市场主导的生态补偿模式是基于科斯产权理论发展而来，通过运用产权交易和绿色金融工具，对生态资源进行优化配置并吸引社会资本投入生态补偿，该模式对拓宽资金来源渠道具有重要作用。

总体来看，政府补偿是生态保护补偿资金来源的重要基础，主要适用于公益性生态服务，可给予生态保护者较为合理的补偿，但仍存在资金来源单一、政府财政压力过大等问题；市场补偿模式是除政府补偿模式之外的生态补偿重要手段，主要适用于经济效益较好的半准公益性生态服务，是拓宽生态保护与修复资金来源的主要途径，但目前仍存在市场机制不完善、法律制度不健全、保护与修复领域难覆盖等问题。本文认为，政府补偿与市场补偿相结合模式可同时发挥政府主导作用与市场资源配置作用，但需要政府合理引导与监管。

（2）生态补偿方式研究

对生态补偿方式进行有效合理的选择是落实生态补偿政策的关键。当前生态补偿方式主要按照补偿手段进行划分，具体包括资金补偿、实物补偿、政策补偿、产业补偿、智力补偿等（樊辉，2016；叶晗等，2020）。苏芳等（2013）研究了生态补偿方式对农户生计策略的影响，指出如果以农业作为生计策略，则倾向选择实物补偿和技术补偿的生态补偿方式；如果以非农业作为生计策略，则倾向选择政策补偿和资金补偿的生态补偿方式。还有学者从对利益相关者激励作用视角对生态补偿方式的类型进行探讨，认为补偿方式可分为正面激励和负面激励两种。洪尚群等（2001）指出，生态补偿政策自实施以来，已由最早的消极激励方式向积极激励方式转变，主要由于积极激励方式能够对利益相关者的行为进行正向引导，从而促使有利于生态环境保护的行为产生。

另有学者按补偿效果的不同，将生态补偿方式分为输血式补偿和造血式补偿两类。王青瑶等（2014）探讨了不同生态保护模式下的湿地生态补偿方式，并重点研究了输血式补偿和造血式补偿两种方式对湿地生态补偿政策的影响。樊辉（2016）认为两大补偿方式各有利弊，输血式补偿具有补偿主体拥有更大灵活性

的优点，其缺陷是仅以现金和实物补偿难以实现区域生态补偿机制的长效可持续；造血式补偿的优点是通过环保型产业、高水平人才、先进技术等的引进，可提升生态受偿区域长期稳定的可持续发展能力，缺点则是实施难度较大。党丽娟（2018）指出，在以资金补偿为直接补偿方式的同时，还需探索多元化的生态补偿方式，从而建立输血式和造血式双轮驱动的生态补偿长效机制，以带动生态保护区域的经济社会可持续发展。

总体来看，两种补偿方式在具体实施过程中各有特点，本文认为区域生态补偿应采取输血式补偿与造血式补偿并行的多元化生态补偿方式。在主体功能不同的区域，或同一区域的不同发展阶段，对生态补偿方式进行因地制宜地选择或组合，有助于完善区域差异化的生态补偿机制，进而提升区域生态补偿机制的综合效益水平。

1.2.3 生态补偿资金分配研究

作为区域生态补偿量化的核心环节之一，生态补偿资金分配近年来成为学者关注和研究的热点，多数研究从定性角度进行分析与实践应用，而相关定量研究成果较少，且在为数不多的生态补偿资金分配量化研究中，主要是对生态补偿主体客体资金分配额的度量。通过梳理已有研究可知，当前生态补偿资金分配方法主要有熵权法、层次分析法、问卷调查法等。

熵权法可根据指标提供的信息量来定量判断系统中每个参数的相对重要程度，该方法由于具有较高的客观性特征，近年来在生态补偿资金分配量化研究中被广泛使用。高慧忠等（2021）采用熵权法建立了基于跨省断面水量水质和投入效益的生态补偿资金分配模型，并以东江流域跨省生态补偿试点为例，计算得到江西省东江源区水生态保护年补偿量为 31.86 亿元，并按 37.20%、32.20%、30.60% 的比例将补偿资金分配给东江源区寻乌、安远、定南三县。邹晓等（2021）以位于新安江流域上游的黄山市为研究对象，构建了基于熵值理论的生态补偿标准总量分配模型，模型涉及了反映区域水环境、污染控制、经济结构、生产水平、区域人口等因素异质性的一系列指标，以模型为依据对黄山市 7 区（县）的补偿资金分配比例进行了具体测算。

此外，由于某些生态系统具有特殊性而无法获取定量数据，部分学者将熵权

法与层次分析法结合使用,即基于主客观相结合的方法确定用于生态补偿资金分配的指标权重。汪义杰等(2019)以鹤地水库为研究对象,构建了涵盖生态保护贡献度、生态环境资源禀赋和社会经济发展水平等方面的资金分配指标体系,通过熵权—层次分析模型对补偿资金进行了测算与分配。汪远秀(2020)采用层次分析法和熵值法相结合的方法,确定了赤水河流域不同森林生态补偿效益的重要程度和不同经济利益主体在森林各项生态补偿效益中所占的权重,以此为基础对经济主体应承担的补偿资金分摊额度进行了测算。

还有学者采用问卷调查法进行生态补偿资金分配研究。孔德帅等(2016)基于内蒙古490户牧户的样本数据及34个样本村的草场承包数据,对按照面积抑或人口分配草原生态补偿资金的问题进行了调查研究,研究结果表明按照草场承包面积进行补偿资金分配更能确保草原生态补偿机制的生态保护效率。唐萍萍等(2019)通过入户调研等方式,调查研究了汉江水源地的生态补偿资金分配情况以及农户对生态补偿资金分配政策的认知状况。

除以上方法外,个别学者采用其他方式对生态补偿资金分配进行量化研究。朱九龙等(2017)依据不同水源地的水域生态价值及森林、耕地、草地、未利用地提供的水源涵养服务价值的总值占水源区相应服务价值总值的比例对生态补偿资金进行量化分配。胡曾曾(2019)构建了张家口市流域环境经济功能类型分区的评价指标体系,在分区的基础上根据不同类型区的优先等级对不同生态补偿侧重点的分配系数进行了测算。

总体来看,生态补偿资金分配的量化研究需进一步深入与拓展,以往研究主要对生态补偿主客体进行资金分配测算,实际仍是在解决“谁补谁”和“补多少”的问题,而对“如何补”问题并未做具体定量分析。鉴于我国生态补偿资金分配仍存在主观性强、随意性大、重复补偿等问题,对“如何补”环节进行科学度量,确定更为细化的生态补偿资金分配与使用方案,是解决以上问题进而提升生态补偿政策综合效益水平的重要途径。

1.2.4 研究述评

通过文献梳理发现,国内外学者和相关研究机构在生态价值核算、生态补偿机制、生态补偿资金分配方面积累了较为丰富的研究成果,但仍存在不足和进一

步改进的空间，具体包括：

（1）生态价值核算理论与方法体系需进一步完善。首先，鉴于生态价值核算研究学者来自不同领域，对生态价值的内涵和构成持有不同观点，以至于当前有关生态价值核算的概念和计量范围仍未达成共识，亟需遵循相关标准对其进行明确界定。其次，通过梳理常用的生态价值核算方法可以发现，功能价值法虽较为精确，但核算技术复杂、所需数据量较大、估价方法不统一；当量因子法所需数据较少、核算过程较为简便且结果具有可比性，在实际中可对当量因子和价值系数进行修正，以提高方法在不同区域的适用性和精确度。最后，国外在生态价值核算研究方面较为成熟，国内近年来虽在生态系统生产总值核算方面取得一定开创性成果，但符合我国国情的创新性实践应用研究仍需进一步丰富和扩展。

（2）生态补偿机制核心环节的研究有待继续完善。在明确“谁补谁”即生态补偿主客体研究方面，补偿客体较为明确，而补偿主体方面仍以各级政府为主导，未来仍需细化研究，以对补偿主客体做进一步精准识别。在界定“补多少”即生态补偿标准研究方面，由于受到生态系统复杂性、测算方法局限性、补偿范围不确定性等因素影响，学界就生态补偿标准的界定方法仍未统一。在解决“如何补”即生态补偿模式与方式研究方面，当前生态补偿存在资金来源单一、政府财政压力较大等问题，而市场补偿模式可拓宽资金来源渠道，因此应探索构建政府补偿与市场补偿相结合的生态补偿模式，以同时发挥政府监管与市场资源配置作用；生态补偿方式选择方面，现阶段主要包括输血式补偿与造血式补偿两类，不同补偿方式各有利弊，输血式补偿与造血式补偿并行的多元化生态补偿方式在未来有待进一步研究与应用。

（3）生态补偿资金分配与使用的定量研究方法不够科学细化。作为区域生态补偿量化的核心环节之一，生态补偿资金分配与使用成为学者关注和研究的热点。多数研究仅从定性角度进行分析与实践应用，缺乏定量测算，致使现存的生态补偿资金分配与使用方案主观性较强，影响生态补偿政策的效率与效益水平。同时在为数不多的定量研究中，仅围绕生态补偿主客体进行资金分配，主要方法有熵权法、层次分析法、问卷调查法等，而对生态补偿资金在不同领域的细化分配未做具体量化研究。整体来看，运用客观的定量研究方法确定更为细化的生态补偿资金分配与使用方案是当前生态补偿机制研究的重要内容。

1.3 研究目的与内容

1.3.1 研究目的

本文旨在以生态价值核算相关理论和方法为指导,在系统梳理国内外研究进展基础上,以区域生态补偿量化的三大核心环节为研究重点,完善区域生态补偿量化机制以实现生态补偿效益最大化目标。

从理论研究和实证应用出发,本文研究目的主要包括:①遵循国际标准 SEEA2012 中心框架和 SEEA-EA 尝试构建可用于生态补偿目标的生态价值核算理论与方法体系,以为区域生态补偿量化研究提供相应理论基础;②对生态价值核算模型进行修正,以解决传统模型在不同区域的适用性问题;③基于生态价值核算视角,构建合理的生态补偿标准测算模型,以使生态补偿标准更科学、更贴近区域经济发展实际和人们支付意愿,从而提高区域生态补偿标准的可行性;④基于生态补偿综合效益最大化目标,构建区域生态补偿效益评价指标体系,以指标权重为量化依据构建生态补偿资金分配测度模型,以此指导各区域将补偿资金在生态、经济和社会领域做更为细化的分配与有效使用;⑤以黄河上游省区为例,基于生态价值核算对黄河上游各省区的生态净价值、生态补偿标准和补偿资金分配额进行测算,定量研究“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心问题,以期完善黄河上游区域生态补偿机制提供相应数据支撑和决策依据。

1.3.2 研究内容

为完成上述研究目的,本文分八个章节对基于生态价值核算的区域生态补偿量化进行了深入系统的理论研究和实证应用。具体研究内容如下:

第一章为绪论。本章对全文选题背景进行详细分析与阐述,以研究背景为基础明确本文的研究意义与研究目的;对生态价值核算、生态补偿机制、生态补偿资金分配的国内外相关研究进行综述;在明晰本文研究目的与研究内容的基础上,确定本文所使用的研究方法与技术路线,并对研究创新点进行总结与概括。

第二章为相关概念与理论基础。参照国际通用标准 SEEA2012 中心框架及联合国于 2021 年最新颁布的 SEEA-EA,结合相关文献资料,对生态价值和生态补

偿相关概念进行科学界定；分别对生态价值核算、区域生态补偿和生态补偿资金分配相关理论进行详细梳理与分析，为本文构建区域生态补偿量化框架提供科学完善的理论支撑。

第三章为基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架。基于第二章相关概念与理论基础分析，本章首先提出区域生态补偿量化的总体思路；其次以解决“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大问题为导向，围绕补偿主客体、补偿标准、补偿模式和方式等生态补偿核心要素展开详细剖析；最后基于总体思路与各要素分析结果，构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架，以为各环节具体量化方法选择和模型构建奠定重要的理论基础。

第四章为基于生态价值核算的区域生态补偿量化方法与模型。依据第三章基于生态价值核算的区域生态补偿量化框架，本章首先对生态价值的计量范围和核算方法进行界定和选择，在考虑区域适用性的基础上对传统生态价值核算模型进行修正与改进；其次界定区域生态补偿核算范围，根据第三章量化思路明确本文生态补偿标准的具体量化方法，以此为基础构建基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型；最后基于区域生态补偿效益评价指标体系，选择客观的测度方法，构建科学细化的生态补偿资金分配测度模型。

第五章为黄河上游省区生态价值核算及分析。本章首先对黄河上游省区的区域概况进行分析；其次以改进的生态价值核算模型为基础，对黄河上游省区 2000—2019 年生态价值进行时空评估，详细分析各地类、各单项服务功能生态价值的动态变化情况和空间分布特征；最后基于生态价值核算结果，进一步测算分析黄河上游整体区域及各省区生态经济协调发展情况。以此为黄河上游区域生态保护和高质量发展提供决策依据，并为后续生态补偿三大核心环节的量化研究奠定重要的数据基础。

第六章为黄河上游省区生态补偿标准测算与分析。本章首先对各省区生态补偿现状进行概括，并对当前存在的问题进行分析与总结；其次核算可纳入补偿范围的生态系统服务正向价值及源于环境污染和资源消耗的生态系统服务负向价值，进而对 2000—2019 年各省区生态净价值进行核算，并根据核算结果对补偿主客体进行识别，即解决“谁补偿”和“补偿谁”问题；最后基于生态净价值核算结果，结合各省区社会发展阶段和财政支付能力因素计算生态补偿系数，依据

第四章生态补偿标准测算模型对黄河上游各省区生态补偿标准和补偿优先级进行测算与分析，以此为解决黄河上游区域生态补偿“补多少”问题提供方法借鉴和参考，并为后续各省区生态补偿资金分配量化研究提供数据基础。

第七章为黄河上游省区生态补偿资金分配与使用量化研究。本章首先对黄河上游各省区生态补偿资金分配与使用现状进行概括；其次依据第四章构建的生态补偿资金分配测度模型，对黄河上游省区在生态、经济和社会三大领域的生态补偿资金分配额进行测度；最后结合测度结果，提出黄河上游区域生态补偿资金有效使用的对策建议。以此为解决“如何补”问题进而实现区域生态补偿效益最大化目标提供决策依据。

第八章为结论与展望。本章对全文重要结论进行概括总结，归纳现阶段研究不足并对后续研究进行展望。

1.4 研究方法与研究框架

1.4.1 研究方法

本文以生态价值核算为出发点，对区域生态补偿三大核心环节的量化进行系统研究，以期完善区域生态补偿机制提供完整的量化思路与理论支撑。主要研究方法如下：

(1) 文献研究法。围绕本文研究目标，收集、整理与分析有关生态价值核算、生态补偿机制以及生态补偿资金分配三方面的文献资料，对明确生态价值概念与计量范围、界定生态补偿概念与核算范围、识别生态补偿主客体、测算生态补偿标准、选择生态补偿模式与方式等以往研究进行系统梳理与分析，深入了解各方面研究进展并概括以往研究不足，以此为基础确定本文的研究切入点，为形成全文的研究框架及研究思路提供依据。

(2) 理论分析法。本文以生态价值核算为研究起点，首先以国际通用标准和相关理论为依据，对生态价值概念和计量范围进行详细剖析与明确界定；其次结合区域生态补偿相关理论，在生态价值核算理论与方法体系的基础上明确区域生态补偿的核算范围、核算方法等；最后基于生态补偿资金分配相关理论的分析，结合本文研究目标，提出区域生态补偿资金分配与使用的量化思路。通过以上三

方面的系统性研究,构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架,以为解决区域生态补偿主客体识别、生态补偿标准测算以及生态补偿资金分配与使用三大核心问题提供理论与方法指导。

(3) 实证分析法。①当量因子法。结合对常用生态价值核算方法的对比分析,本文选取当量因子法对黄河上游省区生态价值进行核算,同时对基于全国尺度的生态价值核算模型进行当量因子和价值系数修正,以提高方法和模型在不同区域的适用性。另外,本文在生态补偿标准量化研究中亦选取当量因子法对可纳入补偿范围的生态系统服务正向价值进行核算。②功能价值法。在核算源于环境污染和资源消耗的生态系统服务负向价值时,采用功能价值法对黄河上游省区废水排放、废气排放、固体废物排放和化肥环境污染的负向价值进行核算。③替代成本法。采用替代成本法对黄河上游省区水资源消耗负向价值进行核算。④客观熵权法。基于区域生态补偿效益最大化目标,本文选择客观熵权法对生态补偿效益水平影响因素的指标权重进行计算,以此为量化依据对黄河上游各省区在生态、经济和社会三大领域的具体补偿资金分配额进行测度,以指导不同领域补偿资金的细化分配与有效使用。

1.4.2 研究框架

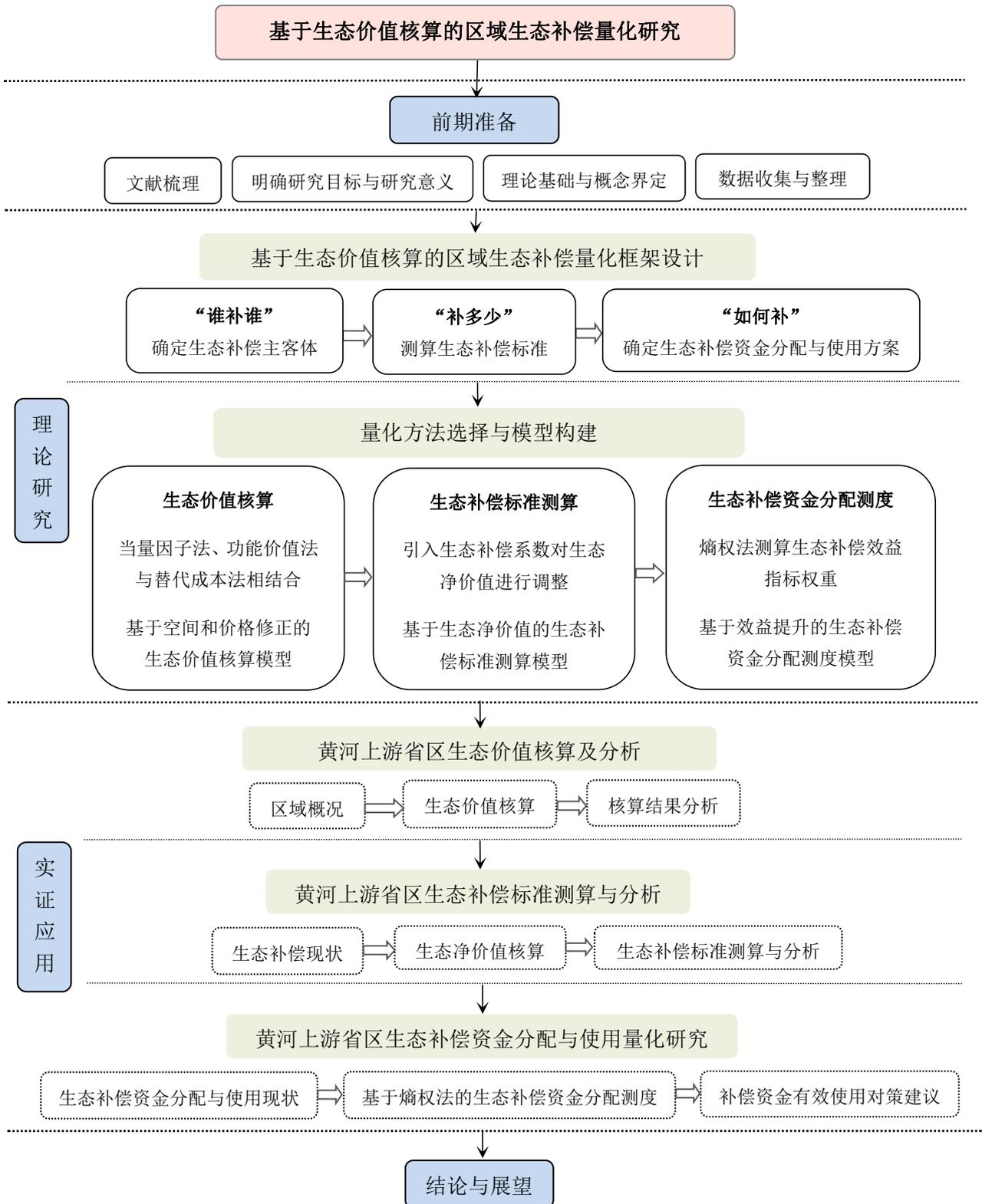


图 1.1 研究框架

1.5 研究创新点

本文在以往研究基础上,基于生态价值核算视角对区域生态补偿进行理论与实证应用,对区域生态补偿量化环节进行完善与拓展,以提升生态补偿机制在生态、经济和社会领域的综合效益水平,实现生态环境保护与社会经济高质量协调发展。本文的研究创新点主要为以下三个方面:

(1) 构建了以“生态价值核算—生态补偿标准界定—生态补偿资金分配”为研究路线的区域生态补偿量化机制。从生态补偿机制核心环节来看,当前有关生态补偿的量化研究仍不完整,多数研究仅对补偿标准的测算进行理论与方法探讨,对后续环节补偿资金如何分配鲜有研究。而补偿资金的科学分配和使用将直接决定生态补偿模式与方式的合理化选择,是促进区域生态补偿综合效益水平发挥的关键环节。因此,本文以生态价值核算为研究起点,构建以三大核心问题为导向的区域生态补偿量化机制,为解决“谁补谁”、“补多少”和“如何补”问题提供完整的量化思路与理论支撑。

(2) 基于 SEEA-EA 视角确定了区域生态补偿标准核算范围与测算方法。生态补偿标准的高低将决定其在理论层面的科学合理性和现实层面的可操作性。当前生态补偿标准测算方法中,涵盖范围较全面的为生态价值核算理论与方法体系。然而以往的生态价值核算研究仍存在概念模糊、表述混乱、计量范围不一致等问题,有必要以相关国际标准为依据进行梳理与统一。故本文遵循国际通用标准 SEEA2012 中心框架及联合国于 2021 年最新颁布的 SEEA-EA,对生态价值概念、计量范围等统计规范问题进行深入探讨与分析,并以此为基础明确生态补偿标准核算范围与方法。

(3) 基于生态补偿效益评价指标体系对补偿资金分配与使用进行了量化研究。以往研究重点主要是补偿资金在不同主客体之间的分配,而对补偿资金在不同领域的细化分配与使用却少有研究。本文以提升生态补偿综合效益水平为目标,通过构建区域生态补偿效益评价指标体系确定效益水平影响因素的指标权重,以此为依据将区域生态补偿资金在生态、经济和社会三大领域做更为精准细化的分配,量化结果可用于指导各区域通过多部门联动对生态补偿资金进行有效使用,进而实现区域生态补偿机制发挥长效可持续作用。该量化方法为制定生态补偿资金分配与使用方案提供了新视角与新思路。

2 相关概念与理论基础

对基于生态价值核算的区域生态补偿核心环节进行量化研究,有必要梳理并明确有关生态价值和生态补偿的概念和理论基础,以为第3章区域生态补偿量化理论框架的建立提供依据,并为第4章生态补偿量化方法选择和模型构建提供充分的理论支撑。

2.1 相关概念

2.1.1 生态价值

随着国民经济核算体系 SNA 和环境经济核算体系 SEEA 的发展和修订,生态价值的内涵逐渐由抽象到具体,其核算视角为生态系统,也就是环境经济核算体系中广义的环境资产。SNA1993 最早将环境资产纳入核算范畴,为与 SNA 核算原则保持一致,SNA1993 仅对环境资产的经济价值进行讨论与核算。同年,联合国颁布了 SNA 卫星账户即环境经济核算体系 SEEA,用于考察经济系统与自然环境之间的相互作用。SEEA1993 使用的是自然资源概念,在 SNA1993 的基础上将核算范围扩展至效益更为广泛的生态系统。随后,联合国于 2000 年和 2003 年先后对 SEEA 进行修订,SEEA2003 在概念表述方面进行了统一,用“环境资产”替换了“自然资源”,但对环境资产的定义未作正式界定。随后在 SNA2008 基础上,联合国、欧盟委员会等国际组织对 SEEA2003 进一步修订,并于 2014 年联合发布了首个环境经济核算的国际标准即 SEEA2012 中心框架。SEEA2012 中心框架正式对环境资产概念进行了界定,并将其核算范围确定为被经济体利用的各单项自然资源、培育性生物资源和土地。与此相匹配,联合国于 2014 年发布了 SEEA-EEA,核算对象聚焦到生态系统,对生态资产和生态系统服务的概念进行明确界定,同时对价值型生态系统服务展开了探索性核算。结合近年来有关核算理论和核算方法的深入研究及各国实践,联合国于 2021 年 3 月公开发布了生态系统核算体系 SEEA-EA,并于同年 9 月颁布了最新修订版,其中对生态价值相关概念、计量范围、核算框架、具体核算方法等内容进行了进一步补充与完善。生态价值相关概念和计量范围的形成脉络梳理如图 2.1。

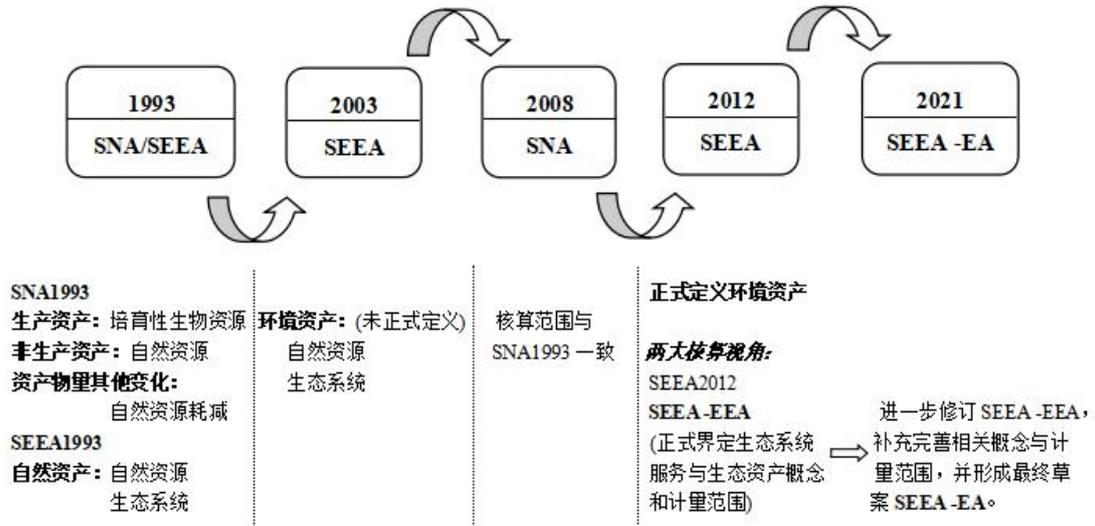


图 2.1 相关概念和计量范围形成脉络

通过梳理已有研究发现，部分学者在生态价值核算研究时出现诸如“生态资产价值”、“生态系统服务价值”、“生态资源价值”等不同概念表述，进而影响生态价值核算理论体系的统一构建，因此有必要参照国际通用标准厘清概念不明晰、计量范围不一致等问题。基于此，本文参照联合国于 2021 年最新颁布的 SEEA-EA，对生态价值相关概念进行剖析与讨论，以为界定其概念和计量范围奠定相应基础。

SEEA-EA 指出，生态系统核算框架包括生态资产和生态系统服务。生态资产指一种特定生态系统类型的连续空间，其特征是一组独特的生物和非生物成分及其相互作用；生态系统服务指生态系统对经济体和人类其他活动所获利益的贡献。其中，生态系统服务是由单一生态资产或多个生态资产所提供的，即生态资产是生态系统服务的生产单位。同时，生态价值核算的普遍研究目标是：通过核算生态系统为经济体和其他人类活动提供的一系列产品和服务总值，衡量生态系统与经济社会之间的相互作用，以期为一国或某一区域生态环境保护政策等提供相应决策依据。因此在上述研究目标下，使用“生态系统服务价值”概念表述更为准确（本文将其简称为“生态价值”）。另外，“资源”是 SEEA2012 中心框架的核算重点，仅考虑经济体使用各类自然资源所获得的收益，其核算范围仍在 SNA 生产边界以内，而生态价值核算范围还包括 SNA 以外更广泛的生态系统服务。基于上述讨论，本文认为在生态价值核算时使用“资产”和“资源”的概念表述是不准确或不全面的，应以生态系统为经济体和人类生活所提供的最终生态

系统服务作为核算内容。依据 SEEA-EA 对相关内容的界定，生态价值核算范围包括供应服务、调节服务和文化服务三类。其中，供应服务价值和文化服务价值可以市场价格为依据进行估算，为生态系统的直接使用价值，而不具有实际交易市场的调节服务价值属于生态系统服务功能的间接使用价值。

由此可以界定，生态价值即生态系统服务价值，是生态系统为经济体和人类其他活动提供最终服务的直接使用价值和间接使用价值之和。需要强调的是，在应用于具体政策如生态补偿政策中的补偿标准测算时，核算范围不仅包括生态价值，还应涉及人类生产生活反过来对生态环境产生的各种影响。

2.1.2 生态补偿

最初的生态补偿概念为自然生态补偿，主要指不需要人类活动参与的自然生态系统自我调节和自我恢复过程。从 20 世纪 80 年代中期开始，人们从经济学视角探讨生态补偿，逐渐形成了损害赔偿说、受益补偿说，以及综合损害者赔偿和受益者补偿的双向补偿说（郭峰，2008）。近年来生态补偿问题受国内外学者普遍关注，生态补偿试点应用逐渐增加，在多学科交叉领域已成为研究热点。

生态补偿与国际上通用的概念 PES（Payment for Ecosystem Services，生态系统服务付费）类似，较为经典的 PES 概念是由 Wunder 所界定，他认为 PES 是在至少一个购买者和一个提供者之间就某种生态系统服务进行的自愿交易，前提是提供者能够确保生态系统服务的供给（Wunder S，2005）。然而在实际中，由于生态系统服务具有较强的外部性特征，部分生态系统服务类型如调节服务并不存在实际交易市场。因此，Muradian 将传统的生态补偿概念重新界定为：“生态补偿指在自然资源管理过程中，为使个人或集体的土地利用决策与社会利益达成一致，在社会成员之间所进行的资源分配制度”。以上定义相较生态补偿的经济激励作用，更加强调生态资源的公平与合理分配（Farley J，Costanza R，2010）。

当前国内关于生态补偿概念的界定尚未统一，不同领域学者基于不同研究视角和目标对生态补偿概念进行界定，在理解和表述上存在一定差异（吴健等，2018）。毛显强等（2002）提出生态补偿是通过对损害（或保护）生态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），最

终达到保护生态环境目的的一种经济手段。吕忠梅（2003）指出，生态补偿有狭义和广义之分，狭义生态补偿指对于人类活动带来的生态破坏和环境污染进行的补偿、治理等一系列活动的总称；广义生态补偿是在前者补偿范围的基础上，增加了对因生态保护而丧失经济发展机会的区域内居民提供的生态补偿。王金南等（2006）认为生态补偿的内涵包括狭义、中义和广义三个层次。狭义生态补偿指生态服务付费，即对应国际主流的生态补偿概念；中义生态补偿是在生态服务付费的基础上，增加生态破坏恢复的内容，并构成生态补偿政策的核心；广义生态补偿则泛指有利于生态环境保护的一切经济手段，不仅包括生态环境成本内部化手段，也包括与自然地域环境相关的区域协调发展政策。

结合生态补偿相关理论研究和文献梳理，本文认为，生态补偿是以保护生态环境为目的，基于生态价值、生态保护和修复成本等，综合运用政府行政手段和市场运行机制，对生态保护和经济发展相关参与主体利益关系进行调节的一种制度安排。区域生态补偿则指在有限空间范围内的生态补偿，该空间范围一般为行政区域或具备特殊属性的自然区域（自然保护区、重点生态功能区或流域上下游地区等）。在实际中，区域生态补偿具体表现为生态受益区域对提供生态系统服务区域的补偿。

2.2 理论基础

2.2.1 生态价值核算理论

本文以国际通用标准 SEEA2012 中心框架及联合国于 2021 年最新颁布的 SEEA-EA 为参考，对基于生态价值核算的区域生态补偿三大核心环节的量化问题进行理论研究和实证应用。因此有必要对 SEEA2012 中心框架和 SEEA-EA 相关内容做详细介绍与阐述，并对生态价值核算所涉及的价值理论做系统梳理与分析，以为本文生态价值计量范围和生态补偿核算范围的界定，以及区域生态补偿三大核心环节量化方法的合理选择与模型构建提供重要的理论基础。

2.2.1.1 SEEA2012 中心框架与 SEEA-EA

（1）SEEA2012 中心框架

环境经济核算体系 SEEA2012 中心框架是一个多用途概念框架，用来描述经

济与环境之间的相互作用。SEEA2012 中心框架延用了国民账户体系的核算概念、结构、规则和原则。具体而言，环境经济核算包括编制实物型供应使用表、功能账户（如环境保护支出账户）和针对环境资产的资产账户。对涉及经济和环境的信息进行整合需要采用跨学科的方法。中心框架将有关水、矿产、能源、木材、鱼类、土壤、土地和生态系统、污染和废物、生产、消费和积累的信息放在一个单一核算体系中，同时为上述每个领域设计了具体而详细的测算方法，这些方法均被整合到中心框架中，为不同研究目标提供了一套综合全面的视角。此外，中心框架将 SNA 的一套核算概念、结构、规则和原则应用于环境信息，由此能够将环境信息（一般为实物单位）和经济信息（一般为货币单位）整合到单一框架之中，其优势就在于它能够从实物和价值两方面一致对信息进行展示。从价值方面看，SEEA2012 中心框架和 SNA 的资产范围相同，只有根据 SNA 估价原则且具有经济价值的资产，包括自然资源和土地，才能被纳入中心框架中。

SEEA 是一种多用途系统，可以以不同方式与政策制定、评估和决策相关联。首先，概要信息（以总量和指标形式提供）可以应用于决策者重点关注的环境问题和领域。其次，涉及环境变化某些关键动因的详细信息可用于增进人们对政策问题的理解。再次，SEEA 中的相关数据可用于模型和情境分析，以评估国家内部、国家之间和全球层面不同政策设想对国家和国际经济环境的影响。SEEA 数据对政策制定和决策过程的用处可以在各具体领域显现出来，如能源和水资源管理；消费和生产模式及其对环境的影响；以及绿色经济和与推行环保政策有关的经济活动。受惠最广泛的是与可持续发展有关的政策制定，本文区域生态补偿的相关问题研究就是该领域重要议题之一。

（2）SEEA-EA

环境经济核算体系—生态系统核算（SEEA-EA）是一个基于空间的综合统计框架，用于组织有关生态系统的生物物理信息。该框架主要对生态系统服务进行测量，记录生态系统范围和状况的变化，同时对生态系统服务和生态系统资产进行评估，并将这些信息用于探讨生态和经济及人类活动的关系。SEEA-EA 的发展是为了应对一系列生态环境问题和相关政策要求，重点是使生态系统对经济和人类活动的贡献清晰可见（邱琼，2023）。

SEEA-EA 和 SNA 之间的一个关键区别在于对生态系统服务的度量。在 SNA 中，这些流量被认为是在生产边界之外的，而生产边界建立了一套商品和服务，它们是衡量产出、附加值和国内生产总值的重点（图 2.2）。因此，通过生态系统核算从实物和价值两方面衡量生态系统服务，提供了补充基于 SNA 生产边界的产出估计方法。此外，SEEA-EA 补充了 SEEA2012 中心框架中有关环境和经济之间关系的测量内容（联合国等，2014）。中心框架和 SEEA-EA 根据核算原则对与环境有关的实物和货币度量进行整合，允许与来自国民账户的数据进行比较，并对 SNA 进行相关内容补充。

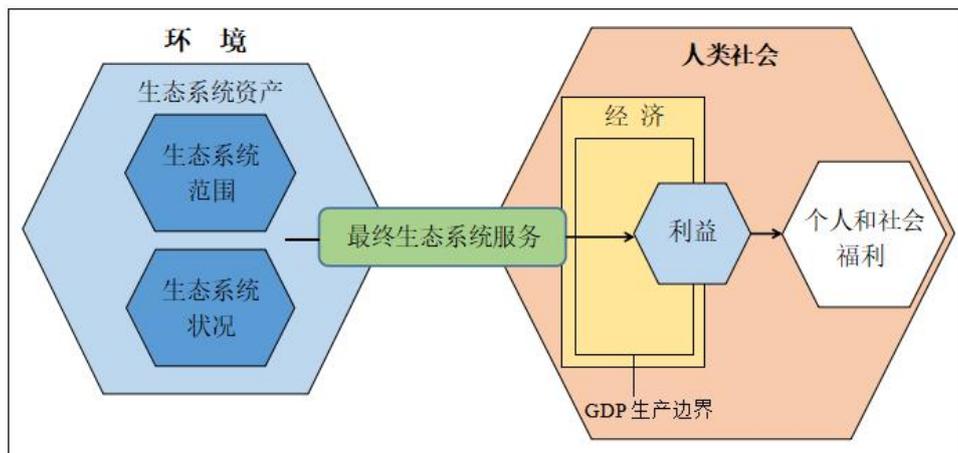


图 2.2 生态系统核算一般框架

应用于生态系统核算的存量和流量记录原则，可用于组织实物型和价值型数据。对于其中的价值型条目，SEEA-EA 采用了交换价值的概念，其中生态系统服务和生态系统资产以它们在市场上或将在市场上交换的价格进行估值。从广义来说，SEEA-EA 普遍关注以人类为中心的价值，而度量的重点通常为使用价值，一方面源于使用价值容易被量化，另一方面从货币估值角度来看，使用价值也最容易被反映在价值型条目中。此外，SEEA-EA 提出在更广泛的与环境有关的货币估值领域中，估值的重点通常是衡量生态系统对经济体和人类生活的影响。例如，关于改善公园和减少污染对人类健康的影响，或关于土壤肥力降低对农场收入的影响等。而其中特别强调，对积极和消极影响的评价是制定具体政策选择和政策设置、项目评价和激励设计的一项重要要求，而这种评价分析可以用来自一组基于交换价值的生态系统核算数据来补充。这也为本文的核算思路提供了重要依据，即基于生态系统服务价值、资源消耗和环境污染负面影响，对用于界定生

态补偿标准的生态净价值进行核算,可为构建生态补偿量化机制提供科学的理论和方法基础。

2.2.1.2 相关价值理论

鉴于研究专家来自不同学科领域,学界对生态价值核算的理论来源持有不同观点。本文通过梳理与分析主流的生态价值理论,尝试构建可用于生态补偿研究的价值核算理论体系,以期为基于生态价值核算的区域生态补偿量化机制研究提供重要的理论指导。

劳动价值论。马克思主义劳动价值论指出,一切商品价值都由人的劳动所创造。有学者从劳动力参与视角论证生态系统的价值内涵。葛京凤等(2004)认为,生态系统凝结着开发利用生态资源和保护环境的人类劳动,因此其具有价值。额尔敦扎布等(2006)认为,人们需要将人类劳动投入到生态环境资源的再生产过程中,以保证自然生态系统的功能具备可持续性。综上所述,劳动价值论主张生态系统的价值由人类劳动所创造。然而根据 SEEA-EA 的描述,生态系统服务是生态系统本身对经济体和人类生活的贡献,其形成过程并不包含人类劳动,因此该理论并不能从根本上对生态系统内在的固有价值进行界定。本文认为,该理论可作为生态系统供应服务提供的物质性产品、生态环境保护与修复过程中附加的人力资本投入等价值核算的理论基础。

效用价值论。最早明确表述效用价值观点的是英国早期经济学家 N.Berben (1640—1698),他指出一切物品的价值都来自它们的效用,无用之物,便无价值。意大利经济学家 F.Galiani (1728—1787)指出,价值取决于交易者对商品效用的估价,或者说由商品的效用和稀缺性所决定(余章宝,2007)。有学者从生态系统具有满足人类需要的功能和效用角度出发,对生态系统固有价值进行讨论与界定。李金昌(1992)指出,生态环境的固有价值体现在其能够为经济体及人类其他活动提供有形的物质性产品和无形的舒适性服务。梅林海等(2012)以效用价值论和供求论为论证依据,认为生态产品和部分生态服务的估价会随着实际中的数量变动而变化,其价格将由生态系统的供给量和人类生产生活的需求量共同决定。结合以往研究,本文认为效用价值论有效解释了生态系统的固有价值,可作为核算生态系统使用价值的重要理论基础,尤其对无实际观测市场的调节服务,效用价值论是对其进行科学核算的重要理论依据。

生态价值论。劳动价值论和效用价值论以生态系统所具有的经济价值或市场交换价值作为讨论重点，然而要全面理解并界定生态价值内涵，还需从更为广泛的生态环境层面进行剖析与研究。生态价值理论是生态文明建设的价值论基础，主要指处理生态与人类之间关系的价值观，其表现形式有生态经济价值、生态伦理价值和生态功能价值三个方面。该理论指出，生态价值包括人类对生态环境满足其需要和发展过程中的经济认识、人类在处理与生态环境关系上的伦理认识，以及生态系统作为独立于人类而独立存在的系统功能（袁建明，2000）。有学者从多元化视角论证生态价值。李勇强（2014）指出，生态价值论既主张生态系统为人类提供的经济价值，又重视其生态价值与精神层面的文化价值，该理论是具备复合性特征的多元化价值理论。基于已有研究，本文认为生态价值论从广义视角对生态系统的固有价值进行了阐释，该理论对构建完善的生态价值核算理论体系起到重要的补充作用。

“两山”理论。2005年8月，时任浙江省委书记的习近平同志在浙江湖州安吉考察时，首次提出了“两山”理论即“绿水青山就是金山银山”的科学论断。2021年10月，习近平总书记在《生物多样性公约》第十五次缔约方大会领导人峰会视频讲话中提出：“绿水青山就是金山银山。良好生态环境既是自然财富，也是经济财富，关系经济社会发展潜力和后劲”。“两山”重要思想充分体现了马克思主义的辩证观点，系统剖析了生态系统与经济体在发展过程中的相互关系，深刻揭示了经济社会的基本发展规律（王健和汪娇，2023）。自“两山”科学论断提出以来，“两山”理论的核心思想在学术界备受关注。李仙娥等（2017）认为，该理论主张保护自然就是使自然增值的过程，是对生态环境保护与经济社会发展辩证关系的科学把握。本文认为该理论的核心思想是，通过生态保护与修复提升生态系统在未来持续提供服务的能力，以实现生态价值向经济价值的有效转化，该理论可为本文生态补偿政策目标的生态价值核算提供相应理论依据。

本文结合生态价值核算相关概念和核算范围的讨论，以及上述主要价值理论的系统梳理与分析，尝试构建了一套可用于特定政策目标如生态补偿的生态价值核算理论体系，以期为区域生态补偿量化研究提供重要的理论依据。本文构建的生态价值核算理论体系如表 2.1 所示。

表 2.1 生态价值核算理论体系

价值类型	核算范围	市场化程度	理论基础
使用价值	直接使用价值：供应服务	存在实际交易市场	效用价值论、供求论
	间接使用价值： 调节服务、文化服务	存在替代市场或 不存在实际市场	效用价值论、生态价值论
附加值	供应物质性产品、生态环境 保护与修复等的人力投入	存在实际市场或 依靠政府转移支付等	劳动价值论、“两山”理论

综上所述，生态系统为经济体和人类其他活动提供的产品和服务为生态系统的固有价值提供了充分的论证依据。由于研究学者来自不同学科领域，对生态价值内涵的理解尚未达成共识，部分研究甚至存在将人类劳动力价值和生态系统本身固有价值混淆的问题。结合 SEEA2012 中心框架和 SEEA-EA 对相关概念和计量范围的描述，生态系统服务是生态系统本身对经济体和人类生活所提供的贡献，其价值并不包含人类劳动。在核算生态价值尤其供应服务价值时，若直接以生态物质产品的市场价格为核算依据，会因其中包含人员工资、物流运输费用等成本而高估该部分价值核算结果。为方便计量，可将供应服务提供的物质性产品，以及生态环境保护与修复等过程中的人力资本投入作为生态价值核算框架的附加值，以用于特定政策目标如生态补偿标准的量化研究。

此外，本文认为各类生态价值需由不同理论基础解释与补充。对于存在实际交易市场的供应服务，可以效用价值论和供求论为理论依据对其进行评估与核算；对于存在替代市场或不存在实际可观测市场的调节服务和文化服务，效用价值论和生态价值论是其核算的主要理论基础；在特定政策目标如生态补偿标准研究时，除核算生态系统为人类提供的生态价值外，还需考虑人类活动反过来对生态系统带来的影响，此时劳动价值论、“两山”理论是计量该部分价值的重要理论依据。

2.2.2 区域生态补偿理论

2.2.2.1 外部性理论

外部性概念来源于马歇尔 1890 年发表的《经济学原理》中提出的“外部经济”概念，他指出某一组织的行为会对另一组织产生影响，带来的影响既可以是积极的正面的，也可以是消极的负面的。道格拉斯认为，外部性即第三方在未获得同意的情况下就需要承担额外费用或获得额外收益。萨缪尔森认为，外部性指

其他组织无论在自身生产行为方面，还是在消费行为方面，被迫必须负担的非弥补性利益，或者非可弥补性成本。不同学者对外部性定义有不同认识，总体可概括为，外部性指一个市场主体的行为对其它主体造成的正面或负面影响。

一般将外部性分为正外部性和负外部性两类。Pigou（1920）指出，当社会发展边际成本收益偏移个人边际成本收益时，市场经济体制就无法充分发挥作用，则必然要求政府部门介入来处理市场失灵问题。此时，应对正外部性进行补助，对负外部性实施处罚，以使外部性内部化，从而达到帕累托最优水平。从生态环境角度来看，正外部性表示受到生态环境保护的来自外部的经济利益，是由他人共同所有并享受的；而负外部性表示由于生态环境遭受破坏而产生的来自外部的负担，其带来的损失同样由他人共同分担。

由外部性理论可知，补偿行为主体通过生态补偿体制处理生态环境保护的“不公平性”（李国平等，2016）。根据外部性对生态服务供应者进行生态补偿，激励其提高生态产品的供给能力；同时对具备外部不经济的污染者使用收取税款、处罚等方式，确保区域生态环境和社会经济的可持续发展。本文认为，依据外部性理论实施区域生态补偿可有效平衡由于生态环境保护而产生的外部性问题，促进区域间协同发展，进而实现区域生态共建共治共享局面。

2.2.2.2 公共物品理论

政治经济学理论提出，公共物品指每个人都能参加消费，但不会造成他人消费降低的商品或服务。公共物品一般具备两类特征：一是权益的非排他性；二是消费的非竞争性。奥地利和意大利学者对政府在市场经济运行中的合理性和互补性进行了论证，并形成了公共物品理论。这一理论后经萨缪尔森等经济学家的的发展逐步成熟并被各领域广泛应用。公共物品理论的主要思想是，在提供公共物品时，个人会存在自私行为。从生态环境视角来看，生态服务在一定程度上属于公共产品，而公共产品所具有的非竞争性与非排他性，容易使生态服务被过度消费，并出现“搭便车”问题，最终导致集体利益受到损害（吴中全，2022）。

区域内的生态系统服务和生态产品可以定义为准公共物品。从排他性角度分析，区域内的生态系统服务或生态资源无法排除他人的使用，具有排他性。从竞争性角度分析，在一定时期内，区域生态环境的自净能力是有限的，当部分经济主体过度使用生态产品如水资源时，会明显影响其他经济主体的使用效益，此时

生态系统服务和生态产品具有竞争性特征。而生态补偿机制的构建与实施可较好的协调上述排他性和竞争性问题,通过对生态系统服务中受益方和受损方的利益边界及收益、受损程度进行合理量化,促使受益者付费,进而形成一种有效激励,以弥补公共物品供给中市场的缺位。

基于以上分析,公共物品理论为区域生态补偿提供了重要的理论支撑。本文基于公共物品理论,通过量化区域提供或享有的准公共产品价值即生态价值,确定生态补偿主体和生态受偿客体,并进一步界定生态补偿标准和不同领域补偿资金的具体分配额,为构建区域生态补偿量化框架提供相应理论依据。

2.2.2.3 可持续发展理论

“可持续发展”一词最早于 1980 年出现在由国际性自然及生态资源维护同盟(IUCN)建立并出版发行的《世界自然保护大纲》中。由于可持续发展理念最早开始于生物学范畴,当它被应用到更普遍的社会经济学领域时,学界对该理论的理解存在一定误差。联合国组织于 1987 年公布的可持续发展蓝本《我们共同的未来》中对可持续发展内涵有所阐释,即“可持续发展是指既能满足当代人需求,又不会危害后代人满足其自身需求的发展趋势。”该内涵包含三个方面的内容:第一是发展,即可可持续发展的最终目标是实现人类福祉和生活水平的提升;第二是代际公平,即应将经济发展控制在生态环境承载能力范围内,不能仅为追求当代经济社会发展而损害后代发展所需要的生态资源禀赋;第三是多方位,即注重生态环境、经济和社会三者之间的协调高质量发展,从多方位视角实现长效可持续发展。

在可持续发展理论的实际应用中,经济学家注重事后赔偿,生物学家则坚持事先预防。矛盾的根本原因在于来自不同领域的专家学者对自然资本与其它资本之间的可替代性存在差异理解。有学者指出,全部资本(包含自然资本和人力资源资本等)都可互相取代。另有学者指出生态环境是不可替代的,由于某些生态系统或自然资源被毁坏后难以修复,因此“先污染,后治理”是不可行的。而区域生态补偿的总体目标是保护和改善生态环境,使区域发展维持在生态系统的承载范围以内,进而达到社会经济发展的可持续性。因此本文认为,可持续发展理论作为人类发展战略规划的指导方针,为实现区域生态补偿总体目标奠定了重要的理论基础。

2.2.2.4 博弈理论

博弈理论又被称为对策论，是运筹学的一个重要学科。该理论的思想是利益相关者在一定游戏规则下，基于自己所处的环境和所掌握的信息，通过变换策略以实现利益最大化和成本最小化目标，可较好的分析出各利益主体实现纳什均衡时所确定的最优策略，是定量研究的重要方法之一。一般情况下，在应用博弈论分析问题，博弈过程中的基本要素包括参与人、信息、行动、收益、均衡和结果，该理论假设每个参与主体都是完全理性且独立的，每个参与人都会基于自身所获取的信息，从自身利益最大化出发，做出利于自己的决策和行动，且各主体间的行动与选择又会相互影响与制约（Ouyang Z Y 等，2016）。因此，每个参与主体都需要考虑其做出的决策与其他主体决策之间的关系，进而通过不同决策的组合，最终做出最佳理性选择策略。一般把博弈论分为数理博弈论和演化博弈论两大流派。数理博弈论是在新古典经济学的基础上增加了经济行为主体的互动，使模型更加贴近现实，但数理博弈论仍然未跳出新古典经济学框架，即在运用数理博弈论建立模型时，对各种影响关系做出的假设往往不切合实际，并且高度抽象化。演化博弈论摒弃了新古典经济学一贯的完全理性假设，对群体的选择过程进行模拟和分析，该理论当前已被经济学、生态经济学等领域广泛使用。

总体来看，保护生态环境需要通过有效的监管和一定的约束机制来实现，构建区域生态补偿机制是保护区域生态环境、协调不同利益相关者行为的重要手段。在博弈过程中，各个参与主体都会基于自身利益最大化目标，不断进行讨价还价并寻求最优策略。当各利益主体通过博弈达到均衡状态时，各级政府、市场及社会作为生态受益者承担补偿支付责任，生态保护区域的集体、农户等作为受偿主体接受补偿并承担生态环境保护义务。因此本文认为，运用博弈理论分析区域生态补偿中利益相关主体的行为策略，有助于掌握补偿主客体参与区域生态保护的决策状态，进而为区域生态补偿机制的顺利实施提供理论依据。

2.2.3 生态补偿资金分配理论

2.2.3.1 区域分工理论

区域分工理论是运用国际贸易分工来研究区域经济分工的理论。该理论指出，由于各区域资源禀赋和诸多条件的差异，若投入同样劳动和生产同样产品，

其生产成本和经济效益会存在较大差别。因此应充分利用本区域的有利条件和比较优势，开展合理的区域分工，以提高生产效率进而实现经济效益最大化目标。各区域间的经济关系是多样性的，其中区域分工是最常见的区域经济空间组织方式之一。形成区域分工的原因有两点：一是不同地理位置拥有的资源禀赋不同；二是各区域间的经济效益权衡比重不同。该理论不仅是区域经济空间组织的展现形态，还是区域经济学针对当前区域关系进行研究的重要理论依据。区域分工相关理论一致认为，若分工合理且适当，则可有效提高生态、经济或社会资源在地理空间的配置利用率。区域分工的利益需要通过区域间贸易来实现。而对生态保护区域而言，由于生态产品一般无实际交易市场，因此区域无法依靠生态产品从区域间贸易中获得利益，进而难以实现生态保护区域的可持续发展。针对此类问题，需要借助相关政策或市场机制来有效解决。而构建区域生态补偿机制可有效解决生态产品外部性问题，也是实现区域间生态与经济协调发展的重要手段。

在区域生态补偿机制构建中，假设区域是封闭系统，区域内部可进行区际贸易和分工合作，区域分工与合作的比较优势理论可以很好地解释在区域内实施生态补偿并进行补偿资金分配的必要性。首先，生态价值外溢的区域与生态价值亏欠的区域之间进行区域分工，可以促进区域与区域间的生态产品和物质资料合理流动；其次，对生态保护区域即生态受偿方而言，将生态补偿资金在不同领域进行精准细化的分配，并进行多部门分工和联动，可促进区域生态补偿综合效益水平的有效提升。由此可知，区域生态补偿是保证生态保护区通过区域分工获取经济收益的主要方式（胡振通等，2017），反过来区域分工理论也是实现区域生态补偿机制综合效益最大化目标的一个重要理论支撑。

2.2.3.2 协同理论

20世纪70年代以来，在多学科研究基础上逐渐形成和发展了协同理论这一新兴学科。该理论用于研究不同事物的共同特征及其协同机理，近年来被广泛应用于各个领域。该理论认为，各类系统存在不同属性特征，但又存在着相互影响和相互合作的关系，如不同单位间的相互配合，不同部门间的组织协调等。协同理论的预期结果较为明确，本质上更加侧重整体效益的最大化。为此，协同条件下各参与者相互之间的关系在普通合作基础上更具紧密性。Haken认为系统或系统要素从无序到有序之间的变化关键在于它们之间的相互协同与合作，也就是大

量子系统在复杂系统中，通过一系列的复杂运动之后，产生规律性的联系，只有这样才能产生整体的有序运动（温薇，2020）。总体来看，协同理论适用于经济学、社会学等各个领域，作为一门研究不同系统间共同本质特征的系统理论，其广泛适用性是显而易见的。

协同理论对本文“如何补”这一核心问题提供重要的理论指导。随着社会经济的不断发展，人们逐渐意识到区域或部门间的协同合作是实现生态环境与经济协调发展的必要条件。为均衡各区域经济发展水平，人财物的合理分配至关重要，而区域生态补偿的目的正是通过补偿资金的合理分配以实现区域间协同发展。本文第七章以协同理论为依据，对如何完善黄河上游省区生态补偿资金分配方案、如何开展多部门协同联动以提升生态补偿综合效益等提出了相应对策建议。

2.2.3.3 社会—经济—自然复合生态系统理论

社会—经济—自然复合生态系统包括社会、经济以及自然资源条件三个子系统，三个性质不同的系统相互制约、相互联系。20世纪80年代初，在系统论基础上，马世骏（1984）最早提出社会—经济—自然复合生态系统理论，后被广泛应用于协调发展（吴建寨和张红凤，2009）、可持续发展（赵景柱，1995；王如松和欧阳志云，2012）、生态位评价（黄寰等，2018）等研究中。该理论认为社会若干重大问题的发生，都会直接或者间接受到社会体制、经济发展与自然因素的综合影响，因此应将三个系统作为一个统一整体进行研究。

在一定生态环境资源承载力以内，自然可进行自我修复并为人类提供资源，但大多数情况下，资源是稀缺且有限的（王如松和欧阳志云，2012）。在社会—经济—自然复合生态系统中，人类具有社会属性，可利用自身智慧和劳动探索开发并合理利用自然资源，进而达到提高生产力的目的。同时，社会的可持续发展需要以经济建设为中心，以保护生态环境与合理利用自然资源为必要条件。此外，自然生态系统作为一个处于非平衡状态的自组织系统，当外界干预与活动未超过其承载力范围，自然生态系统的发展可保持在稳定水平；反之，当超过其承载力，就会给自然生态系统的发展带来巨大破坏，甚至难以修复，此时三个系统相对良性的关系则会失衡（杨莉，2022）。由此可知，这个“三位一体”的复合生态系统反映了可持续性的自然生态系统对社会和经济发展的重要性（蒋高明，2018）。

社会—经济—自然复合生态系统理论已得到学界普遍认可并应用于具体领

域的实践中。本文第七章结合该理论的主要思想，构建系统综合的区域生态补偿效益评价指标体系，以其作为生态补偿资金在不同领域细化分配的重要指导，进而实现补偿资金在生态、经济和社会具体领域的有效使用。

总体来看，上述理论为区域生态补偿机制的构建奠定了重要基础。其中，SEEA2012 中心框架和 SEEA-EA 为生态价值和生态补偿相关概念及核算范围的界定提供了重要参考，劳动价值论、效用价值论、生态价值论和“两山”理论完善了生态价值核算理论体系，它们共同为区域生态补偿机制中的“补什么”即补偿范围、“谁补谁”即补偿主客体和“补多少”即补偿标准的确定提供了理论依据；区域生态补偿研究所涉及的外部性理论、公共物品理论、可持续发展理论和博弈理论，为认识生态补偿的必要性、确定生态补偿范围、识别补偿主客体、界定补偿标准、合理选择补偿模式与方式提供了重要理论指导；生态补偿资金分配所涉及的区域分工理论、协同理论和社会—经济—自然复合生态系统理论为“谁补谁”、“补多少”和“如何补”提供了基本思路 and 理论支撑，具体表现为指导主客体之间和不同领域科学分配补偿资金、揭示如何开展多部门统筹协调以实现补偿资金在生态、经济和社会领域的有效使用等。通过以上分析讨论，最终形成区域生态补偿机制的理论分析框架如图 2.3 所示。

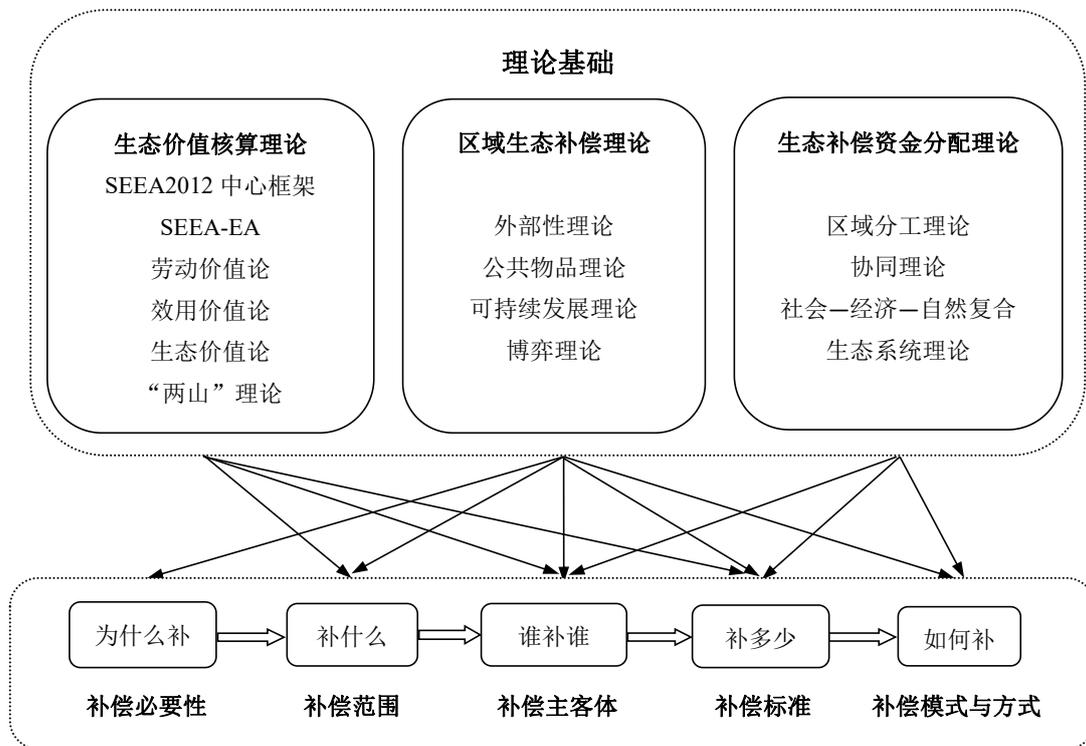


图 2.3 区域生态补偿机制理论分析框架

2.3 本章小节

本章首先基于国际通用标准 SEEA2012 及 2021 年最新颁布的 SEEA-EA 对生态价值概念和计量范围进行讨论,结合以往研究对生态补偿和区域生态补偿的概念进行界定;其次分别对生态价值核算、区域生态补偿和生态补偿资金分配相关理论进行梳理与分析,以期为构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架和模型,以及后续的实证应用研究提供科学完善的理论支撑。主要结论如下:

(1) 明确生态价值和生态补偿概念,为核算范围界定和量化方法选择奠定基础。本文参照国际通用标准 SEEA2012 及 SEEA-EA,结合相关文献资料,对生态价值和生态补偿概念进行界定。生态价值即生态系统服务价值,是生态系统为经济体和人类其他活动提供最终服务的直接使用价值和间接使用价值之和。在应用于具体政策如生态补偿标准界定时,核算范围不仅包括生态价值,还应涉及人类生产生活反过来对生态环境产生的各种影响。生态补偿是以保护生态环境为目的,基于生态价值、生态保护和修复成本等,综合运用政府行政手段和市场运行机制,对生态保护和经济发展相关参与主体利益关系进行调节的一种制度安排。区域生态补偿则指在有限空间范围内的生态补偿,该空间范围一般为行政区域或具备特殊属性的自然区域。

(2) 构建用于生态补偿量化研究的生态价值核算理论体系。本文基于相关价值理论,尝试构建了一套可用于生态补偿研究的生态价值核算理论体系。核算范围具体包括生态系统的使用价值和人力资本投入等附加值。在使用价值中,对于存在实际交易市场的供应服务,以效用价值论和供求论为理论依据对其进行价值核算;对于存在替代市场或不存在实际可观测市场的调节服务和文化服务,效用价值论和生态价值论是其核算的主要理论基础。在特定政策目标如生态补偿标准研究时,除核算生态系统对经济体和人类活动贡献的生态价值外,还需考虑人类活动反过来对生态系统的影响,即需要对生态物质性产品、生态环境保护 and 修复中的人力资本投入等附加值进行计量,以劳动价值论、“两山”理论作为核算该部分附加值的主要理论依据。以此构建的生态价值核算理论体系可为区域生态补偿量化研究提供重要的理论指导。

(3) 梳理并分析区域生态补偿相关理论基础。区域生态补偿的理论基础主要有外部性理论、公共物品理论、可持续发展理论和博弈理论。其中,外部性理

论为区域生态补偿可以有效解决由于生态保护而产生的外部性问题提供了有力论证；公共物品理论为量化区域提供或享有的生态服务公共产品价值、识别生态补偿主客体具有一定指导作用；可持续发展理论为实现区域生态补偿发挥长效可持续效益的总体目标提供了理论依据；博弈理论为生态补偿在具体实施时补偿主客体的讨价还价和协商提供了重要的理论指导。

（4）概括与分析生态补偿资金分配相关理论来源。生态补偿资金分配的理论基础有区域分工理论、协同理论和社会—经济—自然复合生态系统理论。区域分工理论较好地解释了在区域内实施生态补偿并合理分配补偿资金的必要性；协同理论论证了区域间和部门间通过补偿资金合理配置及协同合作，可有效实现生态环境保护与经济协调发展；社会—经济—自然复合生态系统理论为本文量化补偿资金在生态、经济和社会方面的具体分配额提供重要的理论基础。

3 基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架

本文以第2章生态价值和生态补偿相关概念,以及区域生态补偿机制理论分析框架为基础,提出区域生态补偿量化的总体思路。围绕补偿主客体、补偿标准、补偿模式和方式等生态补偿核心要素展开详细剖析,并进一步构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架,以为第4章生态补偿三大核心环节的具体量化方法选择和模型构建奠定重要的理论基础。

3.1 总体思路

本文区域生态补偿量化的总体思路是基于“保护者受益、使用者付费、损害者赔偿”原则,以“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心问题为导向,按照“生态价值核算—生态补偿标准界定—生态补偿资金分配”的研究路线,构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架,以实现生态补偿机制综合效益最大化目标,进而促进区域内山水林田湖草沙一体化生态保护与经济社会可持续协调发展。

首先,明确区域生态补偿量化环节的首要问题即“谁补谁”。根据本文第2章生态补偿相关概念和理论基础的阐述,从理论层面来看,对“谁补谁”问题进行量化研究即根据生态净价值核算结果的正负值对生态补偿主体和生态补偿客体进行识别。在实际中,补偿主体应包括生态受益者和生态环境破坏者,具体有中央和地方政府、企业、单位和个人等;补偿客体应包括生态保护贡献者、生态治理受害者、生态破坏受损者和减少生态破坏者,具体表现为地方政府、企业、单位和农户等。

其次,围绕“补多少”即生态补偿标准的界定展开重点研究。由本文研究背景及研究目的可知,科学界定生态补偿标准将直接决定区域生态补偿机制的有效实施。结合相关理论,应选取生态环境覆盖范围较全面的生态价值核算方法对补偿标准进行界定,同时兼顾理论层面的科学合理性和现实层面的可操作性,引入生态补偿系数对理论值进行调整,最终将生态补偿标准确定在合理水平。该量化方法一方面可满足生态补偿主客体的多方面需求,另一方面更贴近人们的支付意愿和地方政府财政支付能力,可提高生态补偿标准的可行性,并保障补偿机制对

生态保护区域发挥良性且可持续的激励作用。

最后，对生态补偿资金分配与使用进行科学量化以解决“如何补”问题。结合本文研究目的和主要内容，“如何补”是区域生态补偿量化需要解决的最后一个重要问题。结合以往研究可以看出，熵权法排除了个人主观决策因素的影响，可以客观反映选取指标的相对重要程度及各区域差异。同时，参考国家财政专项资金的资金分配新方法即“因素分配法”思路，按照影响因素测算具体资金分配额，不仅能够发挥省级部门的主动性和积极性，更能因地制宜的安排环保项目，从机制上保障项目取得较好成效。因此，为实现区域生态补偿综合效益最大化目标，本文从生态补偿政策发挥效益的具体领域着手，构建用于指导资金分配的区域生态补偿效益评价指标体系，以效益水平的影响因素指标权重为依据将生态补偿资金在各领域做更为细化的分配，并以此指导各区域合理选择生态补偿模式与方式进而保证补偿资金的有效使用。

3.2 生态补偿要素

本章节针对区域生态补偿量化过程展开理论分析与阐述，主要内容包括“谁补谁”即补偿主客体的识别、“补多少”即生态补偿标准的界定，以及“如何补”即补偿模式与方式的选择。通过对各环节相关要素内涵和特点的具体剖析，最终形成第3.3节基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架。

3.2.1 生态补偿主客体

3.2.1.1 生态补偿主体

生态补偿主体的识别，即解决“谁补偿”问题，是生态补偿机制的出发点与重要问题之一（王清军，2009）。区域生态补偿主体主要为生态系统服务受益者或能代表受益团体的政府部门，以及生态环境破坏者等。其中，生态系统服务受益群体主要有区域间或流域沿线上、下游地区的政府、农户、工业企业、城乡居民等，以上各主体应对相邻区域或流域上游地区提供的生态系统服务及生态建设和保护成本给予相应补偿；生态环境破坏者主要包括工业企业、农户和城乡居民等，各主体应对相邻区域或流域下游地区造成的环境污染损害支付相应赔偿。然而在实际中，由于生态系统服务具有外部性特征，其受益对象往往很难被精准界

定。生态服务受益主体明确的情况下，由企业、单位和个人等受益者作为补偿主体；补偿主体缺位或难以确定的情况下，由中央和地方政府作为区域或流域上下游的补偿主体（胡小飞，2015）。

3.2.1.2 生态补偿客体

生态补偿客体的识别，即解决“补偿谁”问题。区域生态补偿客体是对环境保护和自然资源可持续利用做出贡献或牺牲的群体或个人，具体包括生态保护贡献者、生态治理受害者、生态破坏受损者和减少生态破坏者四类。

对第一类群体即生态保护贡献者而言，通常是区域生态建设和保护最直接的执行者，通过实行相关政策措施，为区域生态环境持续健康发展投入了较大的人力和物力；同时由于特殊的生态功能定位，生态保护区域经济发展水平较为落后。因此，应对该类群体给予相应生态补偿，但由于该群体较为分散，难以准确判别，现阶段仍以地方政府作为补偿客体代表接受补偿资金，对区域开展生态环境相关建设和保护工作。第二类群体为生态治理受害者，他们通常受到政府环保政策的影响，如政府出台公益林政策时，将部分农户的土地划归为公益林范畴，在此过程中农户损失了可带来经济收益的土地，成为生态治理中的受害者，此时应由政府对其进行资助并补偿。第三类群体为生态破坏受损者，即因其他经济社会实体对资源过度使用、破坏生态环境而遭受利益损害的经济社会实体，则由生态环境的破坏者如相邻区域或流域上游地区的企业单位或个人对其进行损害赔偿。最后一类群体为减少生态破坏者，通常为响应政府号召积极开展绿色工农业生产的企业和农户，如高耗能工业企业积极实施节能减排、降低能耗等，农户放弃传统施肥量较高的农作物种植，改用绿色有机化肥、选择种植低农业污染的替代作物等，这些企业或农户则应被纳入补偿客体（钟绍卓，2019）。

综上，在“谁补谁”问题方面，区域生态补偿主体一方面为生态系统服务受益集体或个人、或能代表受益团体的政府部门，另一方面为生态破坏者；区域生态补偿客体包括生态保护贡献者、生态治理受害者、生态破坏受损者和减少生态破坏者四类群体，具体表现为地方政府、企业、单位和农户等。

3.2.2 生态补偿标准

生态补偿标准的界定，即解决“补多少”问题。科学界定区域生态补偿标准

和生态补偿额，是区域生态补偿量化研究的重点环节，其测算结果将直接影响区域生态补偿效率的高低。根据生态补偿标准确定方式的不同，可将其划分为核算和协商两种。前者指按照生态价值核算方法、生态保护或建设成本法、生态足迹法等对生态补偿标准进行理论核算，在实际操作时结合受益地区的实际支付能力和支付意愿，对理论值进行一定调整和修正后对生态保护地区进行补偿；后者则指区域之间或流域上下游补偿双方根据各自生态环境状况，考虑社会经济发展实际情况及补偿资金支付能力，以协商或博弈的方式对各区域具体生态补偿标准进行界定。

生态补偿标准需确定在一个合理的水平或范围才能对生态保护地区发挥良性且可持续的激励作用。若生态补偿标准过高，则会超过生态受益地区的财政支出能力，且从支付意愿上也会使补偿方对补偿标准的科学性和合理性产生质疑，从而难以保证生态补偿机制的有效落实；若生态补偿标准过低，补偿资金远远小于生态保护地区贡献的生态服务价值，或无法弥补生态保护建设的直接成本及机会成本等，难以激发生态功能区单位或居民生态环境保护的积极性，进而影响生态补偿机制发挥长效可持续作用。因此，生态补偿标准既需要在理论层面具备科学合理性，又需要在实际中具有较强的可操作性，才能在最大程度上提升区域生态补偿机制的综合效益水平。

3.2.3 生态补偿模式与方式

生态补偿模式与方式的选择，即解决“如何补”问题，是本文区域生态补偿量化的第三个核心环节，也就是生态补偿资金分配与使用方案的确定。结合不同区域地理特征和发展状况，因地制宜地选择最有效的生态补偿模式与方式，可使生态补偿资金分配与使用发挥最大化效益。因此，有必要对不同类型的生态补偿模式与方式进行深入分析，为完善区域生态补偿机制提供决策参考。

3.2.3.1 补偿模式

生态补偿模式是生态补偿活动的具体实现形式。按资金来源渠道划分，生态补偿模式主要包括政府补偿模式、市场补偿模式和其他模式。

(1) 政府补偿模式

政府补偿模式是基于行政力的强制保障，由政府通过财政转移支付、专项资

金、政策倾斜等途径对生态环境保护者给予合理补偿的运行模式(周宇和李兆华, 2021)。按财政转移方向划分,政府补偿主要包括纵向补偿和横向补偿两种类型。纵向生态补偿指上级政府对下级政府为生态保护和修复而实施的财政转移支付和政策倾斜;横向生态补偿则指同级政府之间的财政转移支付,通常表现为相邻受益区域向生态保护区域支付一定的补偿资金或以其他方式进行补偿(党丽娟, 2018; 靳乐山等, 2019),该模式下补偿主客体主要通过自主协商确定“权、责、利”对等(贾若祥和高国力, 2015)。政府补偿模式下的资金来源渠道主要有以下几种:

财政转移支付。财政转移支付是政府补偿模式下的主要资金来源渠道,其主要目的是,通过向生态保护区域或经济落后地区的地方政府拨付财政收入,以补偿区域生态保护建设所做的贡献或因丧失经济发展机会而产生的损失。财政转移支付具体又分为纵向财政转移支付和横向财政转移支付两种类型。纵向财政转移支付是该资金来源渠道的主要模式,也是当前生态补偿重要的资金来源渠道之一。横向财政转移支付主要发生在同级地方政府间,用于协调相邻区域之间的生态保护与经济发展关系。横向财政转移支付是纵向财政转移支付的重要补充。

生态补偿专项基金。目前,林业、水利、环保等部门建立生态补偿专项基金并实行统一管理办法,设立了生态公益林补偿、退耕还林补偿、水土保持补偿、生态环保补助等专项基金,资金主要来源于各级财政资金和社会资金。对区域生态补偿而言,要加强生态补偿专项资金使用的规范管理和监督,以提高专项资金在各地区、各环节的使用效率。对国家重点生态功能区或禁止开发区而言,应注意整合各类环保资金与补偿资金,保证生态补偿专项资金及时且足额向重点生态功能区拨付,并做到专款专用,以促进生态补偿政策在重点生态功能区发挥长效可持续的综合效益水平。

生态税费。生态税费指国家或地区按照单位和个人对生态环境资源的开发、利用、污染及破坏程度所征收的税收,其主要目的是保护生态系统和治理环境污染。基于“使用者补偿”和“污染者付费”原则,使税费与开发利用或污染破坏程度相匹配,将外部成本内部化,以税费的形式增补生态补偿资金。同时以中央或地方立法的形式,明确生态税费具体的征收项目和征收标准,并将重点落实到扩大税费征收范围、合理设计税制要素等方面。通过实行比例税率和差别税率细

化生态税费制度,以有效约束过度开发利用自然资源和破坏生态环境的行为。该模式下,当前新生态税种主要有二氧化碳税、二氧化硫税、污水排放税、固体废物排放税等,征收的税费主要用于生态保护区的建设与恢复等。

(2) 市场补偿模式

市场补偿模式是指在产权明晰条件下,以市场价格为交换媒介,生态资源或生态产品的供给者和使用者之间通过市场化或准市场化的途径直接进行交易各类活动的总称。相较政府补偿,市场补偿具有成本低、激励作用强、效果显著等特征,该模式是生态补偿领域的主要发展方向。目前,市场补偿模式下的资金来源渠道主要有排污权交易、水权交易、碳汇交易等。

排污权交易。排污权是指相关排污企业经有关部门核定和许可,允许其在一定范围内排放污染物的种类和数量(黄显峰等,2008)。排污权交易是以市场为基础的经济制度安排,该制度的意义在于将政府强制性的污染治理行为转变为企业自觉的市场行为,是协调各区域生态保护与经济发展关系的有效途径。我国于90年代引入排污权交易制度,最初用于酸雨控制。随后在多方努力下,国内首例排污权交易于2001年在江苏省南通市顺利实施,2007年第一个排污权交易中心在浙江省嘉兴市挂牌成立。此后排污权交易陆续在北京、天津、上海、河北、内蒙古等地试点应用,并取得了较好成效。排污权初始分配是排污权交易中首要解决的关键问题(于术桐等,2009),其如何分配将直接关系到各区域及其行业或企业的切身利益,进而影响利益分配与资源的高效配置。因此,在各区域开展排污权交易时,地方政府需要建立较强可操作性的排污权市场规制,并辅之以完善的相关配套制度,以保障排污权交易制度顺利实施。

水权交易。水权交易是指水资源所有权归国家所有,流域上游供水区域与下游受水区域构成交易的买卖双方,政府则承担交易中介及监督者的角色。水权交易市场的具体运作过程依次为分配水权和制定交易规则,其具体补偿模式又可细分为水资源价值补偿、水资源使用权转让补偿、水资源保护补偿与水源涵养补偿等(胡小飞,2015)。我国在重点流域开展了一系列水权交易制度试点应用,如浙江义乌—东阳的水权转让,绍兴—慈溪水权交易,北京密云水库水权交易,以及福建的晋江、广东的东江、甘肃的石羊河等初始水权分配试点,各试点案例主要采取跨行业水权交易、上下游水权交易等形式(杨永生,2011)。然而当前水

权交易仍面临成长环境不成熟、配套政策不足等困难，在实际操作中可将地区水权赋予特定管理单位，如地方政府、环保团体等，同时作为交易平台的水银行应承担保护最小地区水量的责任，以避免出现最小地区水量减少的问题。以此对水权交易制度进行完善，可有效提高水资源利用效率，进而解决水资源供需矛盾。

碳汇交易。碳汇交易指由卖方承担保证交付一定数量和质量的碳汇，买方支付费用用于转移碳汇所有权的模式（李敏，2012）。在2003年《联合国气候变化框架公约》第九次缔约方大会上，国际社会在将造林、再造林等林业活动纳入碳汇项目方面达成一致并制定了一系列运作规则。2022年5月，国内首个农业碳汇交易平台在福建厦门落地。截至2022年底，我国已确定了18个林业碳汇试点市县。为进一步实现降碳目标，我国政府组织科研力量深入研究森林、绿地、湿地等的碳汇功能，在碳汇测量、碳汇交易标准等基础性研究方面加大支持力度。碳汇交易是当前重要的生态补偿市场化途径之一。

（3）其他模式

在获取生态补偿资金方面除了政府补偿模式和市场补偿模式以外，还可通过企业赞助、社会组织和公众捐助、国际经济合作等模式积极拓宽生态补偿资金的来源渠道（钟绍卓，2019）。目前，生态环境问题已成为全球性问题，加强生态建设的国际合作，接受国际组织和外国政府的捐款援助，是生态环境建设发展的动力之一。同时，随着我国民众环保观念意识的增强，越来越多的单位或个人也加入到生态补偿资金捐助者行列之中。此外，对于重点生态功能区而言，在以往生态补偿模式运行的同时，还可从绿色产品的市场推广入手，申创绿色品牌或绿色标签，从绿色产品收益中提取适当比例用于区域生态补偿资金的补充。

3.2.3.2 补偿方式

生态补偿方式是实现各区域生态补偿效益的具体途径和方法。结合本文第1章对已有研究的梳理可知，当前我国生态补偿应探索输血式补偿与造血式补偿并行的多元化生态补偿方式，具体可通过资金补偿、政策补偿、产业补偿、技术和智力补偿等方式实现区域生态补偿政策目标。

（1）资金补偿

资金补偿是生态补偿方式中最直接和最快捷的补偿方式类型。区域生态补偿方式应以资金补偿为主，主要用于生态保护区域的环保建设、生态破坏修复以及

引导和规范环境友好型生产生活方式等。第一，在生态环境保护建设方面。由于生态保护区域普遍经济水平较低，地方财政支付能力较为薄弱，在生态保护建设投入方面资金缺口较大，从而直接影响环保项目的顺利实施。同时，若农户因保护生态环境丧失了经济发展机会而利益受损，在资金不足的情况下得不到合理补偿，则会大大降低农户和生态保护区的环境保护积极性。因此在落实生态补偿时，应坚持农户收入不降低原则，以资金补偿的方式给予农户合理补偿，从而提高当地农户生态环境保护与建设的积极性，使生态补偿机制发挥可持续作用。第二，在生态功能区的生态系统恢复和维护方面。其中，既包括对各类生态系统改善和维护的资金投入，以保障生态系统的健康稳定；也包括对水土流失较为严重、生态系统较脆弱区域进行修复的资金投入。第三，在引导和规范环境友好型生产生活方式方面。通过对现有农田生态系统土地利用的优化调整，在减少农林畜牧活动对周边草地、森林等生态系统影响的过程中，以资金补偿方式弥补农业生产活动减少而带来的经济利益损失。当前较多生态保护区域由于补偿资金不足而难以支撑当下经济发展和生活需求，增加补偿资金规模和对已有资金的统筹安排是保障区域生态补偿机制顺利推行的重要途径。

（2）政策补偿

政策补偿是区域经济发展因生态环境保护而受限的情况下，国家或地方政府对该区域实施放宽或优待政策，以不影响该区域经济社会整体协调发展的一种生态补偿方式。政策补偿中最具代表性的补偿方式为差异化区域补偿政策，即结合区域自然地理特征、经济发展状况和生态环境保护成效等，对特定区域（一般为资金匮乏或经济欠发达地区）实施的一系列带有倾斜性与差异性的补偿政策。当前区域生态补偿机制仍处于待完善阶段，需要中央、省市县政府共同加大政策补偿与支持力度。例如，实施增加当地财政转移支付力度的财政政策，为区域生态环境保护建设持续投入更多资金；出台有利于生态环保建设的信贷优惠政策，以及优先安排生态建设项目投资的政策；制定市场补偿政策、技术项目补偿政策、异地开发补偿政策等，通过鼓励相邻区域搭建经济帮扶关系，以促进区域间形成协同联动的发展模式。此外，国家或地方政府对特定区域实施以上项目支持、税收优惠、信贷优惠等差异化区域补偿政策，有助于吸纳社会资本投入当地生态环

境保护建设项目，从而有效改善受偿区域生态环境保护投入资金不足的难题，进而促进当地生态补偿机制综合效益水平的提升。

（3）产业补偿

产业补偿方式指通过运用生态补偿机制建设与发展环保产业或无污染产业的补偿方式。与其他生态补偿方式相比，产业补偿在促进生态补偿机制效率发挥方面具有显著作用。作为一种“造血式”生态补偿方式，产业补偿通过推动区域产业生态化和生态产业化，利用市场手段加强产业合作，从真正意义上强化生态保护区域的内生发展动力。因此，该方式是以生态资源可持续利用及区域经济自给自足为目标的新型补偿方式（李宁，2018）。

对生态保护区域而言，在具备良好生态环境禀赋的基础上，通过开发与培育相关产业如“生态+文化”旅游项目、“互联网+生态”项目等，延伸生态产业链条，提升生态保护区域产业层次，进而实现区域对良好生态的产业依赖，增强区域自身的“造血”能力。在承接产业转移方面，生态保护区域在补偿资金和政策支持的基础上，要搭建好产业转移承接平台，吸纳清洁、绿色项目，汇聚高科技低污染型产业并形成产业集群，以实现产业补偿发挥可持续性经济带动作用。为促使产业补偿方式顺利推行，首先通过扩展资金来源渠道，加大产业补偿所需补偿资金，为其有效实施提供基本的资金保障。其次，加强产业生态补偿的政策支持和制度建设。最后，增加产业补偿的高水平技术人员储备，提高产业技术水平，形成促进产业生态化的长效机制。

（4）技术和智力补偿

技术和智力补偿是实现生态补偿机制实施过程事半功倍的补偿方式。生态保护区域环境保护与经济的协调发展离不开合理规划、科学管理和高效落实，因此，中央及地方政府对生态受偿区的技术补偿和智力补偿显得尤为重要。实施技术和智力补偿，一方面可通过政策吸引人才、技术、信息等创新要素流入生态受偿区域，为生态受偿区经济发展带来新动能。另一方面，通过资金补偿的扶持，吸纳大数据、人工智能等绿色技术，提升生态受偿区生态价值评估、生态效益测算等方面的运行效率。同时，通过组织培训的方式提升当地政府工作人员的生态建设管理能力，指导当地企业的环境友好型改造，并增强民众的环境保护意识等。由此可以看出，技术和智力补偿同样需要资金补偿、政策补偿的支持。在落实区域

生态补偿机制的过程中,以资金和政策等输血式补偿方式为基础保障,通过产业、技术和智力等造血式补偿方式调动生态保护区的内生发展动力,形成生态补偿机制生态效益、经济效益和社会效益协同增效的良好局面。

总体来看,当前我国区域生态补偿研究成果显著,但在补偿模式和方式研究方面仍有较多不完善之处。需由传统的政府补偿模式向政府补偿和市场补偿相结合的综合补偿模式逐渐转变,通过市场手段拓宽资金来源渠道以减轻政府的财政压力,更好地发挥生态保护区的生态补偿机制综合效益(王蓓蓓等,2009)。与此同时,不断探索输血式补偿与造血式补偿并行的多元化生态补偿方式,结合各区域实际情况及不同补偿方式的适用范围,对生态补偿方式进行合理选择与有效调整,以为我国区域生态补偿理论研究与实践应用提供有益指导。

3.3 基于生态价值核算的区域生态补偿量化框架构建

区域生态补偿量化过程主要包括“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心环节。结合第3.2节有关生态补偿要素的详细分析,本文以核算生态净价值为量化起点,经过生态补偿系数的调整与修正,得到生态补偿标准测算结果,基于本文构建的生态补偿效益评价指标体系,对生态补偿资金在各领域如何分配和使用进行量化研究。本文基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架如图3.1所示,具体量化过程如下:

第一,对“谁补谁”问题的量化。该量化过程即根据生态净价值正负值,从定量角度确定生态补偿主体和生态受偿客体的过程。根据生态净价值核算结果,若某区域生态系统服务正向价值减去源于环境污染和资源消耗的负向价值结果为正值,即生态净价值 >0 时,则该区域属于生态输出区,应获取生态补偿资金(图3.1的区域A,即受偿方);相反,若某区域生态系统服务正向价值减去其负向价值结果为负值,即生态净价值 <0 时,则该区域属于生态输入区,应支付生态补偿资金(图3.1的区域B,即支付方)。

第二,对“补多少”问题的量化。由生态补偿相关概念可知,区域生态补偿的本质是既对生态保护者予以补偿,又对环境污染和生态破坏者予以惩罚(李国平等,2013),即生态补偿标准需基于“保护者受益、使用者付费、损害者赔偿”的原则确定。同时,应考虑人们的支付意愿和地方政府财政支付能力,以提高各

区域生态补偿标准的可行性。具体量化过程即在生态净价值核算结果基础上，计算各区域社会发展阶段系数和地方财政补偿能力指数，以此引入生态补偿系数对生态净价值进行调整，以对区域生态补偿标准进行科学合理的界定。

第三，对“如何补”问题的量化。该环节具体量化过程如下：首先构建涵盖生态、经济和社会三大领域的区域生态补偿效益评价指标体系；其次基于研究区历史数据，采用客观熵权法计算区域生态补偿效益水平影响因素的指标权重；最后按照“当年考核、次年补偿”办法，以各区域指标权重和生态补偿标准为依据将补偿资金在各领域做更为细化的分配。各区域结合资金分配结果对生态补偿模式与方式进行合理选择，保证补偿资金在各领域的科学分配与有效使用，进而实现区域生态补偿综合效益最大化目标。

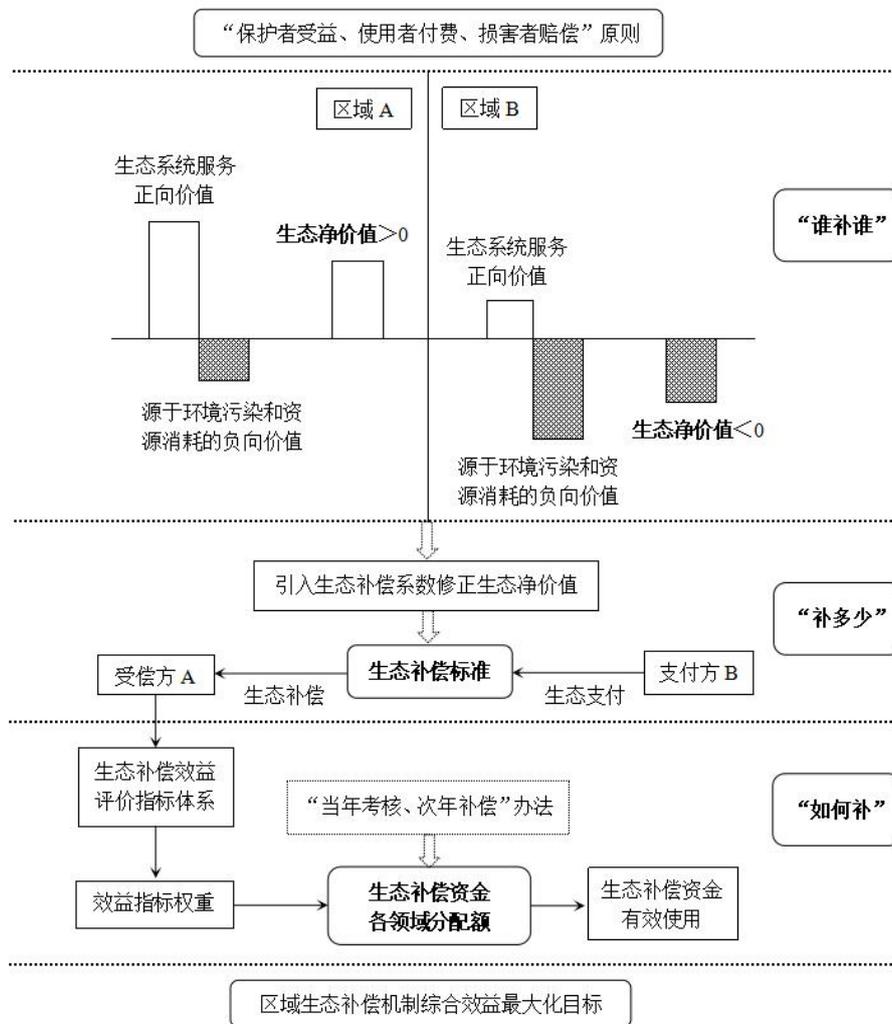


图 3.1 基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架

3.4 本章小节

本章提出了构建区域生态补偿量化理论框架的总体思路。对生态补偿主客体的识别进行了详细分析，阐述了生态补偿标准的测算方法、原理和注意事项，并对生态补偿模式与方式的具体类型进行了概括梳理。结合第2章相关概念和理论基础，构建了基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架。主要观点及结论如下：

(1) 生态补偿主客体的识别，即解决“谁补谁”问题。从理论层面来看，对“谁补谁”问题进行量化研究即根据生态净价值核算结果对生态补偿主体和生态补偿客体进行识别。在实际中，区域生态补偿主体一方面为生态系统服务受益集体或个人、或能代表受益团体的政府部门，另一方面为生态环境破坏者；区域生态补偿客体包括生态保护贡献者、生态治理受害者、生态破坏受损者和减少生态破坏者四类群体，具体表现为地方政府、企业、单位和农户等。在生态服务受益主体明确的情况下，由受益的企业、单位和个人等作为补偿主体，生态保护区即生态服务贡献者作为补偿客体；而在补偿主体缺位或难以确定的情况下，由中央和地方政府作为补偿主体，承担区域或流域上下游的生态补偿相应责任。

(2) 生态补偿标准的界定，即解决“补多少”问题。生态补偿标准的确定方式分为核算和协商两种，核算方法主要包括生态价值核算法、生态保护或建设成本法、生态足迹法等，协商方式为区域之间或流域上下游补偿双方通过协定或博弈的方式对生态补偿标准进行界定。本文选取适用于生态环境覆盖范围较全面的生态价值核算方法对补偿标准进行界定，同时考虑人们的支付意愿和地方财政支付能力，构建生态补偿系数对补偿标准理论值进行调整，最终将生态补偿标准确定在合理水平，以此提高其在理论层面的科学合理性和现实层面的可操作性。

(3) 生态补偿资金分配与使用的量化，即解决“如何补”问题。在生态补偿标准界定后，本文基于区域生态补偿效益最大化目标，构建用于指导资金分配与使用的区域生态补偿效益评价指标体系。采取客观熵权法测算效益水平影响因素的指标权重，以此为依据将生态补偿资金在生态、经济和社会领域做更为细化的分配，结合量化结果对补偿资金在各领域如何有效使用提出相应对策建议。

4 基于生态价值核算的区域生态补偿量化方法与模型

区域生态补偿机制核心环节的科学量化是促进各区域生态保护和社会经济协调发展,提升生态补偿机制综合效益水平的重要途径。现阶段,针对“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心环节的量化研究仍是区域生态补偿机制中的重点和难点。根据本文第2章对相关概念的界定和理论基础分析,以及第3章构建的基于生态价值核算的区域生态补偿量化框架,本章首先对生态价值的计量范围和核算方法进行界定和选择,在考虑不同区域适用性问题的基础上对传统生态价值核算模型进行修正与改进;其次界定区域生态补偿核算范围,根据量化思路明确本文生态补偿标准量化方法,并以此为基础构建基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型;最后基于区域生态补偿效益评价指标体系,选择客观的测度方法,构建细化完善的生态补偿资金分配测度模型。

4.1 生态价值核算

生态价值核算是实现“绿水青山”向“金山银山”价值转化的重要量化方法与途径,可为构建区域生态补偿机制提供重要的量化依据和数据支撑。计量范围、核算方法不同,生态价值核算结果也将存在较大差异。因此,有必要参考相关国际通用标准对生态价值计量范围进行界定;通过探讨不同方法的优势与不足对生态价值核算方法进行合理选择;同时为了使核算结果更接近各区域实际,有必要对传统的生态价值核算模型进行修正与改进,以为区域生态补偿研究奠定更为科学完善的量化基础。

4.1.1 生态价值计量范围界定

根据以往研究发现,来自不同领域的学者对生态价值计量范围的界定并不一致,在一定程度上影响了生态价值核算结果的准确性和可比性,因此应参考相关标准对其进行科学界定和统一。依据国际标准 SEEA2012 中心框架和 SEEA-EA 对相关概念和计量范围的阐述可知,生态系统服务是生态系统对经济体和其他人类活动利益的贡献,概念化的生态系统服务即“最终生态系统服务”,计量范围包括供应服务、调节服务和文化服务。生态价值即生态系统服务价值是核算期内

某一区域各类生态系统提供最终生态系统服务的货币价值总和，具体包括供应服务价值、调节服务价值和文化服务价值。

针对较多研究中出现的“支持服务”类型，在此需要做进一步分析与阐释。结合 SEEA-EA 有关生态系统服务类型的划分，按照被经济体和人类其他活动使用的方式来看，生态系统服务被划分为供应、调节和文化三类服务类型。除此之外，在生态系统内部和不同生态系统之间也存在一种流量，这种流量不直接服务于人类但对以上三种最终服务提供支持和保障。借鉴国民经济核算体系中的生产过程，该流量相当于生态系统“生产”过程中的中间投入，因此将其称为支持服务（高敏雪，2020）。作为最终生态系统服务的中间投入，该部分价值已包含在最终生态系统服务转化为人类收益的流量中，因此在生态价值核算时，计量范围应排除支持服务，以避免最终结果出现重复计算问题（徐绮阳等，2023）。

结合以上讨论，本文以国内较具代表性的谢高地团队最新版本的当量因子表为基础，对其中生态系统服务类型进行相应调整。根据 SEEA-EA 相关内容可知，原当量因子表中的土壤保持和维持养分循环两类功能服务属于支持服务类型，如上所述，支持服务属于生态系统“生产”最终生态系统服务的中间投入；另外，支持服务中的生物多样性功能一般被视为生态系统本身所具有的多元化特征，可促进生态系统服务的提供，但并不是被人类生产生活所直接使用的最终生态系统服务。因此，需要将上述三种服务类型从原当量因子表中剔除，最终经调整的生态价值计量范围由以下 3 大类及 8 小类生态系统服务构成（表 4.1）。

表 4.1 调整后的生态价值计量范围

一级分类	二级分类
供应服务	食物生产
	原材料生产
	水资源供给
调节服务	气体调节
	气候调节
	净化环境
	水文调节
文化服务	美学景观

4.1.2 生态价值核算方法

结合本文第1章对已有研究的梳理与分析可知,当前生态价值核算的主流方法包括功能价值法和当量因子法两大类,具体核算过程和特点如下:

功能价值法是通过生态系统服务的功能量和单位价格相乘得到总价值,基于某单项服务功能与局部生态环境变量之间的生产方程来模拟小区域生态系统服务功能的核算方法。其常用估价方法包括市场估值法、显示性偏好法和陈述性偏好法三类。功能价值法虽然核算结果精确度较高,但由于其核算技术较为复杂、所需数据量较大、各类功能服务的估价方法仍需进一步讨论和统一,使得功能价值法在实际应用中存在较大局限。当量因子法是在区分不同类型生态服务的基础上,基于可量化的标准构建不同生态系统各类服务功能的价值当量,并结合生态系统分布面积进行评估的核算方法(Costanza R 等,1997;谢高地等,2003;谢高地等,2008)。该方法相较功能价值法而言,核算过程较为简便,可操作较强,所需数据量较少,且核算结果可比性较高,尤其适用于一国或某区域尺度的生态价值评估与核算。

结合以上对比分析,在考虑方法的可行性、结果的可比性和可靠性,以及数据可获得性等因素的基础上,本文最终选取当量因子法对生态价值进行评估与核算。在后续区域生态补偿的量化研究中,围绕研究目标,将当量因子法与成本法等其他方法结合使用,以对生态补偿标准做科学完善的度量。

4.1.3 改进的生态价值核算模型

本文以谢高地等(2015)最新构建的生态价值核算模型为参考,其中当量因子和价值系数是基于全国尺度数据计算所得,因此为解决该模型在不同区域的适用性问题,本文从空间和价格两个方面对当量因子和价值系数分别进行修正。具体修正过程及改进后的模型如下。

4.1.3.1 当量因子修正

由于各区域生态环境资源禀赋存在较大差异,不同区域的生态价值存在空间异质性,因此为使生态价值核算结果更接近研究区实际,需对基于全国尺度的生态价值当量因子进行空间修正,以提高当量因子法在不同区域的适用性。本文参

照徐丽芬等（2012）“以农田为基准的地区修正”方法，用研究区与全国农田单位面积粮食产量的比值对当量因子进行修正。修正公式如下：

$$\lambda = \frac{Q}{Q_0} \quad (4-1)$$

$$E_{ij} = \lambda \times E_{0ij} \quad (4-2)$$

式中： λ 为研究区当量因子修正系数； Q 为研究区某研究期内平均每年单位面积粮食产量（ kg/hm^2 ）； Q_0 为全国该研究期内平均每年单位面积粮食产量（ kg/hm^2 ）； E_{ij} 为研究区第 i 类土地利用类型第 j 项生态服务功能修正后的当量因子； E_{0ij} 为第 i 类土地利用类型第 j 项生态服务功能基于全国尺度的当量因子。根据表 4.1 和公式（4-1）—（4-2），最终确定各研究区的单位面积生态价值当量因子表。

4.1.3.2 价值系数修正

根据以往研究可知，谢高地等（2015）将农田生态系统单位面积粮食生产的净利润作为一个标准当量因子的价值量，即生态系统服务的标准价值系数。其中，农田生态系统粮食生产价值是根据全国三大主要粮食作物即稻谷、小麦、玉米的播种面积和单位面积平均净利润进行测算的。该方法已将农田生态系统中的人力资本等投入剔除，因此其核算结果可较为准确地反映生态系统为经济体和其他人类活动贡献的生态价值，其结果可为区域生态环境保护、生态补偿量化研究等提供重要的数据支撑和决策依据。

本文参考上述方法，根据各研究区主要粮食作物的实际情况对基于全国尺度的标准价值系数进行价格修正，同时考虑到每年各区域粮食作物的播种面积和价格会因自然条件和市场因素等产生一定波动，因此引入各区域农产品生产价格指数对价值系数作进一步调整，最终以研究期粮食净利润的年平均值作为标准当量因子的价值量。标准当量因子价值量即标准价值系数的修正公式如下：

$$D = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (S_t^a \times F_t^a + S_t^b \times F_t^b + S_t^c \times F_t^c) / r_t \quad (4-3)$$

式中： D 为研究区 1 个标准当量因子的价值，即修正后的标准价值系数（元/ hm^2 ）； S_t^a 、 S_t^b 和 S_t^c 分别表示第 t 年研究区三大主要粮食作物的播种面积在总播种面积中的占比（%）； F_t^a 、 F_t^b 和 F_t^c 分别表示第 t 年全国相对应粮食作物的

单位面积平均净利润（元/hm²）； r_t 为以研究期期初年为基年的第 t 年研究区农产品生产价格指数。

4.1.3.3 生态价值核算模型

结合经空间及价格修正后的单位面积生态价值当量因子表和标准价值系数，最终根据公式（4-4）计算得到研究区生态价值系数表，研究区生态价值可根据公式（4-5）和公式（4-6）由价值系数和各类生态系统面积确定。经生态价值计量范围调整、当量因子和价值系数修正后，改进的生态价值核算模型如下所示：

$$VC_{ij} = D \times E_{ij} \quad (4-4)$$

$$ESV_i = A_i \times \sum_{j=1}^8 VC_{ij} \quad (4-5)$$

$$ESV = \sum_{i=1}^6 ESV_i \quad (4-6)$$

式中： VC_{ij} 为研究区第 i 类生态系统第 j 类服务功能价值系数（元/hm²）； ESV_i 为研究区第 i 类生态系统的面积（hm²）； A_i 为研究区第 i 类生态系统的生态总价值（亿元）； ESV 为研究区总生态价值（亿元）。

4.2 基于生态价值核算的生态补偿标准测算

根据第 3.3.2 节的分析可知，生态补偿标准界定为区域生态补偿机制的核心环节之一，也是区域生态补偿量化过程中的重点和难点问题。本文以生态净价值核算为起点，对生态补偿标准进行科学完善的度量。具体过程如下：首先根据净价值核算结果确定补偿主客体，即解决“补偿谁”和“谁补偿”问题；其次基于生态净价值核算结果，结合区域社会发展阶段与地方财政支付能力，对区域生态补偿标准进行具体测算，以解决“补多少”问题。以此核算思路得到的生态补偿标准在理论上更科学，在实际中更可行。

4.2.1 生态补偿核算范围界定

在生态补偿标准具体量化前，需对生态补偿核算范围进行科学界定。如第 4.1.1 节所说，在生态价值核算时，应剔除支持服务以避免重复计算，进而确保核算结果仅反映人类与生态系统之间的相互作用。在表 4.1 的基础上，为提高生

生态补偿标准的准确性和可行性,需进一步明确可纳入生态补偿范围的生态系统服务类型。在生态系统服务中,食物生产、原材料生产和水资源供给等供给服务,以及美学景观等文化服务,已经以市场价值的形式包含在生态产品或旅游景点的收益中,即已转化为地区生产总值,若将以上生态系统服务全部纳入生态补偿计量范围,无论在人们的支付意愿或实际支付能力方面都难以实现,因此应基于生态系统服务的非市场价值即调节服务价值确定生态补偿标准。由此可知,可纳入生态补偿范围的生态系统服务类型包括气体调节、气候调节、净化环境和水文调节服务 4 类,将其作为生态补偿标准测算的生态系统服务正向价值核算内容。

上述生态系统服务正向价值仅可作为生态补偿的理论上限值,根据生态补偿机制的“保护者受益、使用者付费、损害者赔偿”原则,确定区域生态补偿标准还需考虑本区域社会经济活动对生态环境造成的负面影响。生态系统服务负向价值主要源于环境污染、资源消耗等,具体表现为大气污染、水污染、土壤污染、资源耗减等方面的防治费用或成本。考虑到生态系统服务负向价值主要由人类活动导致,本文选取的负向价值指标主要来源于农田生态系统和城市生态系统^①。参考刘利花等(2019)对中国省域耕地生态补偿研究的结果,在农田生态系统服务的五部分负向价值中,化肥和农业耗水产生的负向价值占较大比重;而在城市生态系统中,负向价值主要源于三废污染、耗水等。结合相关研究,本文最终选取废水(工业废水、生活污水)排放、废气排放、固体废物排放、化肥环境污染、水资源消耗作为生态系统服务负向价值的核算指标。

基于以上讨论,本文生态补偿标准核算范围具体见表 4.2。

表 4.2 生态补偿标准核算范围

核算范围	来源	具体内容
生态系统服务正向价值	调节服务	气体调节服务 气候调节服务 净化环境服务 水文调节服务
生态系统服务负向价值	环境污染和资源消耗	废水排放 废气排放 固体废物排放 化肥环境污染 水资源消耗

^① 这里的城市生态系统泛指城镇和农村的生产生活场所。

4.2.2 生态净价值核算方法

本节分别对生态系统服务正向价值和生态系统服务负向价值（即因本地环境污染和资源消耗产生的处理费用和修复成本）进行核算，进而得到生态净价值核算结果。若某区域生态系统服务正向价值减去源于环境污染和资源消耗的负向价值结果为正值，即生态系统服务净价值 >0 时，则该区域为生态受偿方，应获取生态补偿资金；相反，若某区域生态系统服务正向价值减去其负向价值结果为负值，即生态系统服务净价值 <0 时，则该区域属于生态补偿方，应支付生态补偿资金。

4.2.2.1 生态系统服务正向价值核算

可纳入生态补偿范围的生态系统服务正向价值包括气体调节服务价值、气候调节服务价值、净化环境服务价值和人文调节服务价值。采用当量因子法，基于公式（6）—（7）和表 4.2，本文生态系统服务正向价值核算公式如下：

$$V_1 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m A_i \times VC_{ij} \quad (4-7)$$

式中： V_1 为可纳入生态补偿范围的生态系统服务正向价值（亿元）， A_i 为研究区第 i 类生态系统面积（ hm^2 ）， VC_{ij} 为研究区第 i 类生态系统第 j 类生态服务功能的价值系数， n 为该区域生态系统种类个数， m 为可纳入生态补偿范围的生态系统服务类型数。

4.2.2.2 生态系统服务负向价值核算

源于环境污染和资源消耗的生态系统服务负向价值主要有废水排放负向价值、废气排放负向价值、固体废物排放负向价值、化肥环境污染负向价值和水资源消耗负向价值。本文采用功能价值法和替代成本法对生态系统服务负向价值进行核算，核算公式如下：

$$V_2 = C_1 + C_2 + C_3 + C_4 + C_5 \quad (4-8)$$

$$C_1 = q_{11} \times p_{11} + q_{12} \times p_{12} \quad (4-9)$$

$$C_2 = q_2 \times p_2 \quad (4-10)$$

$$C_3 = q_3 \times p_3 \quad (4-11)$$

$$C_4 = U \times (1 - r) \times S \quad (4-12)$$

$$C_5 = Q_w \times C_w \quad (4-13)$$

式中： V_2 为生态系统服务负向价值（亿元）； C_1 为废水排放负向价值（亿元）， q_{11} 为工业废水排放量（吨）， p_{11} 为工业废水处理费（元/吨）， q_{12} 为生活污水排放量（吨）， p_{12} 为生活污水处理费（元/吨）； C_2 为废气排放负向价值（亿元）， q_2 为废气排放量（ m^3 ）， p_2 为废气处理费（元/ m^3 ）； C_3 为固体废物排放负向价值（亿元）， q_3 为固体废物排放量（吨）， p_3 为固体废物处理费（元/吨）； C_4 为化肥环境污染负向价值（亿元）， U 为化肥使用量（吨）， r 为化肥利用率，取 36.04%， S 为化肥价格（元/吨）； C_5 为水资源消耗负向价值（亿元）， Q_w 为总耗水量（ m^3 ）， C_w 为水资源价格，用水库蓄水成本替代，取 1.17 元/ m^3 。

4.2.2.3 生态净价值核算

根据本文第 3 章图 3.1 量化框架中的核算思路，进一步对生态净价值进行核算。生态净价值具体核算公式如下：

$$V = V_1 - V_2 \quad (4-14)$$

式中： V 为生态净价值（亿元）， V_1 为应纳入区域生态补偿范围的生态系统服务正向价值（亿元）， V_2 为源于环境污染和资源消耗的生态系统服务负向价值（亿元）。

4.2.3 基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型

上述生态净价值核算结果为生态补偿理论值，为构建具有较强可行性的生态补偿标准测算模型，还需考虑以下因素：首先，在生态系统服务正向价值中，各类调节服务如气体调节、气候调节服务等无实际交易市场，其价值较难获得人们的普遍认可，从而会影响生态系统服务需求方的意愿支付水平，而该支付意愿与社会发展阶段有关；其次，若直接将上述生态净价值核算结果作为生态补偿额，在实际中很可能超出地方财政支付能力。结合以上分析及相关研究，本文从区域社会发展阶段和地方财政补偿能力两方面考虑，引入生态补偿系数对生态系统服务净价值做进一步调整，以使调整后得到的生态补偿标准更接近人们的支付意愿和地方补偿能力。

(1) 社会发展阶段系数

人们对生态价值的认知和支付意愿会随着社会发展阶段的演进而变化,即随着经济社会的发展,人们对生态价值的认知逐渐加强,对其支付意愿也随之提高。这种变化过程类似皮尔(R.Pearl)生长曲线特征,因此可用该曲线模型的简化形式来进行模拟,用恩格尔系数的转换形式衡量区域社会发展阶段(李金昌,2002)。社会发展阶段系数计算公式如下:

$$L_i = \frac{1}{1+e^{-t_i}}, \quad t_i = \frac{1}{E_{ni}} - 3 \quad (4-15)$$

式中: L_i 为 i 区域的社会发展阶段系数, E_{ni} 为 i 区域的恩格尔系数。

(2) 地方财政补偿能力指数

除受人们的认知和支付意愿影响外,生态补偿标准还受地方政府实际补偿能力的影响,用各区域人均 GDP 与整个区域人均 GDP 的比值衡量地方补偿能力。地方财政补偿能力指数计算公式如下:

$$B_i = \frac{GDP_{ic}}{GDP_c} \quad (4-16)$$

式中: B_i 为 i 区域的地方财政补偿能力指数, GDP_{ic} 为 i 区域的人均 GDP (元), GDP_c 为整个区域的人均 GDP (元)。

(3) 生态补偿系数

结合区域社会发展阶段和地方财政补偿能力因素,构建生态补偿系数如下:

$$R_i = L_i \times B_i \quad (4-17)$$

式中: R_i 为 i 区域的生态补偿系数, L_i 为 i 区域的社会发展阶段系数, B_i 为 i 区域的地方财政补偿能力指数。

最终,经生态补偿系数调整后的生态补偿标准测算模型如下:

$$CS_i = V_{Ni} \times R_i \quad (4-18)$$

式中: CS_i 为 i 区域的生态补偿标准 (元/hm²), V_{Ni} 为 i 区域的单位面积生态系统服务净价值 (元/hm²), R_i 为 i 区域的生态补偿系数。

4.3 生态补偿资金分配测度

生态补偿资金分配测度为区域生态补偿量化过程最后的核心环节。本部分以

第 4.2 节测算的生态补偿额为基础,以生态补偿机制综合效益最大化为目标,首先构建一套较为完善的生态补偿效益评价指标体系,其次采用客观的测度方法对指标权重进行计算,最后按权重大小对各区域在不同领域的补偿资金分配额进行具体度量。以此为确定精准细化的补偿资金分配与使用方案即解决“如何补”问题提供数据支撑和决策依据。

4.3.1 指标体系构建

基于实现生态补偿综合效益最大化的研究目标,本节围绕指标体系构建目标与原则的确定、指标选取,以及生态补偿综合效益评价指标体系构建三部分内容,建立一套用于测度生态补偿资金分配的指标体系,以为后续测度方法选择和测度模型构建奠定量化基础。

4.3.1.1 指标体系构建目标与原则

(1) 主要目标

区域生态补偿机制是多目标的,评估生态补偿效益有必要同时度量与各个目标相对应的生态环境、经济与社会相关的具体指标值。综合国家近年来出台的一系列生态保护补偿机制的指导性文件,如《关于健全生态保护补偿机制的意见》、《关于深化生态保护补偿制度改革的意见》等,区域生态补偿政策实施的目标包括完善以生态环境要素为实施对象的分类补偿制度,综合考虑生态保护区域的经济社会发展状况、生态保护成效等因素确定补偿标准;创新资金使用方式,加强多部门沟通协调以避免重复补偿;转变生态保护区域的产业发展方式,并促进形成区域的绿色生活方式等。由此可知,区域生态补偿政策的目标是有效提升在多方面发挥的综合效益。本文基于实现区域生态补偿机制在生态、经济和社会三大领域综合效益最大化的主要目标,构建多维度、多层次的生态补偿效益评价指标体系,以为区域生态补偿资金分配和使用提供系统科学的量化基础和决策依据。

(2) 构建原则

本文构建的区域生态补偿效益评价指标体系,目的是对区域生态补偿资金在不同领域的分配额做科学细化的度量,继而为生态补偿资金的有效使用提供数据基础和决策依据。因此,在构建指标体系过程中力图符合以下原则:

异质性原则。区域异质性体现在各区域的生态环境质量现状、资源利用情况、

社会经济发展状况等方面。生态补偿资金分配模型中不同要素指标的选取应考虑区域异质性，并以此测算出各指标在资金分配中的权重值。异质性是其他原则如科学性、公平性和可行性原则的前提和基础。

公平性原则。实现不同区域间的公平分配是生态补偿的核心内容。目前，我国关于生态补偿的机制建立、补偿方法的探索和补偿标准的测算研究很多，但由于不同区域生态贡献和成本投入不同，导致没有统一且普遍适用的生态补偿标准测算方法，进而导致分配不公现象的出现，无法实现区域生态补偿效益最大化。因此，生态补偿资金分配中的公平性必须是在区域异质性前提下的公平，即应考虑区域生态环境状况、经济发展水平等客观因素。

科学性原则。在指标体系层次划分和具体指标选取上要体现科学性，既有理有据，又具有较好代表性，同时指标数据需要客观可靠，区域生态补偿效益评价方法具有较好的客观性与科学性。

可行性原则。生态补偿资金分配方案要求具有较强的可行性。主要是要求用于指导资金分配的指标体系在具体量化和实际操作上的可行。量化可行是指在指标选取上既要有效实用，又要方便获取，不能片面追求理论上的完美而忽略了量化过程的操作难度。实际操作可行是指分配方案必须符合区域经济发展水平和地方财政补偿能力，且对于环境、资源等相关部门的实施与监管需具有可操作性。

4.3.1.2 指标选取

区域生态补偿综合效益涉及的内容广泛且复杂，因此指标体系的构建及指标选取必须体现补偿效益的分类层次和逻辑关系。本文参考相关代表性研究（彭玉婷，2020；杜林远等，2022；张慧和武萍，2022）的指标选取方法，以区域生态补偿综合效益最大化为目标，选取涵盖生态、经济和社会三大层次，具体分为生态系统状况、环境治理与污染减排、资源节约与高效利用、经济发展水平、产业结构调整、就业与生活水平、环保观念意识的7类效益28项指标。指标选取依据及内涵如下：

（1）生态效益

本部分生态效益涵盖生态系统状况、环境治理与污染减排，以及资源节约与高效利用三个方面。首先，考虑生态系统类型和服务功能类型，生态补偿的生态系统状况效益应围绕森林、草地、湿地、水域等生态系统的供给服务、调节服务

和文化服务进行分析,根据数据可得性,本文选取了森林覆盖率、人工造林面积、种草面积、湿地面积、人均水资源量 5 项指标表征生态系统状况效益。其次,基于本文第 4.2.2.2 节生态系统服务负向价值的相关指标,并结合国家重点生态功能区对生态环境质量监测评价与考核指标的设置,本文选取了二氧化硫排放量、氮氧化物排放量、化学需氧量 COD 排放量、氨氮排放量、化肥施用量等 9 项指标表征污染减排效益状况(曲超,2020)。最后,依据本文第 4.2.2 节相关核算指标,选择单位 GDP 能耗、单位 GDP 用水量、一般工业固废综合利用率、工业用水重复利用率 4 项指标表征资源节约与高效利用效益状况。

①生态系统状况

森林覆盖率:指一个国家(或地区)森林面积占土地总面积的比率,是反映某一区域森林资源实际水平的重要指标,一般用百分比表示。该指标可衡量某区域森林资源的丰富程度和生态协调状况。

人工造林面积:指根据林木生态适应程度和生长发育规律,通过人为技术进行科学植树的造林面积。该指标可用来衡量某区域植树造林、退耕还林等项目实施情况。

种草面积:指通过实施播种、栽种等措施增加牧草数量的面积。该指标可反应某区域的草原生态保护和修复状况。

湿地面积:指天然或人工、长久或暂时性的沼泽地、泥炭地或水域地带面积。该指标反映某区域湿地生态系统保护与修复状况。

人均水资源量:指某一区域可以利用的淡水资源平均到每个人的占有量。人均水资源量是衡量国家或区域可利用水资源的程度指标之一。

②环境治理与污染减排

二氧化硫排放量:指某区域在报告期内的工业二氧化硫排放数量和生活二氧化硫排放数量之和。该指标可反映某区域环境污染中的空气污染状况。

氮氧化物排放量:指汽车尾气排放物中的氮氧化物(NO_x)的排放数量。该指标同样是反映空气污染状况的重要指标之一。

化学需氧量 COD 排放量:指工业废水中 COD 排放量与生活污水中 COD 排放量之和,具体指用化学氧化剂氧化水中有机污染物时所需的氧量。

氨氮排放量:指以游离氨和离子氨形式存在的氮,主要源于城市生活污水,

工业废水，以及农田排水等。氨氮废水排放标准限值范围为 0.02mg/L~150mg/L。该指标可反映某区域水环境污染状况。

化肥施用量：指报告期内某区域实际用于农业生产的化肥数量，包括氮肥、磷肥等。该指标用于衡量农业生产中是否出现过度施肥的情况，是反映区域农业环境污染状况的指标之一。

农药使用量：指在一定面积的农田中使用的农药总量。农药使用量的大小直接影响作物的产量和质量，同时也会对环境 and 人类健康造成影响。该指标用于衡量农药的科学使用情况，同样是反映区域农业环境污染状况的指标。

一般工业固废处置率：指报告期内一般工业固体废物处置量占产生总量的比值。该指标衡量区域内工业企业对固体废弃物的处理水平，进而反映相关环境问题的治理能力。

城市污水处理率：指报告期内某区域城市污水处理量与排放总量的比值，是反映一个城市污水集中收集处理设施的配套程度，以及评价一个城市污水处理工作效果的标志性指标。

城市生活垃圾无害化处理率：指报告期内某区域城市生活垃圾无害化处理量与产生总量的比值，是反映城市生活垃圾处理及环境改善状况的重要指标。

③资源节约与高效利用

单位 GDP 能耗：指报告期内生产一单位 GDP 所消耗的能源量。该指标反映经济发展对能源的依赖程度。在本文用于反映生态补偿的资源节约利用效果。

单位 GDP 用水量：指某区域内总用水量与 GDP 之比。该指标说明某区域经济活动对水资源的利用情况，可用来反映水资源利用效率的变化。

一般工业固废综合利用率：指区域内一般工业固体废物综合利用量占产生总量的比值。该指标反映了废物污染治理与资源化有机结合的效果，用于衡量工业企业对固体废弃物回收处理与循环利用水平的高低。

工业用水重复利用率：指区域内工业用水中重复利用的水量与总用水量的比值，是评估水资源可持续性的重要指标。该指标反映工业企业在水资源管控和优化方面的效果。

(2) 经济效益

生态补偿政策的实施，使农户在失去经济发展机会的同时获得了生态补偿资

金,农户可利用补偿资金大力发展生态农业、生态旅游等,进而促进生态保护区生态环境与经济社会的可持续发展。根据数据的可得性,从经济发展水平和产业结构调整两个维度,选取了人均 GDP、GDP 增速、第三产业增加值占比 3 项指标以表征生态补偿机制的经济效益。

④经济发展水平

人均 GDP: 即人均国内生产总值,指一个国家或地区核算期国内生产总值与其常住人口总数的比值。该指标是衡量一国或区域人民生活水平的标准之一。

GDP 增速: 即 GDP 增长率,指一个时期的国内生产总值到下一个时期百分比的变动。该指标可反映一个国家或地区的经济规模、经济结构和经济实力的变化情况,是反映经济形势的基本指标之一。

⑤产业结构调整

第三产业增加值占比: 指核算期内第三产业产值增加值占国内生产总值的比重。主要包括除农业、工业、建筑业以外的其他为生产生活提供服务的产业类型。该指标可反映一个国家或地区所处的经济发展阶段和总体水平。

(3) 社会效益

本文认为社会效益重点考察生态补偿政策的实施对社会发展的促进作用,具体表现为就业与生活水平以及环保观念意识的提升。在就业与生活水平方面,选取第二三产业就业人员占比、城镇居民人均可支配收入、农村居民人均可支配收入、城镇居民恩格尔系数和农村居民恩格尔系数 5 个指标;在环保观念意识方面,选取节能环保支出占 GDP 比重和人均日生活用水量 2 个指标表征社会效益水平。

⑥就业与生活水平

第二三产业就业人员占比: 指第二产业和第三产业就业人员总数占三大产业就业总人数的比重。该指标可反映国家或地区经济结构和产业结构优化情况。

城镇居民人均可支配收入: 指区域内城镇居民在一定时期内获得的并用于最终消费支出和储蓄总和的人均值。该指标反映了城镇家庭和个人平均经济情况和消费能力,也反映了社会经济发展和分配公平性等方面的问题。

农村居民人均可支配收入: 指区域内农村住户获得的经过初次分配与再分配后的人均收入。该指标反映了农村家庭和个人平均经济情况和消费能力。

城镇居民恩格尔系数: 指区域内城镇居民食品支出总额占个人消费支出总额

的比重。该指标可用于衡量城镇居民生活水平的高低。

农村居民恩格尔系数：指区域内农村居民食品支出总额占个人消费支出总额的比重。该指标可用于衡量农村居民生活水平的高低。

⑦环保观念意识

节能环保支出占 GDP 比重：指用于环境污染防治、生态环境保护和建设的支出占当年国内生产总值 GDP 的比重。该指标是衡量环境保护问题的重要指标之一，同时可反映某地区政府和企业的环保观念意识。

人均日生活用水量：指区域内每一用水人口平均每天的生活用水量。该指标可反映一个国家或地区的水资源状况和水资源利用效率，进而体现该地区居民在日常生活中环保观念意识的强弱。

4.3.1.3 生态补偿综合效益评价指标体系构建

基于本章指标构建目标与原则及指标的具体选取，本文构建的生态补偿综合效益评价指标体系如表 4.3 所示，以此为科学细化地测度各区域不同领域的补偿资金分配额提供量化依据。

表 4.3 生态补偿综合效益评价指标体系

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	指标属性
综合效益	生态效益	生态系统状况	1	森林覆盖率(%)	+
			2	人工造林面积(千公顷)	+
			3	种草面积(千公顷)	+
			4	湿地面积(万公顷)	+
			5	人均水资源量(立方米/人)	+
		环境治理与污染减排	6	二氧化硫排放量(吨)	—
			7	氮氧化物排放量(吨)	—
			8	化学需氧量 COD 排放量(吨)	—
			9	氨氮排放量(吨)	—
			10	化肥施用量(实物吨)	—
			11	农药使用量(吨)	—
			12	一般工业固废处置率(%)	+
			13	城市污水处理率(%)	+
			14	城市生活垃圾无害化处理率(%)	+
		资源节约与高效利用	15	单位 GDP 能耗(吨标准煤/万元)	—
			16	单位 GDP 用水量(立方米/万元)	—
			17	一般工业固废综合利用率(%)	+
			18	工业用水重复利用率(%)	+

续表 4.3 生态补偿综合效益评价指标体系

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	指标属性
综合效益	经济效益	经济发展水平	19	人均 GDP(元)	+
			20	GDP 增速(%)	+
		21	第三产业增加值占比(%)	+	
	社会效益	就业与生活水平	22	第二三产业就业人员占比(%)	+
			23	城镇居民人均可支配收入(元)	+
			24	农村居民人均可支配收入(元)	+
			25	城镇居民恩格尔系数	—
			26	农村居民恩格尔系数	—
			27	节能环保支出占 GDP 比重(%)	+
	环保观念意识		28	人均日生活用水量(升)	—

4.3.2 测度方法选择

当前生态补偿效益评价主要关注生态补偿的成效、对利益相关者的影响,以及对生态、经济和社会综合效果的评估。定量方法大多采用熵权法、层次分析法、主成分分析法、数据包络法、倾向值得分匹配法、模糊综合评价法等。其中较为主流的为熵权法与层次分析法(张慧等, 2022)。

层次分析法是将与生态补偿有关的元素分解成目标、准则等多个层次, 综合进行定性与定量分析的方法。虽然层次分析法具有较好的系统性, 但该方法仍存在一定不足。由于层次分析法的作用是从备选方案中选择较优者, 因此其不能为决策提供新方案; 同时该方法由于使用的定量数据较少而定性成分较多, 因此测算结果不易令人信服。熵权法根据指标值在待测评样本间的差异确定指标权重, 是一种较为简单易操作的多指标决策分析方法, 能够有效降低主观性, 较为客观地反映统计数据的效用值。近年来熵权法在各领域应用广泛, 尤其在环境管理决策领域中的应用范围不断拓展, 主要包括政策效益评价分析、工程技术可行性分析、多目标决策与生态环境状况评价分析等, 在总量分配实践中也得到了较好应用。生态补偿资金分配和使用要遵循公平合理原则, 而公平合理的资金分配和使用方案与所选择的测度方法直接相关。在区域生态补偿效益评价指标体系基础上, 选择客观熵权法定量确定各指标对综合效益水平的相对重要程度, 以指导补偿资金合理分配与使用。各指标相对重要程度大小可基于信息熵理论来确定, 即指标信息熵值越小, 其提供的信息越多, 权重越大, 对生态补偿效益水平的相对

重要性越大,则应对相应领域分配较多的生态补偿资金;反之,该指标提供的信息越少,权重越小,对生态补偿效益水平的相对重要性越小,该领域分配的生态补偿资金则越少。

因此,本文利用熵权法计算各项指标权重,以此构建的生态补偿资金分配测度模型无主观人为因素干扰,同时可体现区域差异性特征,可为制定公平合理的生态补偿资金分配与使用方案提供科学依据。

4.3.3 生态补偿资金分配测度模型

4.3.3.1 数据归一化处理

为消除各指标因不同量纲和数量级所带来的影响,首先需要对所有原始指标数据进行归一化处理。本文参考彭玉婷(2020)的数据处理方法,按公式(4-19)将17个正向指标值和11个负向指标值分别进行线性变换,各指标值 x_{ij} 归一化后得到 x'_{ij} ,取值范围在[0,1]之间。

$$x'_{ij} = \begin{cases} \frac{x_{ij} - \min\{x_j\}}{\max\{x_j\} - \min\{x_j\}}, & x_{ij} \text{为正向指标} \\ \frac{\max\{x_j\} - x_{ij}}{\max\{x_j\} - \min\{x_j\}}, & x_{ij} \text{为负向指标} \end{cases} \quad (4-19)$$

式中, $i=1, \dots, m$,为评价年数; $j=1, \dots, n$,为指标个数; $\max\{x_j\}$ 和 $\min\{x_j\}$ 分别表示指标 j 的 m 个年份中的最大值与最小值。

4.3.3.2 权重确定

由于各评价指标对生态补偿综合效益的重要程度不同,需要确定指标体系的各指标权重。本文采用客观熵权法计算各指标权重,计算步骤如下:

①计算第 j 个指标第 i 年份指标值的比重 y_{ij} :

$$y_{ij} = x'_{ij} / \sum_{i=1}^m x'_{ij} \quad (4-20)$$

②计算第 j 个指标的信息熵 e_j :

$$e_j = -k \sum_{i=1}^m (y_{ij} \ln y_{ij}) \quad (4-21)$$

式中 $k = 1/\ln m$ ，本文 m 为评价年数。

③计算信息熵冗余度 d_j ：

$$d_j = 1 - e_j \quad (4-22)$$

④计算指标权重 w_j ：

$$w_j = d_j / \sum_{i=1}^m d_j \quad (4-23)$$

4.3.3.3 测度模型构建

依据公式 (4-23) 得到指标权重后，以各指标权重作为资金分配的量化基础，并以此构建生态补偿资金分配测度模型如下所示：

$$a_{ij} = CS_i \cdot L_i \cdot w_{ij} \quad (4-24)$$

式中， a_{ij} 为第 i 个区域第 j 个指标对应的生态补偿资金分配额， CS_i 为第 i 个区域基于公式 (4-18) 测算出来的生态补偿标准， L_i 为第 i 个区域的国土面积， w_{ij} 为第 i 个区域第 j 个指标的权重。

各区域实行“当年考核、次年补偿”的办法（高榕和刘冷馨，2018），结合区域实际补偿政策和补偿资金来源情况，基于上述测度模型，科学细化地测算下一年度不同领域的具体生态补偿资金分配额，为有效使用补偿资金进而实现区域生态补偿效益最大化目标提供数据支撑和决策依据。

4.4 本章小结

本章基于第 2 章和第 3 章相关概念和理论框架，首先对生态价值计量范围和核算方法进行界定和选择，在考虑区域适用性的基础上对传统生态价值核算模型进行修正与改进；其次结合第 3 章量化思路对区域生态补偿核算范围进行界定，并对生态补偿标准测算方法进行选择，以此为基础构建基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型；最后依据生态补偿效益评价指标体系，采用客观的测度方法，构建科学完善的生态补偿资金分配测度模型，以此为补偿资金的有效使用提供定

量基础和决策依据。具体结论如下：

(1) 生态价值计量范围界定、核算方法选择及核算模型修正。依据国际标准 SEEA2012 中心框架和 SEEA-EA 对有关概念和计量范围的描述，本文以最新版本的当量因子表为基础，对其中生态系统服务类型进行相应调整，最终确定生态价值计量范围包括供应服务、调节服务和文化服务 3 大类及食物生产、原材料生产、水资源供给等 8 小类生态系统服务类型。在考虑方法可行性、结果可比性以及数据可获得性等因素的基础上，最终选取当量因子法对生态价值进行评估与核算，考虑方法在不同区域的适用性问题，本文从空间和价格两方面分别对当量因子和价值系数进行修正，以此构建了改进的生态价值核算模型。

(2) 生态补偿核算范围界定、测算方法选择及测算模型构建。为提高生态补偿标准的准确性和可行性，需进一步明确可纳入生态补偿范围的生态系统服务类型。本文认为可纳入补偿范围的生态系统服务类型包括气体调节、气候调节、净化环境和水文调节服务 4 类，将其作为用于生态补偿标准测算的生态系统服务正向价值核算内容；基于生态补偿机制的“保护者受益、使用者付费、损害者赔偿”原则，确定区域生态补偿标准还需考虑社会经济活动对生态环境造成的负面影响，结合相关研究，本文最终选取废水排放、废气排放、固体废物排放、化肥环境污染、水资源消耗作为生态系统服务负向价值的核算指标。采用当量因子法、功能价值法和替代成本法相结合的方法对生态净价值进行核算，并基于区域社会发展阶段系数和地方财政补偿能力指数测算生态补偿系数，以此构建更接近人们支付意愿和地方政府财政支付能力的生态补偿标准测算模型。

(3) 生态补偿资金分配测度模型构建。以生态补偿效益最大化为目标，基于异质性、公平性、科学性和可行性原则，构建一套涵盖生态、经济和社会三大层次的补偿效益评价指标体系，主要包括生态系统状况、环境治理与污染减排、资源节约与高效利用、经济发展水平、产业结构调整、就业与生活水平、环保观念意识的 7 类效益 28 项指标。采用客观熵权法对指标权重进行测算，以各指标权重作为资金分配的量化基础，以此构建科学细化的生态补偿资金分配测度模型。各区域实行“当年考核、次年补偿”的办法，基于测度模型对下一年度各领域生态补偿资金分配额进行具体量化，并根据量化结果指导补偿资金在不同领域的有效使用。

5 黄河上游省区生态价值核算及分析

生态价值核算可为生态补偿标准测算提供重要的数据支撑。本章以黄河上游省区为研究对象,首先对各省区自然地理特征和生态环境现状进行概括,其次以生态价值核算模型为基础,对黄河上游省区 2000—2019 年生态价值进行时空评估与核算^①,详细分析各地类、各单项服务功能生态价值的动态变化情况和空间分布特征,并进一步测算分析黄河上游整体区域及各省区生态经济协调发展情况。以此为黄河上游省区生态保护和高质量发展提供决策依据,并为后续生态净价值核算和生态补偿量化研究奠定重要的数据基础。

5.1 区域概况

5.1.1 自然地理概况

黄河为我国北部大河,全长 5464 公里,是我国重要的生态屏障和经济发展地带。黄河从源头向下依次流经青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙古、陕西、山西、河南及山东 9 省区。根据河道流经区的自然环境和水文情况,黄河分为上、中、下游,其中,黄河上游和中游的分界点是内蒙古托克托县河口镇^②。鉴于内蒙古部分区域属于黄河中游流经区,为使研究更具严谨性,本文研究区域仅考虑青海、四川、甘肃和宁夏四省区。黄河上游省区自然地理概况如下:

青海省北部和东部与甘肃省相接,东南部与四川省接壤,总面积 72.23 万平方公里,省内流域主要有长江、黄河和澜沧江,因此青海被称为“三江源”,又称“中华水塔”,在我国乃至全球生态地位都尤为重要。四川省位于我国西南地区内陆,总面积 48.60 万平方公里,是长江、黄河上游重要生态屏障和水源涵养地,有着森林、草地、湿地等多种自然生态系统,生态地位突出,生态优势明显。甘肃省位于我国西北地区,地处黄河上游,南部与四川、青海相接,北连宁夏和内蒙古,总面积 42.58 万平方公里,省内区域分属长江、黄河、内陆河三大流域,承担着全国主要江河源头水源补给、水源涵养、防风固沙等重要生态功能,是西

^① 鉴于各省区土地利用数据目前更新至 2019 年 12 月 31 日为标准统一时点汇总的第三次全国国土调查数据,因此为保证研究期范围一致,本文实证应用章节数据来源时间均截止至 2019 年。

^② 资料来源:水利部黄河水利委员会网站.流域范围及其历史变化[EB/OL].

http://www.yrcc.gov.cn/hhyl/hhgk/hd/lyfw/201108/t20110814_103452.html,2011-08-14.

部乃至全国重要的生态安全屏障。宁夏回族自治区位于我国西北内陆地区，总面积 6.64 万平方公里，地处青藏高原、西北干旱、东部季风三大气候过渡带，是唯一全境属于黄河流域的省区，是我国“三屏四带”生态安全战略格局中黄河重点生态区和北方防沙带的交汇地带，生态地位十分重要。

黄河上游每年向中下游输出约 264.30 亿立方米的清洁水源，占黄河全流域的 49.30%，因此上游区域生态保护对全流域乃至全国的生态安全和水资源利用等都发挥着至关重要的作用。近年来黄河上游积极承担着水源涵养和生态环境保护的重要责任和使命，上游各省区在黄河流域高质量发展中的地位尤为突出。

5.1.2 生态环境现状

5.1.2.1 生态现状

“十三五”时期，黄河上游省区生态系统保护与修复工作取得了显著成效。青海省近年来生态系统状况良好，全省范围内生态恶化趋势已得到一定程度缓解。截至 2020 年底，青海森林覆盖率和草地综合植被盖度分别达到 7.50% 和 57.40%；作为湿地大省，青海省湿地面积保持在 814.36 万公顷以上，占全国湿地总面积的 15.19%，位居全国首位，其中湿地保护面积 523.80 万公顷，保护率达 64.32%，高于全国平均水平。四川省在“十三五”时期的长江黄河上游生态屏障建设成效显著，省内自然保护地保护力度有所加强，重要生态系统保护取得良好进展，森林覆盖率由 36% 增加至 40%，累计完成营造林 830 万亩，草原生态修复 902 万亩。甘肃省近年来不断健全完善生态文明体制改革制度体系，主要成效表现为积极推进大规模国土绿化行动，重点实施天然林保护、退耕还林、三北防护林等工程，截至 2020 年底森林覆盖率达 11.33%；同时，大力开展湿地生态效益补试点，全省湿地面积近年来保持稳定。宁夏回族自治区生态文明建设和生态环境保护在“十三五”时期发生了历史性、转折性及全局性变化。全区森林覆盖率、草原综合植被盖度分别达到 15.80% 和 56.50%，森林蓄积量达到 995 万立方米；湿地面积达到 311 万亩，湿地保护率为 55%；完成荒漠化土地治理 3000 平方公里，水土流失治理 4400 平方公里。

5.1.2.2 环境现状

环境方面，黄河上游各省区污染防治能力在持续加强。截至 2020 年，青海

省大气主要污染物减排目标提前完成,全省空气质量优良天数比例高达 97.20%;水污染预防与治理全面提速,全省 19 个地表水国家考核断面水质优良比例(达到或优于Ⅲ类比例)高达 100%;“十三五”时期相继实施了土壤污染源头整治和污染地块治理与修复工程,全省土壤环境质量状况总体较好;全省化学需氧量、氮氧化物排放量等超额完成了国家下达的“十三五”总量减排目标。四川省 2020 年 21 个市州城市大气质量达标数量相较 2015 年增加 9 个,全省优良天数比例 90.70%,较 2015 年提高 5.50%,全省二氧化硫、氮氧化物排放量较 2015 年分别下降 26.40%和 19.70%,均超额完成国家下达目标;全省地表水省控及以上断面水质优良比例为 94.50%,较 2015 年提高 33.20%,13 个出川断面水质全部为优良等级,化学需氧量、氨氮排放量较 2015 年分别下降 14.90%和 15.30%,均超额完成国家下达任务;同时,单位 GDP 二氧化碳排放、单位 GDP 能耗分别降低 29.90%和 17.40%。甘肃省近年来加快推进生态环境保护建设,推动黄河流域生态环境与污染现状调查及入河排污口排查试点工作,同时积极开展水生态环境保护项目。截至 2020 年,化学需氧量、氨氮、二氧化硫、氮氧化物等四项主要污染物排放量分别较 2015 年下降 9.40%、10.30%、9.70%和 9.50%,碳排放强度较 2015 年下降 28%,主要污染物排放量和碳排放强度持续下降。宁夏回族自治区地市级空气质量优良天数比例保持在 80%以上,较 2015 年提高 11.20%;地表水国控断面水质达到或好于Ⅲ类比例为 93.30%,黄河干流宁夏段水质连续 5 年保持Ⅱ类进Ⅱ类出;主要污染物排放量持续下降,均完成“十三五”规划考核目标。

总体来看,黄河上游各省区生态环境保护建设虽成效显著,但仍处于压力重重的关键时期。青海省生态环境整体退化的趋势虽已得到有效遏制,但生态环境质量根本性改善的基础仍不牢固,局部地区水土流失依然严重,荒漠化、沙化等生态环境问题突出,草地和湿地退化减缓速率较低,生态环境保护与修复仍存在一定的艰巨性和复杂性特征。四川省产业结构、能源结构、交通运输结构、用地结构存在较大优化空间,主要污染物排放强度高于全国平均水平,生态环境领域科研创新及成果转化水平仍有待提高,生态环境保护与经济发展的长期矛盾和短期问题依然存在。甘肃省由于自然条件严酷,生态环境脆弱,当前仍存在湿地面积呈减少趋势、草原退化尚未得到有效遏制、水土流失严重等问题,同时水资源供给结构性矛盾较为突出。宁夏回族自治区仍在破解资源环境约束、解决复合型

环境污染问题与保障环境安全、平衡经济发展和生态环境保护关系方面存在较大压力，具体表现为水资源整体匮乏、能源综合利用效率不高、环保投入仍无法满足污染治理需求、生态系统服务功能水平不高、全社会生态环保意识有待进一步加强等方面问题。由此可知，黄河上游省区在推动生态环境保护和经济高质量发展方面的任务依然艰巨。

5.2 黄河上游省区生态价值核算

本部分采用第 4.1.3 节改进的生态价值核算模型，首先对基于全国尺度的当量因子进行空间修正，得到黄河上游各省区当量因子表；其次根据各省区三大主要粮食作物及农产品生产价格指数等，通过价格修正得到各省区价值系数；最后结合当量因子和价值系数的修正结果，对黄河上游区域生态价值进行核算。

本节采用的数据主要来源于 2001—2020 年《中国统计年鉴》、各省区统计年鉴，以及《全国农产品成本收益资料汇编》，2000—2019 年各地类面积数据来源于各省区全国国土调查结果。根据全国生态系统分类体系，为保证数据完整性，本文以森林—林地，草地—草地，水域—水域及水利设施用地，农田—耕地、园地及其他农用地，荒漠—未利用地的形式将生态系统类型与土地利用类型相对应。此外，参考 Costanza 的生态价值研究及谢高地的单位面积价值当量因子表，假设建设用地的生态价值为零，在本文实证应用中将其省略。

5.2.1 当量因子空间修正

根据公式（4-1）和公式（4-2），对谢高地等（2015）全国尺度的当量因子表进行空间修正。各省区当量因子修正系数分别为 0.7090（青海）、1.0292（四川）、0.7051（甘肃）和 0.8638（宁夏）。修正后黄河上游四省区各类生态系统不同功能服务对应的当量因子如表 5.1 所示。

表 5.1 黄河上游四省区当量因子表

省区	功能服务	农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠
青海	食物生产	0.7834	0.1790	0.1654	0.3616	0.2836	0.0035
	原料生产	0.1737	0.4112	0.2434	0.3545	0.0815	0.0106
	水资源供给	-0.9252	0.2127	0.1347	1.8363	3.7045	0.0071
	气体调节	0.6310	1.3524	0.8555	1.3471	0.3368	0.0461
	气候调节	0.3297	4.0466	2.2617	2.5524	1.0032	0.0354

续表 5.1 黄河上游四省区当量因子表

省区	功能服务	农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠
青海	净化环境	0.0957	1.1858	0.7468	2.5524	2.0242	0.1453
	水文调节	1.0599	2.6481	1.6567	17.1788	38.7712	0.0851
	美学景观	0.0532	0.6576	0.4183	3.3535	0.7019	0.0213
四川	食物生产	1.1373	0.2599	0.2402	0.5249	0.4117	0.0051
	原料生产	0.2522	0.5970	0.3534	0.5146	0.1184	0.0154
	水资源供给	-1.3431	0.3088	0.1956	2.6657	5.3777	0.0103
	气体调节	0.9160	1.9633	1.2419	1.9555	0.4889	0.0669
	气候调节	0.4786	5.8743	3.2832	3.7052	1.4564	0.0515
	净化环境	0.1389	1.7214	1.0841	3.7052	2.9384	0.2110
	水文调节	1.5387	3.8442	2.4050	24.9382	56.2834	0.1235
	美学景观	0.0772	0.9546	0.6072	4.8683	1.0189	0.0309
甘肃	食物生产	0.7791	0.1780	0.1645	0.3596	0.2820	0.0035
	原料生产	0.1727	0.4090	0.2421	0.3525	0.0811	0.0106
	水资源供给	-0.9202	0.2115	0.1340	1.8262	3.6841	0.0071
	气体调节	0.6275	1.3450	0.8508	1.3397	0.3349	0.0458
	气候调节	0.3279	4.0243	2.2493	2.5384	0.9977	0.0353
	净化环境	0.0952	1.1793	0.7427	2.5384	2.0131	0.1445
	水文调节	1.0541	2.6335	1.6476	17.0845	38.5583	0.0846
	美学景观	0.0529	0.6540	0.4160	3.3351	0.6980	0.0212
宁夏	食物生产	0.9545	0.2181	0.2015	0.4405	0.3455	0.0043
	原料生产	0.2116	0.5010	0.2966	0.4319	0.0993	0.0130
	水资源供给	-1.1272	0.2591	0.1641	2.2372	4.5132	0.0086
	气体调节	0.7688	1.6476	1.0423	1.6412	0.4103	0.0561
	气候调节	0.4017	4.9300	2.7554	3.1096	1.2222	0.0432
	净化环境	0.1166	1.4447	0.9098	3.1096	2.4661	0.1771
	水文调节	1.2913	3.2262	2.0183	20.9291	47.2351	0.1037
	美学景观	0.0648	0.8011	0.5096	4.0856	0.8551	0.0259

5.2.2 价值系数价格修正

根据公式(4-3)对黄河上游各省区价值系数进行价格修正,结合各省区三大主要粮食作物实际情况和农产品生产价格指数,得到各省区价值系数的修正系数分别为5511.87元/hm²(青海)、2229.34元/hm²(四川)、1863.63元/hm²(甘肃)和613.96元/hm²(宁夏)。依据公式(4-4),得到黄河上游四省区修正后的生态系统服务价值系数。具体结果及分析如下:

青海省生态系统服务价值系数按大小排序为:水域>湿地>森林>草地>农田>荒漠(表5.2)。从生态系统各单项服务价值系数来看,青海省水域生态系统的水文调节、水资源供给和净化环境服务价值系数较高,湿地生态系统的水文

调节、美学景观、气候调节服务价值系数较高，森林和草地生态系统的气候调节、水文调节服务价值系数较高。由此表明，青海省作为国家生态安全战略格局中的重要生态屏障，其水域、湿地和森林的生态环境保护对全省乃至黄河流域的生态系统质量提升发挥着重要作用。

表 5.2 青海省生态系统服务价值系数 元/hm²

服务类型	农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
食物生产	4318.19	986.74	911.84	1993.01	1563.15	19.54	9792.46
原料生产	957.43	2266.56	1341.70	1953.93	449.40	58.62	7027.65
水资源供给	-5099.77	1172.36	742.49	10121.38	20418.61	39.08	27394.15
气体调节	3478.00	7454.26	4715.49	7424.95	1856.24	254.01	25182.95
气候调节	1817.16	22304.15	12466.10	14068.32	5529.63	195.39	56380.75
净化环境	527.56	6535.91	4116.29	14068.32	11156.96	801.11	37206.15
水文调节	5842.26	14595.88	9131.38	94687.62	213701.72	468.94	338427.81
美学景观	293.09	3624.55	2305.64	18484.21	3868.79	117.24	28693.52
合计	12133.93	58940.41	35730.93	162801.75	258544.50	1953.93	530105.45

四川省生态系统服务价值系数按大小排序为：水域>湿地>森林>草地>农田>荒漠（表 5.3）。从表 5.3 可知，四川省水域生态系统的水文调节、水资源供给和净化环境服务价值系数在各服务类型中排前三位，湿地生态系统的水文调节、美学景观、气候调节服务价值系数较高，森林和草地生态系统的气候调节、水文调节和气体调节服务价值系数较高。由此可以看出，四川省水域、湿地、森林和草地的生态环境保护对全省生态系统质量发挥着至关重要的作用，从各单项生态系统服务的价值系数来看，调节服务即气体调节、气候调节、净化环境和水文调节服务对各生态系统影响更大；农田生态系统在保证水文调节、食物供给服务稳定供给的前提下，仍需重点关注水资源消耗对生态环境带来的负面影响。

表 5.3 四川省生态系统服务价值系数 元/hm²

服务类型	农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
食物生产	2535.42	579.36	535.38	1170.19	917.80	11.47	5749.63
原料生产	562.15	1330.81	787.78	1147.25	263.87	34.42	4126.27
水资源供给	-2994.32	688.35	435.95	5942.75	11988.75	22.94	16084.42
气体调节	2042.10	4376.75	2768.69	4359.54	1089.89	149.14	14786.12
气候调节	1066.94	13095.84	7319.44	8260.19	3246.71	114.72	33103.85
净化环境	309.76	3837.55	2416.87	8260.19	6550.79	470.37	21845.52
水文调节	3430.27	8569.95	5361.47	55595.66	125474.56	275.34	198707.25
美学景观	172.09	2128.15	1353.75	10852.97	2271.55	68.83	16847.34
合计	7124.41	34606.75	20979.35	95588.74	151803.91	1147.25	311250.40

甘肃省生态系统服务价值系数按大小排序为：水域>湿地>森林>草地>农田>荒漠（表 5.4）。从各类生态系统各单项服务价值系数来看，甘肃省水域生态系统的水文调节、水资源供给和净化环境服务价值系数较高，湿地生态系统的水文调节、美学景观、气候调节服务价值系数较高，森林和草地生态系统的气候调节、水文调节服务价值系数较高。由此可知，甘肃省应重点加强水域、湿地、森林和草地生态环境的保护与修复，同时着重关注农田生态系统的农业耗水等问题，在荒漠生态系统质量改善方面，持续提升防沙治沙等综合治理水平。

表 5.4 甘肃省生态系统服务价值系数 元/hm²

服务类型	农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
食物生产	1451.94	331.78	306.59	670.13	525.59	6.57	3292.59
原料生产	321.92	762.10	451.13	656.99	151.11	19.71	2362.96
水资源供给	-1714.73	394.19	249.65	3403.19	6865.50	13.14	9210.94
气体调节	1169.44	2506.40	1585.53	2496.55	624.14	85.41	8467.45
气候调节	611.00	7499.49	4191.57	4730.30	1859.27	65.70	18957.33
净化环境	177.39	2197.62	1384.05	4730.30	3751.39	269.36	12510.11
水文调节	1964.39	4907.69	3070.31	31837.54	71854.55	157.68	113792.16
美学景观	98.55	1218.71	775.24	6215.09	1300.83	39.42	9647.84
合计	4079.88	19817.98	12014.08	54740.07	86932.38	656.99	178241.39

宁夏回族自治区生态系统服务价值系数按大小排序为：水域>湿地>森林>草地>农田>荒漠（表 5.5）。根据表 5.5 可知，宁夏回族自治区水域生态系统的水文调节、水资源供给和净化环境服务价值系数在各服务类型中位居前三，湿地生态系统的水文调节、美学景观、气候调节服务价值系数较高，森林和草地生态系统的气候调节、水文调节和气体调节服务价值系数较高。由此表明，宁夏的水域、湿地、森林生态系统等对全省乃至全国的生态安全发挥着重要作用。

表 5.5 宁夏回族自治区生态系统服务价值系数 元/hm²

服务类型	农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
食物生产	586.01	133.91	123.74	270.46	212.13	2.65	1328.90
原料生产	129.93	307.59	182.08	265.16	60.99	7.95	953.70
水资源供给	-692.07	159.10	100.76	1373.53	2770.93	5.30	3717.56
气体调节	471.99	1011.59	639.92	1007.61	251.90	34.47	3417.48
气候调节	246.60	3026.81	1691.73	1909.16	750.41	26.52	7651.22
净化环境	71.59	886.96	558.61	1909.16	1514.07	108.72	5049.11
水文调节	792.83	1980.75	1239.19	12849.70	29000.65	63.64	45926.75
美学景观	39.77	491.87	312.89	2508.42	525.02	15.91	3893.89
合计	1646.65	7998.58	4848.91	22093.21	35086.09	265.16	71938.59

5.2.3 各省区生态价值核算

根据公式（4-5）和公式（4-6）得到黄河上游区域生态价值核算结果。2019年黄河上游区域 ESV 总值高达 58091.29 亿元，各类生态系统 ESV 由大到小依次为草地（17953.07 亿元）、湿地（15407.45 亿元）、森林（13164.63 亿元）、水域（10479.74 亿元）、农田（673.14 亿元）和荒漠（413.25 亿元）。2000—2019 年黄河上游区域 ESV 总值整体呈增加趋势，增长率为 29.47%。如图 5.1 所示，农田、森林、湿地和水域生态系统 ESV 呈不同程度增加趋势，增加幅度最大的为水域生态系统（83.88%），这与核算期内水域面积大幅增加及水域生态系统较高的价值系数直接相关，其次分别为湿地（61.85%）、森林（39.34%）和农田生态系统（20.07%）；草地和荒漠生态系统 ESV 在核算期内呈减少趋势，减幅分别为-5.58%和-34.26%，主要原因为两类生态系统面积在核算期内不同幅度减少，荒漠面积减少源于近年来黄河上游各省区的防沙治沙工作成效显著，使部分荒漠等未利用地有效转化为森林、水域等土地利用类型，草地面积减少反映了各省区退耕还草等工程项目效果不足，仍需加大草原生态系统修复和治理力度。

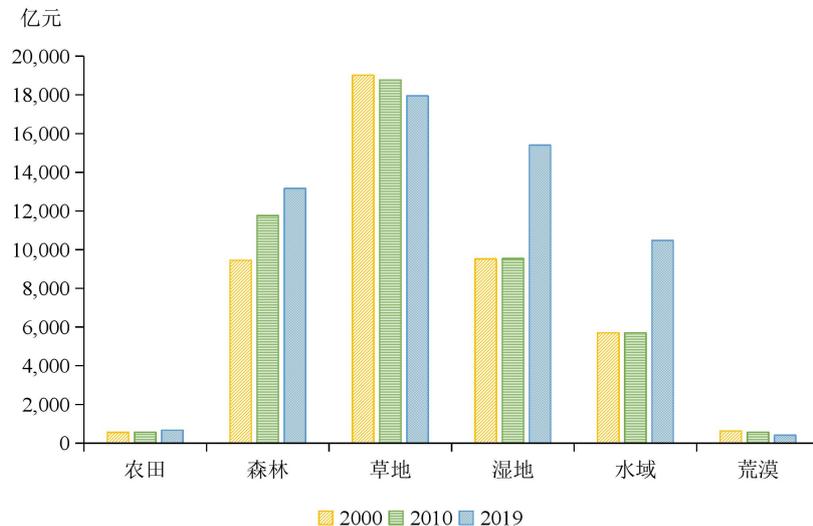


图 5.1 2000—2019 年黄河上游区域生态价值 ESV

5.3 黄河上游省区生态价值结果分析

本节分别对黄河上游各省区各地类生态价值、各单项服务功能价值在核算期内的动态变化特征进行测算和分析，并详细分析黄河上游各省区生态价值及人均

ESV 与人均 GDP 的空间差异,以为各省区乃至黄河上游区域的生态系统保护与修复提供数据支撑和决策依据。

5.3.1 生态价值时间演变特征分析

5.3.1.1 各地类生态价值动态变化特征分析

基于当量因子法核算的生态价值主要受各类生态系统的土地利用面积和价值系数两大因素影响,各省区生态系统价值系数已在第 5.2.2 节中列示,本节首先对各省区土地利用变化情况进行测算和分析,以此为基础对核算期内各地类生态价值动态变化特征进行量化和描述。

(1) 土地利用变化情况

① 土地利用动态度

土地利用动态度指某区域在一定时间范围内某种土地利用类型的面积变化情况(王秀兰和包玉海,1999)。土地利用动态度计算公式如下:

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100\% \quad (5-1)$$

式中: K 为研究期内区域某种土地利用类型的动态度,即该地类面积的年变化率(%); U_a 和 U_b 为研究期初和期末区域内该地类面积(hm^2); T 为区域内该地类面积变化年份。

② 各省区土地利用变化特征分析

青海省土地利用结构以草地(草地)和荒漠(未利用地)为主,二者面积之和占总面积的 78%以上(表 5.6)。2000—2019 年青海省土地利用变化情况表现为农田、草地和荒漠面积减少,森林、湿地和水域面积均有不同程度的增加趋势。其中,农田、草地和荒漠面积分别减少 10.50 万 hm^2 、112.67 hm^2 和 462.67 万 hm^2 ,土地利用动态度分别为-0.83%、-0.15 和-1.15%;森林、湿地和水域面积分别增加 194.36 万 hm^2 、330.94 万 hm^2 和 33.68 万 hm^2 ,土地利用动态度分别为 3.85%、3.60%和 0.84%。

研究期内各土地利用类型变化特征存在明显差异,减幅较大的为荒漠和农田,增幅较大的为森林和湿地。根据青海省土地利用调查数据显示,研究期内荒漠面积大幅减少与青海省荒漠化、石漠化综合治理成效密不可分。在退耕还林政策推动下,青海省 2000—2010 年森林面积增加 90.23 万 hm^2 ,土地利用动态度为

3.39%，2010—2019年森林面积增加104.13万hm²，土地利用动态度为3.25%；2000—2019年农田面积减少10.50万hm²，土地利用动态度为-0.83%。此外，湿地面积在研究期内增加330.94万hm²，尤其在2010—2019年间土地利用动态度高达7.61%，由此可见，近十年青海省湿地保护工作实现了高质量发展。根据以上结果可知，随着近年来积极推动黄河流域生态保护和高质量发展，青海省土地利用和生态环境保护工作在这一阶段成效显著。

表 5.6 2000—2019 年青海省土地利用面积及动态度

生态系统类型		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠
土地利用类型		耕地、其他农用地	林地	草地	湿地	水域及水利设施用地	未利用地
面积(万 hm ²)	2000	66.92	266.00	4059.75	483.42	210.98	2111.34
	2010	59.09	356.23	4104.37	483.42	210.98	1984.01
	2019	56.42	460.36	3947.08	814.36	244.66	1648.67
面积占比(%)	2000	0.93	3.70	56.40	6.72	2.93	29.33
	2010	0.82	4.95	57.02	6.72	2.93	27.56
	2019	0.79	6.42	55.04	11.36	3.41	22.99
变化量(万 hm ²)	2000-2010	-7.83	90.23	44.61	0.00	0.00	-127.33
	2010-2019	-2.67	104.13	-157.29	330.94	33.68	-335.34
	2000-2019	-10.50	194.36	-112.67	330.94	33.68	-462.67
土地利用动态度(%)	2000-2010	-1.17	3.39	0.11	0.00	0.00	-0.60
	2010-2019	-0.50	3.25	-0.43	7.61	1.77	-1.88
	2000-2019	-0.83	3.85	-0.15	3.60	0.84	-1.15

四川省土地利用结构以森林（林地）和草地（草地）为主，二者面积之和占总面积的77%左右（表5.7）。2000—2019年四川省草地和荒漠面积减少，农田、森林、湿地和水域面积均有不同程度的增加趋势。其中，草地和荒漠面积分别减少404.72万hm²和635.45万hm²，土地利用动态度分别为-1.55%和-4.51%；农田、森林、湿地和水域面积分别增加77.25万hm²、573.76万hm²、26.91万hm²和235.21万hm²，土地利用动态度分别为0.91%、1.53%、1.47%和111.53%。

研究期内各类土地利用的变化特征差异明显。荒漠面积减幅最大，其次为草地面积；增幅最大的为水域面积，而森林、湿地和农田面积增幅较为接近，土地利用动态度均在1%左右。根据四川省土地利用调查结果显示，荒漠面积大幅减少说明四川省荒漠化、石漠化综合治理水平显著提升，而草地面积减少则说明草原退化生态治理力度仍需加强。水域面积虽在总土地利用面积中占比较小，但在研究期内增幅显著，尤其在2010—2019年间面积增加235.21万hm²，2000—2019

年土地利用动态度高达 111.53%，由此可见，四川省流域治理与生态环境保护工作在这一阶段成效显著。

表 5.7 2000—2019 年四川省土地利用面积及动态度

生态系统类型		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠
土地利用类型		耕地、其他农用地	林地	草地	湿地	水域及水利设施用地	未利用地
面积(万公顷)	2000	445.47	1968.2	1373.5	96.17	11.1	740.77
	2010	401.07	2230.29	1096.1	96.17	11.1	790.92
	2019	522.72	2541.96	968.78	123.08	246.31	105.32
面积占比(%)	2000	9.61	42.46	29.63	2.07	0.24	15.98
	2010	8.67	48.22	23.70	2.08	0.24	17.10
	2019	11.59	56.39	21.49	2.73	5.46	2.34
变化量(万公顷)	2000-2010	-44.40	262.09	-277.40	0.00	0.00	50.14
	2010-2019	121.65	311.67	-127.32	26.91	235.21	-685.60
	2000-2019	77.25	573.76	-404.72	26.91	235.21	-635.45
土地利用动态度(%)	2000-2010	-1.00	1.33	-2.02	0.00	0.00	0.68
	2010-2019	3.37	1.55	-1.29	3.11	235.45	-9.63
	2000-2019	0.91	1.53	-1.55	1.47	111.53	-4.51

甘肃省土地利用结构以荒漠（未利用地）和草地（草地）为主，近十年间二者面积之和占总面积的 61%以上（表 5.8）。2000—2019 年甘肃省土地利用变化情况表现为荒漠面积减少，农田、森林、草地、湿地和水域面积均有不同程度的增加趋势。其中，荒漠面积减少 778.93 万 hm^2 ，土地利用动态度为-2.14%；农田、森林、草地、湿地和水域面积分别增加 175.91 万 hm^2 、281.48 万 hm^2 、165.93 万 hm^2 、47.59 万 hm^2 和 37.11 万 hm^2 ，土地利用动态度分别为 2.68%、2.88%、0.69%、2.06%和 51.00%。

研究期内荒漠的土地利用动态度为-2.14%，尤其在 2000—2010 年间减幅较大，土地利用动态度为-3.73%，这仍然与荒漠化综合治理成效密不可分。研究期内增幅最大的为水域，根据土地利用调查结果显示，2000—2019 年水域面积增加 37.11 万 hm^2 ，土地利用动态度高达 51%，这与近年来祁连山生态环境有密切关系，甘肃省各内陆河流域尤其是位于河西走廊的内陆河流，其重要补给来源为祁连山区冰雪融水，2000 以来祁连山区气温上升明显，使降水显著增加，在 2007 至 2019 年的气象卫星遥感监测中，近 12 年来甘肃省各内陆河流域平均水域面积整体呈增加趋势；森林面积于 2000—2010 年间显著增加，土地利用动态度为 8.56%，但在 2010—2019 年间有小幅减少趋势，土地利用动态度为-1.85%，与此

同时农田面积仍有增加趋势，土地利用动态度为 1.41%，说明甘肃省退耕还林政策实施力度仍需加强，应继续优化土地利用管理，以避免森林面积发生持续下降。

表 5.8 2000—2019 年甘肃省土地利用面积及动态度

生态系统类型		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠
土地利用类型		耕地、其他农用地	林地	草地	湿地	水域及水利设施用地	未利用地
面积(万公顷)	2000	345.04	514.8	1264.78	121.8	3.83	1917.42
	2010	462.17	955.44	1410.53	125.81	3.83	1201.90
	2019	520.95	796.28	1430.71	169.39	40.94	1138.49
面积占比(%)	2000	8.28	12.35	30.35	2.92	0.09	46.01
	2010	11.11	22.97	33.91	3.02	0.09	28.89
	2019	12.72	19.44	34.92	4.13	1.00	27.79
变化量(万公顷)	2000-2010	117.13	440.64	145.75	4.01	0.00	-715.52
	2010-2019	58.78	-159.16	20.18	43.58	37.11	-63.41
	2000-2019	175.91	281.48	165.93	47.59	37.11	-778.93
土地利用动态度(%)	2000-2010	3.39	8.56	1.15	0.33	0.00	-3.73
	2010-2019	1.41	-1.85	0.16	3.85	107.66	-0.59
	2000-2019	2.68	2.88	0.69	2.06	51.00	-2.14

宁夏回族自治区土地利用结构以草地（草地）和荒漠（未利用地）为主，二者面积之和占总面积的 60%左右（表 5.9）。2000—2019 年宁夏土地利用变化情况表现为农田、草地、湿地和荒漠面积减少，森林和水域面积有不同程度的增加趋势。其中，农田、草地、湿地和荒漠面积分别减少 9.46 万 hm^2 、17.40 万 hm^2 、8.07 万 hm^2 和 32.84 万 hm^2 ，土地利用动态度分别为-0.38%、-0.42%、-1.48%和 -0.90%；森林和水域面积分别增加 34.77 万 hm^2 和 4.74 万 hm^2 ，土地利用动态度分别为 3.02%和 2.05%。

研究期内各土地利用类型变化特征存在一定差异，减幅最大的为湿地，同时森林具有较大增幅。研究期内湿地面积减少主要受自然和人为因素影响，近年来宁夏湖泊湿地蒸发量远远大于降水量，河流泥沙淤积，同时由于围湖造田、城市和交通建设用地增加等，乱垦乱牧、水体污染等问题加重，从而造成湿地面积大幅萎缩；荒漠面积整体呈减少趋势，但 2010—2019 年间的下降速度相较前十年有所减慢，未来应继续加强荒漠化、石漠化综合治理力度；草地面积在研究期内整体呈减少趋势，2000—2010 年间有所增加，土地利用动态度为 0.64%，但在 2010—2019 年间，草地面积显著减少，土地利用动态度为-1.49%，说明近十年宁夏在草原退化生态治理方面存在一定不足，未来需加大治理力度，以避免草原

发生进一步退化等生态问题；在退耕还林政策带动下，宁夏农田面积于 2000—2010 年显著减少，土地利用动态度为-1.22%，但在 2010—2019 年间，农田面积呈增加趋势，土地利用动态度为 0.62%，应加大退耕还林和土地利用管理政策实施力度。研究期内森林面积和水域面积显著增加，尤其在 2010—2019 年间，水域生态系统的土地利用动态度为 4.33%，由此可见，宁夏回族自治区的植树造林、森林生态修复、流域治理等工作在这一阶段成效显著。

表 5.9 2000—2019 年宁夏土地利用面积及动态度

生态系统类型		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠
土地利用类型		耕地、其他农用地	林地	草地	湿地	水域及水利设施用地	未利用地
面积(万公顷)	2000	129.3	60.6	220.5	28.79	12.14	192.6
	2010	113.5	77.73	234.61	28.79	12.14	167.50
	2019	119.84	95.37	203.10	20.72	16.88	159.76
面积占比(%)	2000	20.08	9.41	34.24	4.47	1.89	29.91
	2010	17.89	12.26	36.99	4.54	1.91	26.41
	2019	19.47	15.49	32.99	3.37	2.74	25.95
变化量(万公顷)	2000-2010	-15.80	17.13	14.11	0.00	0.00	-25.10
	2010-2019	6.34	17.64	-31.51	-8.07	4.74	-7.74
	2000-2019	-9.46	34.77	-17.40	-8.07	4.74	-32.84
土地利用动态度(%)	2000-2010	-1.22	2.83	0.64	0.00	0.00	-1.30
	2010-2019	0.62	2.52	-1.49	-3.11	4.33	-0.51
	2000-2019	-0.38	3.02	-0.42	-1.48	2.05	-0.90

(2) 各地类生态价值变化情况

①各省区各地类 ESV

研究期内青海省 ESV 总值整体呈增加趋势，从 2000 年的 29892.36 亿元增加到 2019 年的 36790.74 亿元，增加率为 23.08%（表 5.10）。其中，湿地、森林和水域生态系统 ESV 呈不同程度增加趋势，而草地、荒漠和农田生态系统 ESV 均呈不同幅度减少。其中，湿地生态系统 ESV 绝对值增加量最大，2000—2019 年增加量为 5387.76 亿元，这与 2003 年以来青海省湿地面积持续增加直接相关；森林生态系统 ESV 于 2000—2019 年间增加 1145.57 亿元，在各类生态系统中其增幅最大，增加率为 73.07%；水域生态系统 ESV 增加 870.78 亿元，增加率为 15.96%；2000—2019 年草地生态系统 ESV 在两个时段内先增加后减少，整体呈小幅减少趋势，2000—2010 年增加 159.41 亿元，2010—2019 年减少 561.99 亿元，整体减少 402.58 亿元，减少率为 2.78%；荒漠生态系统 ESV 于研究期持续减少，

2000—2019年减少90.40亿元,在各类生态系统中其减幅最大,减少率为21.91%;农田生态系统ESV在研究期内呈持续减少趋势,2000—2019年减少12.74亿元,减少率为15.69%。

表 5.10 2000—2019年青海省各地类生态价值变化情况

生态系统类型 ESV 相关指标		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
		ESV (亿元)	2000	81.20	1567.81	14505.87	7870.16	5454.77
	2010	71.70	2099.62	14665.28	7870.16	5454.77	387.66	30549.20
	2019	68.46	2713.38	14103.28	13257.92	6325.55	322.14	36790.74
变化量 (亿元)	2000-2010	-9.50	531.81	159.41	0.00	0.00	-24.88	656.84
	2010-2019	-3.24	613.76	-561.99	5387.76	870.78	-65.52	6241.54
	2000-2019	-12.74	1145.57	-402.58	5387.76	870.78	-90.40	6898.38
变化率 (%)	2000-2010	-11.70	33.92	1.10	0.00	0.00	-6.03	2.20
	2010-2019	-4.52	29.23	-3.83	68.46	15.96	-16.90	20.43
	2000-2019	-15.69	73.07	-2.78	68.46	15.96	-21.91	23.08

研究期内四川省ESV总值整体呈增加趋势,从2000年的11182.95亿元增加到2019年的16129.41亿元,增加率为44.23%(表5.11)。其中,水域、森林、湿地和农田生态系统ESV呈不同程度增加趋势,而荒漠和草地生态系统ESV均呈不同幅度减少。水域生态系统ESV增幅最为明显,2000—2019年增加3570.58亿元,增加率高达2119.01%;森林生态系统ESV在研究期内呈稳步增加趋势,2000—2019年ESV增加1985.60亿元,增加率为29.15%;湿地生态系统ESV于研究期内增加257.23亿元,增加率为27.98%;农田生态系统ESV在两个时段内先减后增,2000—2010年ESV减少31.63亿元,2010—2019年ESV增加86.67亿元,整体增加55.04亿元,增加率为17.34%;荒漠生态系统ESV在研究期内先增后减,2000—2010年间ESV增加5.75亿元,增加率为6.77%,2010—2019年间ESV减少78.65亿元,减少率为86.68%,整体减少72.90亿元,减少率为85.78%;草地生态系统ESV在研究期内呈持续减少趋势,2010—2019年间减少849.08亿元,减少率为29.47%。

表 5.11 2000—2019年四川省各地类生态价值变化情况

生态系统类型 ESV 相关指标		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
		ESV (亿元)	2000	317.37	6811.30	2881.51	919.28	168.50
	2010	285.74	7718.31	2299.55	919.28	168.50	90.74	11482.11
	2019	372.41	8796.90	2032.44	1176.51	3739.08	12.08	16129.41

续表 5.11 2000—2019 年四川省各地类生态价值变化情况

生态系统类型		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
ESV 相关指标	变化量							
	2000-2010	-31.63	907.01	-581.97	0.00	0.00	5.75	299.16
	2010-2019	86.67	1078.59	-267.11	257.23	3570.58	-78.65	4647.30
	2000-2019	55.04	1985.60	-849.08	257.23	3570.58	-72.90	4946.46
变化率	2000-2010	-9.97	13.32	-20.20	0.00	0.00	6.77	2.68
	2010-2019	30.33	13.97	-11.62	27.98	2119.01	-86.68	40.47
	2000-2019	17.34	29.15	-29.47	27.98	2119.01	-85.78	44.23

研究期内甘肃省 ESV 总值整体呈增加态势, ESV 从 2000 年的 3506.52 亿元增加至 2019 年的 4867.42 亿元, 增加率为 38.81% (表 5.12)。其中, 森林、水域、湿地、草地和农田生态系统 ESV 呈不同程度增加趋势, 荒漠生态系统 ESV 呈一定程度减少趋势。森林生态系统 ESV 增加量最大, 研究期两个时段内先增后减, 2000—2010 年间 ESV 增加 873.26 亿元, 2010—2019 年间 ESV 减少 315.42 亿元, 研究期 ESV 整体增加 557.84 亿元, 应加大甘肃省内森林生态系统的资源利用管理和生态环境保护力度, 以防止森林生态系统 ESV 继续下降; 水域生态系统 ESV 于研究期内增加 322.61 亿元, 虽不是最大增加量, 但其增长率在各类生态系统中位居首位, 2000—2019 年高达 968.93%, 这与 2010—2019 年甘肃省水域面积大幅增加直接相关; 湿地生态系统 ESV 于研究期内增加 260.51 亿元, 增长率为 39.07%; 草地生态系统 ESV 整体呈小幅增加趋势, 研究期内增加 199.35 亿元, 增加率为 13.12%; 农田生态系统 ESV 增加 71.77 亿元, 2000—2019 年间增长幅度较大, 增加率高达 50.98%; 荒漠生态系统 ESV 呈大幅减少趋势, 研究期内减少 51.17 亿元, 减少率为 40.62%。

表 5.12 2000—2019 年甘肃省各地类生态价值变化情况

生态系统类型		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
ESV 相关指标	ESV							
	2000	140.77	1020.23	1519.52	666.73	33.30	125.97	3506.52
	2010	188.56	1893.49	1694.62	688.68	33.30	78.96	4577.62
	2019	212.54	1578.07	1718.87	927.24	355.90	74.80	4867.42
变化量	2000-2010	47.79	873.26	175.11	21.95	0.00	-47.01	1071.10
	2010-2019	23.98	-315.42	24.24	238.56	322.61	-4.17	289.80
	2000-2019	71.77	557.84	199.35	260.51	322.61	-51.17	1360.90
变化率	2000-2010	33.95	85.59	11.52	3.29	0.00	-37.32	30.55
	2010-2019	12.72	-16.66	1.43	34.64	968.93	-5.28	6.33
	2000-2019	50.98	54.68	13.12	39.07	968.93	-40.62	38.81

研究期内宁夏 ESV 总值呈先增后减趋势, 2000—2010 年增加 17.28 亿元, 增加率为 6.00%, 2010—2019 年有小幅下降, ESV 减少 1.54 亿元, 减少率为 0.50%, 2000—2019 年整体增加 15.74 亿元, 增加率为 5.46% (表 5.13)。其中, 森林和水域生态系统 ESV 呈不同幅度增加趋势, 而湿地、草地、农田和荒漠生态系统 ESV 均不同幅度减少。森林生态系统 ESV 增幅较大, 研究期内增加 27.81 亿元, 增加率高达 57.38%; 水域生态系统 ESV 研究期内增加 16.62 亿元, 尤其在 2010—2019 年间, 由于甘肃省水域面积大幅增加, 该时间段内 ESV 增加率高达 39.00%; 湿地生态系统 ESV 在研究期内大幅减少, 特别在 2010—2019 年间, ESV 减少 17.83 亿元, 减少率为 28.03%; 草地生态系统 ESV 在两个时段内先增后减, 2000—2010 年增加 6.84 亿元, 2010—2019 年减少 15.28 亿元, 整个研究期内减少 8.44 亿元, 减少率为 7.89%; 农田生态系统 ESV 在研究期内先减后增, 2000—2010 年减少 2.60 亿元, 2010—2019 年增加 1.04 亿元, 整体减少 1.56 亿元, 减少率为 7.31%; 荒漠生态系统 ESV 研究期内呈持续减少趋势, 2000—2019 年间减少 0.87 亿元, 减少率为 17.05%。

表 5.13 2000—2019 年宁夏各地类生态价值变化情况

生态系统类型 ESV 相关指标		农田	森林	草地	湿地	水域	荒漠	合计
		2000	21.29	48.47	106.92	63.61	42.59	5.11
ESV(亿元)	2010	18.69	62.17	113.76	63.61	42.60	4.44	305.27
	2019	19.73	76.28	98.48	45.78	59.21	4.24	303.72
	2000-2010	-2.60	13.70	6.84	0.00	0.01	-0.67	17.28
变化量(亿元)	2010-2019	1.04	14.11	-15.28	-17.83	16.61	-0.21	-1.54
	2000-2019	-1.56	27.81	-8.44	-17.83	16.62	-0.87	15.74
	2000-2010	-12.22	28.27	6.40	0.00	0.00	-13.03	6.00
变化率(%)	2010-2019	5.59	22.70	-13.43	-28.03	39.00	-4.62	-0.50
	2000-2019	-7.31	57.38	-7.89	-28.03	39.01	-17.05	5.46

②各省区各地类 ESV 贡献率

如图 5.2 所示, 青海 ESV 构成中草地生态系统的贡献最大, 这主要由于青海省内草地面积和价值系数在 ESV 贡献方面占较大优势, 草地生态系统 ESV 贡献率于 2000 年高达 48.53%, 2010 年和 2019 年的 ESV 贡献率在各类生态系统中仍位居首位但具有小幅减少特征; 其次为湿地生态系统, 在较高价值系数的作用下, 2000—2019 年的 ESV 贡献率均在 30% 左右, 整体呈增加趋势, 从 2000 年

的 26.33% 增加到 2019 年的 36.04%；水域生态系统虽在总面积中占比最小，但其价值系数最高，研究期内 ESV 贡献率均在 18% 左右，2000—2019 年间有小幅减少趋势；研究期森林生态系统 ESV 贡献率约为 6%，整体具有小幅增加特征；农田生态系统的面积和价值系数在 ESV 贡献方面均不占突出优势，因此其 ESV 贡献率较低，并在研究期内呈小幅减少趋势；荒漠生态系统的面积占比较大，但由于其价值系数最低，在各类生态系统中荒漠 ESV 贡献率最低，同时由于研究期内面积减少，荒漠生态系统在 2000—2019 年间的 ESV 贡献率持续下降。

四川森林生态系统贡献最大，这主要由于四川省内森林面积和价值系数在 ESV 贡献方面占较大优势，森林生态系统 ESV 贡献率于 2010 年高达 67.22%，2019 年的贡献率虽位居首位但具有小幅减少特征；其次为草地生态系统，在较高价值系数的作用下，2000—2019 年的 ESV 贡献率约为 20%，研究期内贡献率呈逐步减少特征；湿地生态系统同样具有较高的价值系数，2000—2019 年的 ESV 贡献率约为 8%，整体呈小幅减少趋势；农田生态系统面积占比和价值系数较小，研究期内 ESV 贡献率在 2.5% 左右，并在 2000—2019 年间呈小幅减少趋势；水域生态系统总面积占比虽在各类生态系统中最小，但其价值系数最高，同时由于 2010—2019 年间其面积显著增加，2019 年水域生态系统 ESV 贡献率高达 23.18%；四川省荒漠生态系统面积占比较小，同时其价值系数在各类生态系统中最低，荒漠 ESV 贡献率最低，另外由于研究期内荒漠生态系统面积显著减少，2019 年四川省荒漠 ESV 贡献率仅为 0.07%。

甘肃 ESV 构成中，草地生态系统具有最大贡献率，这主要由于其价值系数和面积占较大优势，其 ESV 贡献率在 35% 以上，2000—2019 年间 ESV 贡献率虽位居首位但呈小幅减少趋势；其次为森林生态系统，在较高价值系数的作用下，2010—2019 年 ESV 贡献率达 30% 以上；甘肃省湿地生态系统面积占比较小，但由于具有较高的价值系数，2000—2019 年间 ESV 贡献率约为 19%；甘肃省水域生态系统虽面积占比最少，但由于其价值系数远远高于其他生态系统，且面积于 2010—2019 年间大幅增加，因此其 ESV 贡献率在 2019 年高于农田和荒漠生态系统，为 7.31%；甘肃省农田生态系统的面积占比和价值系数较小，研究期内 ESV 贡献率约为 4%；荒漠生态系统的面积占比较大，但由于其价值系数在各类生态系统中最小，ESV 贡献率最低，2019 年仅为 1.54%。

宁夏 ESV 贡献率最大的同样为草地生态系统，主要源于宁夏回族自治区草地具有较大面积和较高价值系数，草地 ESV 贡献率在研究期内达到 30%以上，2010—2019 年间有一定程度下降，但仍在各类生态系统中位居首位，2019 年草地生态系统 ESV 贡献率为 32.43%；其次为森林生态系统，在较高价值系数的作用下，2000—2019 年间 ESV 贡献率约为 20%，研究期内呈稳步增加趋势，2019 年森林生态系统 ESV 贡献率达到 25.12%；水域生态系统虽面积占比最少，但在各类生态系统中其价值系数最高，同时由于 2010—2019 年间面积增幅显著，水域 ESV 贡献率从 2010 年的 13.95%增加至 19.49%；宁夏湿地生态系统在总面积中占比较小，但湿地价值系数较高，2000—2019 年间 ESV 贡献率在 20%左右，研究期内贡献率有逐步减少趋势，2019 年湿地生态系统 ESV 贡献率减少至 15.07%；农田生态系统的面积占比和价值系数在 ESV 贡献方面均不占突出优势，因此其 ESV 贡献率较小，2019 年仅为 6.50%；荒漠生态系统具有较大面积占比，但由于其价值系数最低，在各类生态系统中荒漠 ESV 贡献率最低，同时由于研究期内宁夏荒漠生态系统面积显著减少，2019 年 ESV 贡献率相较 2000 年有所下降，2019 年 ESV 贡献率仅为 1.39%。

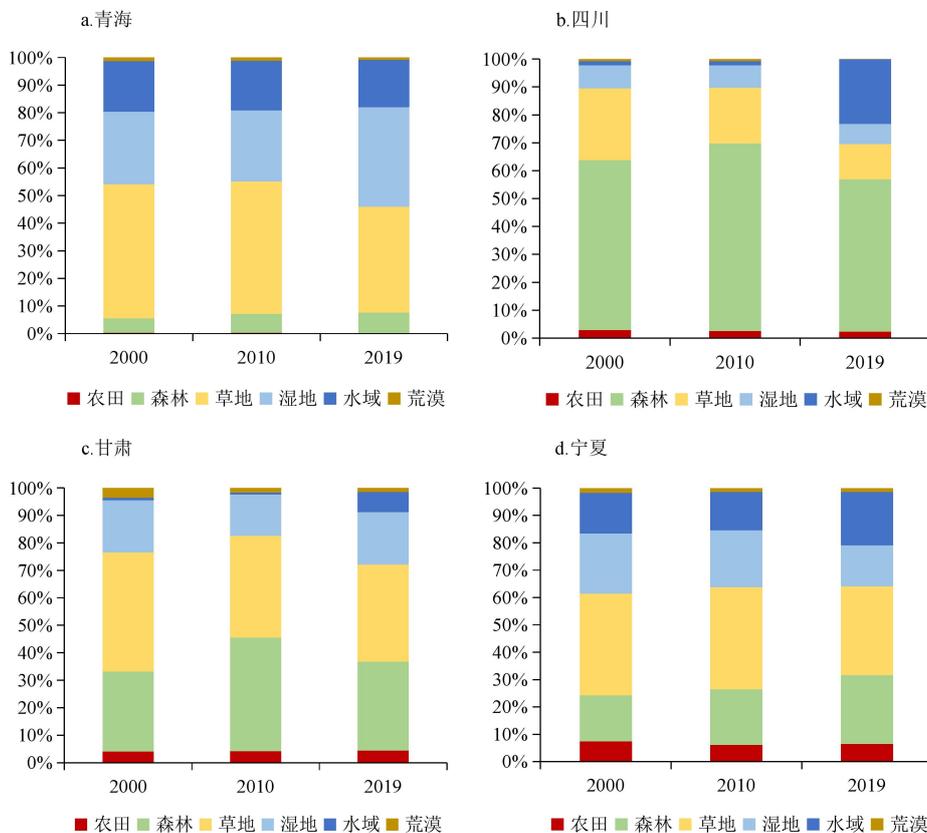


图 5.2 2000—2019 年四省区各地类生态价值贡献率变化情况

5.3.1.2 各单项服务功能价值动态变化特征分析

2000—2019年期间，青海省各单项服务功能价值整体呈不同程度增加趋势（表 5.14）。各类生态系统服务功能中占主导地位的为调节服务，研究期内生态价值占总 ESV 的 84%以上，其次分别为供给服务价值和文化服务价值，占青海省总 ESV 的 8.5%和 7%左右（图 5.3）。其中，水文调节和气候调节服务价值占比较大，分别占总 ESV 的 45%和 20%左右，四种调节服务中生态价值增幅最大的为水文调节服务，2000—2019年期间 ESV 增加率为 30.08%；供给服务中的水资源供给服务 ESV 较高，且增幅最大，ESV 从 2000 年的 1226.82 亿元增加到 2019 年的 1648.52 亿元，增加率为 34.37%；文化服务主要为美学景观服务，该服务价值在总 ESV 中占比较小，其 ESV 在 2000—2019 年期间呈增加趋势，增加率为 32.61%。整体来看，ESV 占比较大的水文调节和气候调节服务等对青海省生态系统质量的稳定起重要作用，研究期内 ESV 增幅较大的分别为水资源供给、美学景观和水文调节服务，由此说明青海省近年来在水资源利用、自然景观维护和水环境保护等方面成效显著。

表 5.14 2000—2019 年青海省各单项服务功能价值与占比

服务功能类型	ESV(亿元)			ESV 变化率(%)	
	2000	2010	2019	2000-2019	
供给服务	食物生产	558.78	568.12	633.47	13.37
	原料生产	727.71	752.65	819.11	12.56
	水资源供给	1226.82	1244.21	1648.52	34.37
调节服务	气体调节	2587.66	2670.00	2915.98	12.69
	气候调节	6504.38	6757.34	7270.68	11.78
	净化环境	2933.12	2999.84	3479.31	18.62
	水文调节	13319.54	13481.43	17325.85	30.08
文化服务	美学景观	2034.35	2075.62	2697.83	32.61
合计	29892.36	30549.20	36790.74	23.08	

2000—2019年期间，四川省各单项服务功能价值整体呈不同程度增加趋势（表 5.15）。各类生态系统服务功能中占主导地位的仍为调节服务，研究期内其生态价值约占总 ESV 的 86%左右，其次分别为供给服务价值和文化服务价值，占四川省总 ESV 的 8%和 6%左右（图 5.3）。其中，水文调节和气候调节服务 ESV 较高，2019 年分别占总 ESV 的 41.26%和 26.51%，四种调节服务中生态价值增幅最大的为水文调节，2000—2019 年期间 ESV 增加率高达 103.50%；供给服务中的食物生产、原料生产和水资源供给服务 ESV 较为接近，总 ESV 占比在

2%—3%之间，其中 ESV 增幅最大的为水资源供给服务，从 2000 年的 134.13 亿元增加到 2019 年的 429.37 亿元，ESV 增加率高达 220.12%，说明四川省各类生态系统尤其是农田生态系统的耗水问题在研究期内得到明显改善；美学景观服务 ESV 在 2000—2019 年间呈增加趋势，增加率为 20.28%，但其总 ESV 占比较小，且研究期内占比具有小幅减少特征。整体来看，ESV 占比较大的水文调节和气候调节服务等对四川省生态环境状况起至关重要的作用，2000—2019 年期间 ESV 增幅较大的分别为水资源供给和水文调节服务，由此反映了四川省在水资源利用和水环境保护等方面成效显著。

表 5.15 2000—2019 年四川省各单项服务功能价值与占比

服务功能类型	ESV(亿元)			ESV 变化率(%)	
	2000	2010	2019	2000-2019	
供给服务	食物生产	313.63	302.77	368.80	17.59
	原料生产	409.05	419.75	464.97	13.67
	水资源供给	134.13	153.49	429.37	220.12
调节服务	气体调节	1386.87	1416.45	1569.60	13.18
	气候调节	3721.92	3857.95	4276.62	14.90
	净化环境	1222.62	1257.13	1493.79	22.18
	水文调节	3270.28	3332.31	6654.90	103.50
文化服务	美学景观	724.46	742.26	871.36	20.28
合计		11182.95	11482.11	16129.41	44.23

2000—2019 年期间，甘肃省各单项服务功能 ESV 整体呈不同程度增加趋势（表 5.16）。各类生态系统服务功能中占主导地位的为调节服务，研究期内其生态价值约占总 ESV 的 85%以上，其次分别为供给服务价值和文化服务价值，占甘肃省总 ESV 的 8%和 7%左右，研究期内三大类功能服务的 ESV 占比基本保持不变（图 5.3）。其中，调节服务中的水文调节和气候调节服务 ESV 较高，分别占总 ESV 的 30%和 27%以上，四种调节服务中 ESV 增幅最大的为水文调节，2010—2019 年期间 ESV 增加率高达 54.54%；供给服务中的食物生产和原料生产服务 ESV 较高，水资源供给 ESV 则具有较大增幅，其 ESV 从 2000 年的 39.30 亿元增加到 2019 年的 65.03 亿元，增加率为 65.45%；甘肃省的美学景观服务 ESV 在 2000—2019 年期间呈增加特征，ESV 增加率为 32.36%。整体来看，甘肃省 ESV 增幅较大的依次为水资源供给、水文调节、食物生产服务等，说明研究期内甘肃省在水资源利用、水环境保护、动植物等资源供应等方面成效显著。

表 5.16 2000—2019 年甘肃省各单项服务功能价值与占比

服务功能类型	ESV(亿元)			ESV 变化率(%)	
	2000	2010	2019	2000-2019	
供给服务	食物生产	115.58	151.47	160.17	38.58
	原料生产	119.24	162.02	155.99	30.82
	水资源供给	39.30	40.65	65.03	65.45
调节服务	气体调节	416.94	559.08	541.91	29.97
	气候调节	1008.22	1404.12	1323.91	31.31
	净化环境	405.01	506.72	508.40	25.53
	水文调节	1154.29	1439.78	1783.82	54.54
文化服务	美学景观	247.95	313.77	328.18	32.36
合计		3506.52	4577.62	4867.42	38.81

2000—2019 年期间,宁夏回族自治区各单项服务功能 ESV 呈不同程度变化趋势(表 5.17)。各类服务功能中调节服务仍占主导地位,研究期内生态价值约占总 ESV 的 86%左右,其次同样为供给服务(8%)和文化服务(6%),研究期内三大类功能服务的 ESV 占比基本保持不变(图 5.3)。其中,在调节服务中 ESV 较高的仍然为水文调节和气候调节服务,分别占宁夏总 ESV 的 42%和 22%左右,四种调节服务中 ESV 增幅最大的为气候调节,2000—2019 年间 ESV 增加率为 9.24%;在供给服务中,食物生产和原料生产服务 ESV 较高,水资源供给 ESV 则具有较大增幅,其 ESV 从 2000 年的 1.66 亿元增加至 2019 年的 2.88 亿元,ESV 增加率高达 73.51%,食物生产服务 ESV 于研究期内减少;宁夏的美学景观服务 ESV 在总 ESV 中具有较小比重,2000—2019 年间美学景观 ESV 呈先增加后减少趋势,整体 ESV 减少率为 3.77%。总体来看,研究期内宁夏在水资源高效利用和水环境保护、大气污染治理等方面具有较好成效。

表 5.17 2000—2019 年宁夏各单项服务功能价值与占比

服务功能类型	ESV(亿元)			ESV 变化率(%)	
	2000	2010	2019	2000-2019	
供给服务	食物生产	12.20	11.68	11.77	-3.53
	原料生产	8.55	9.11	8.97	4.90
	水资源供给	1.66	3.15	2.88	73.51
调节服务	气体调节	30.21	32.02	31.36	3.81
	气候调节	65.75	72.87	71.83	9.24
	净化环境	28.05	29.97	28.91	3.08
	水文调节	123.01	126.73	130.14	5.80
文化服务	美学景观	18.56	19.74	17.86	-3.77
合计		287.99	305.27	303.72	5.46

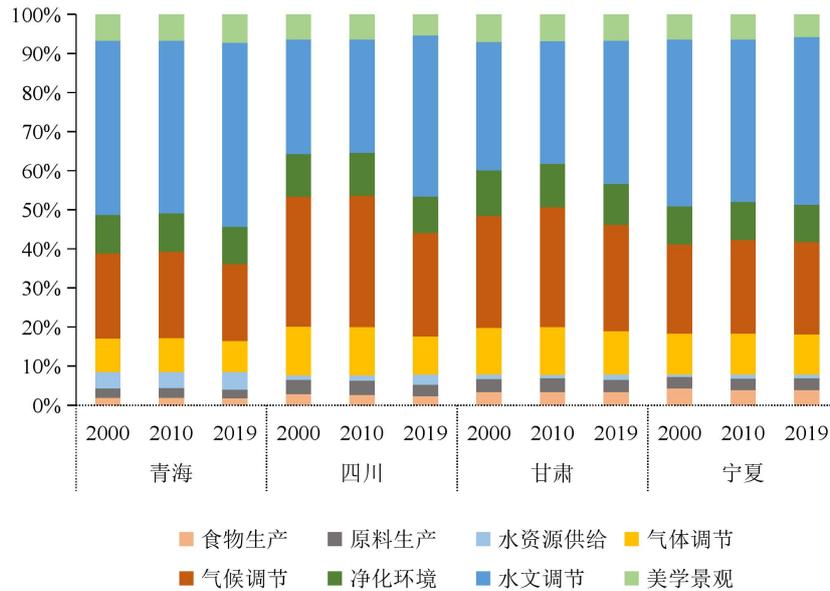


图 5.3 2000—2019 年各省区单项服务功能 ESV 占比变化情况

5.3.2 生态价值空间分布特征分析

5.3.2.1 黄河上游区域生态价值空间分布差异

为使各省区 ESV 具有可比性，本文进一步计算单位面积 ESV 对黄河上游各省区生态价值进行比较（图 5.4）。整体来看，在森林、草地、湿地、水域等较高的价值系数带动下，黄河上游四省区单位面积 ESV 由下游至上游逐渐增加，青海省单位面积 ESV 远高于其他省区，生态系统服务状况较好，其次分别为四川省、甘肃省和宁夏回族自治区。四省单位面积 ESV 在研究期内呈不同程度增加趋势，增幅最大的为四川省，单位面积 ESV 从 2000 年的 24126.08 元/hm² 增加到 2019 年的 35778.18 元/hm²，增加率为 48.30%；其次增幅较大的为甘肃省，研究期增加率为 41.21%，单位面积 ESV 由 2000 年的 8413.62 元/hm² 增加至 2019 年的 11881.13 元/hm²；青海省于 2000—2019 年的单位面积 ESV 增加率为 23.54%，2019 年单位面积 ESV 高达 51300.98 元/hm²；宁夏回族自治区研究期单位面积 ESV 增加率为 10.30%，由 4472.36 元/hm² 增加至 4933.21 元/hm²。

此外，研究期内各省区对黄河上游区域的 ESV 贡献率由高到低依次为青海 > 四川 > 甘肃 > 宁夏，其中，四川省 ESV 贡献率于 2000—2019 年有所增加，由 2000 年的 24.92% 增加至 2019 年的 27.77%，青海省和宁夏回族自治区 ESV 贡献率有小幅减少趋势，甘肃省则基本不变。

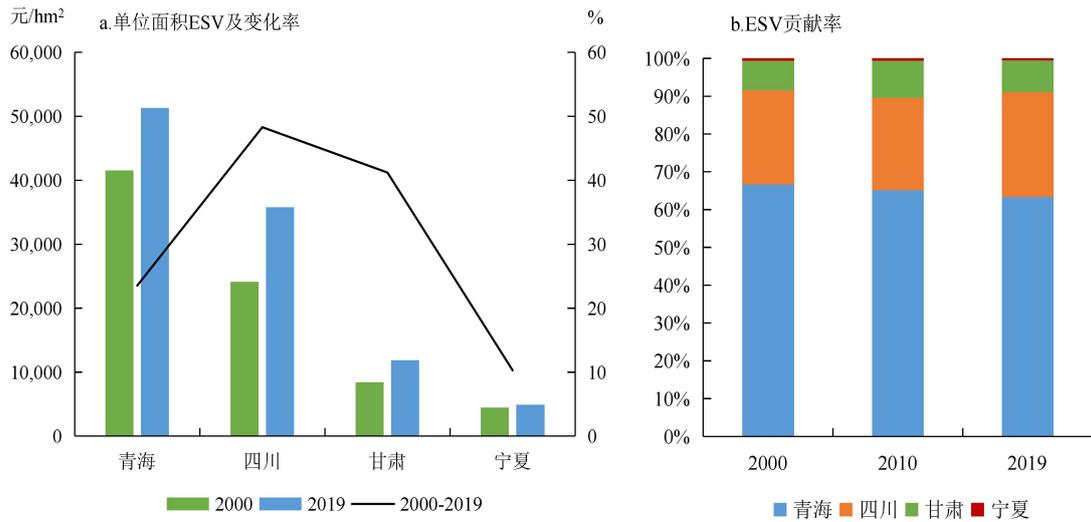


图 5.4 黄河上游区域生态价值空间分布差异

5.3.2.2 黄河上游区域人均 ESV 与人均 GDP 空间分布差异

研究期内黄河上游各省区 ESV 与 GDP 呈明显空间差异，对比四省区人均 ESV 与人均 GDP 情况可知，青海省人均 ESV 与人均 GDP 比值在四省区中位居首位，其次为甘肃省和四川省，宁夏回族自治区人均 ESV 与人均 GDP 比值在黄河上游省区中最低（表 5.18）。

其中，比值最大的青海省 2019 年生态总价值 ESV 为 36790.74 亿元，人均 ESV 为 605290 元/人，丰富的水资源，以及大面积的森林、草地和湿地为该省区贡献了较大的生态价值；此外，整个研究期内人均 ESV 与人均 GDP 比值均大于 1，这主要由于青海省内各市州多为国家重点生态功能区和省限制开发区域，当地功能定位以生态保护为主，因此生态总价值远远大于其社会经济价值。然而从表 5.21 可知，2000—2019 年青海省人均 ESV 和人均 GDP 比值有显著下降趋势，从 113.37: 1 下降至 12.40: 1，这表明青海省生态总价值 ESV 在研究期内虽有所增加，但全省生态系统服务相较于社会经济发展需求正变得越来越稀缺。

甘肃省 2019 年人均 ESV 与人均 GDP 比值在黄河上游省区中位居第二，祁连山冰川与水源涵养功能区、陇南水土保持与生物多样性生态功能区等为甘肃省贡献了较高的生态价值，其人均 ESV 从 2000 年的 13940.70 元/人增加到 2019 年的 18385.44 元/人。然而随着近年来甘肃省社会经济不断发展，在资源有限的情况下，人均 ESV 与人均 GDP 比值于 2000—2019 年间从 3.33: 1 下降至 0.56: 1，全省生态系统服务的稀缺性问题正变得越来越突出。

四川省 2019 年人均 ESV 与人均 GDP 比值在黄河上游省区中排在第三位，人均 ESV 从 2000 年的 13580.11 元/人增加到 2019 年的 19259 元/人。近年来四川省社会经济高速发展，2000—2019 年期间人均 GDP 从 4869.94 元/人增加至 55660.68 元/人，增长速度远大于人均 ESV，人均 ESV 与人均 GDP 比值从 2.79:1 降至 0.35:1，全省生态系统服务相对于快速增长的社会经济发展需求较为稀缺，生态环境保护与修复面临严峻的形势和挑战。

宁夏回族自治区 2019 年人均 ESV 与人均 GDP 比值在黄河上游四省区中最低，仅为 0.08:1。研究期内人均 ESV 呈逐渐减少趋势，而人均 GDP 在 2000—2019 年期间大幅增加，以致于人均 ESV 与人均 GDP 比值在研究期内均小于 1，并呈大幅下降趋势。这主要由于近年来宁夏经济发展速度较快，人口密度逐年增加，而价值系数较高的生态系统类型用地面积较少，因此研究期内该地区生态价值相对其社会经济价值为高度稀缺状态。

表 5.18 2000—2019 年黄河上游各省区人均 ESV 与人均 GDP

省区	人均 ESV(元/人)			人均 GDP(元/人)			人均 ESV: 人均 GDP		
	2000	2010	2019	2000	2010	2019	2000	2010	2019
青海	578748.49	542161.95	605290.00	5105.13	20305.89	48796.52	113.37	26.70	12.40
四川	13580.11	14278.04	19259.00	4869.94	21370.19	55660.68	2.79	0.67	0.35
甘肃	13940.70	17881.45	18385.44	4185.89	15405.33	32931.18	3.33	1.16	0.56
宁夏	5195.34	4822.86	4372.27	5322.18	24830.83	53961.35	0.98	0.19	0.08

5.3.3 生态经济系统协调度分析

本文借鉴王振波等（2011）提出的生态经济系统协调度测算方法，对黄河上游省区生态与经济是否协调发展进行整体衡量。生态经济系统协调度指数（ecological economic harmony, EEH）指研究期单位面积生态价值变化率（ ES_{pr} ）与单位面积 GDP 变化率（ GDP_{pr} ）两者的比值。具体计算公式如下：

$$EEH = \frac{ES_{pr}}{GDP_{pr}}, \text{ 其中: } ES_{pr} = \frac{ES_{pj} - ES_{pi}}{ES_{pi}}; \quad GDP_{pr} = \frac{GDP_{pj} - GDP_{pi}}{GDP_{pi}} \quad (5-2)$$

式中： ES_{pi} 、 ES_{pj} 分别为研究区某时期期初和期末年份的单位面积生态价值（元/hm²）， GDP_{pi} 、 GDP_{pj} 分别为研究区相同时期起初和期末年份的单位面积

GDP (元/hm²)。

参考已有研究可知,生态经济系统协调度指数 EEH 等级分类如下: EEH < -1 为关系恶化区, -1 ≤ EEH < -0.8 为高度冲突区, -0.8 ≤ EEH < -0.6 为较高冲突区, -0.6 ≤ EEH < -0.4 为中度冲突区, -0.4 ≤ EEH < -0.2 为较低冲突区, -0.2 ≤ EEH < 0 为低度冲突区, 0 ≤ EEH < 0.2 为潜在危机区, 0.2 ≤ EEH < 0.4 或 EEH > 1 为低度协调区, 0.4 < EEH < 0.6 为中度协调区, 0.6 < EEH < 0.8 为较高协调区, 0.8 < EEH < 1 为高度协调区。

整体来看,2000—2019 年黄河上游整体区域及各省区生态经济系统协调度指数均在 0 ≤ EEH < 0.2 范围内,为潜在危机区(图 5.5)。黄河上游区域 EEH 指数为 0.0294,各省区中 EEH 最大的为甘肃(0.0533),其次分别为四川(0.0416)和青海(0.0225),宁夏 EEH 指数最小(0.0047)。由此可以看出,黄河上游区域生态经济系统整体存在隐性危机,若未能合理调整生态与经济投入之间的比率,将会对社会经济发展产生不利影响。

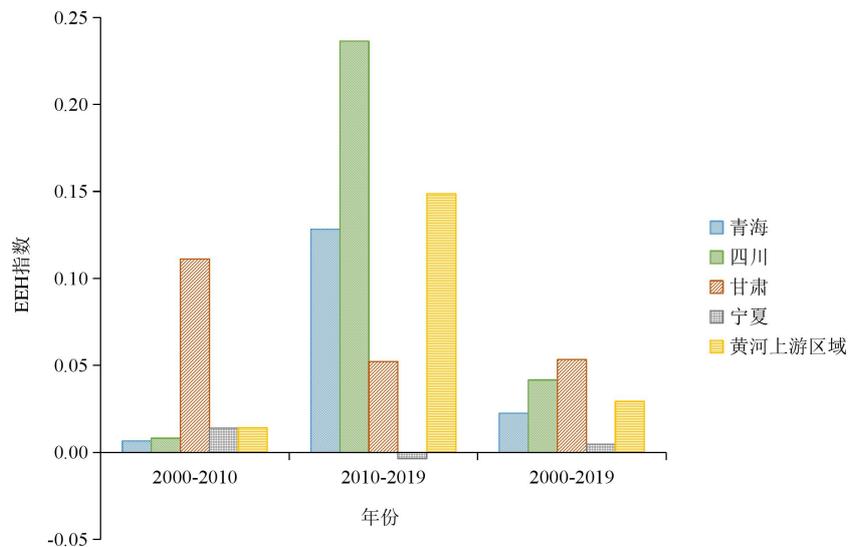


图 5.5 黄河上游省区生态经济系统协调度 EEH 指数变化情况

从 2000—2010 年和 2010—2019 年两个时期来看,黄河上游区域及各省区 EEH 指数呈不同变化特征。黄河上游区域 EEH 指数从前一时期的 0.0141 增长至后一时期的 0.1487;青海和四川 EEH 指数也不同幅度增长,其中,四川省 EEH 指数从 0.0081 增长至 0.2363,两个时期生态经济系统协调度的等级发生了改变,由潜在危机区升级至低度协调区,表明四川省在 2010—2019 年间生态经济系统的发展状况得到了较好改善,生态系统与经济发展逐渐形成相互推动的良性局

面；甘肃和宁夏 EEH 指数呈不同幅度下降趋势，尤其对于宁夏而言，其 EEH 指数在两个时期由 0.0139 下降至-0.0036，生态经济系统协调度等级从潜在危机区降为低度冲突区，说明宁夏回族自治区在 2010—2019 年间生态价值出现了负增长，GDP 增长对生态系统产生危害，生态经济系统已出现不协调发展状态，因此宁夏回族自治区应注重解决生态与经济之间的矛盾，及时对生态系统进行修复以避免其发生持续退化。

5.4 本章小结

本章基于第 3 章理论框架和第 4 章生态补偿量化方法与模型，选取黄河上游省区为研究区，采用改进的生态价值核算模型对研究区 2000—2019 年生态价值进行实证应用，详细分析生态价值时间演变特征、各省区空间分布差异以及生态经济协调发展情况。以此为完善生态价值核算理论与方法体系提供借鉴，并为黄河上游区域生态补偿、生态产品价值实现等提供重要的数据支撑。主要结论如下：

(1) 基于改进的生态价值核算模型对黄河上游省区生态价值进行核算。首先对全国尺度的当量因子进行空间修正，得到黄河上游各省区当量因子表，各省区当量因子修正系数分别为 0.7090（青海）、1.0292（四川）、0.7051（甘肃）和 0.8638（宁夏）；其次根据各省区三大主要粮食作物及农产品生产价格指数等，通过价格修正得到各省区价值系数，各省区不同生态系统类型的价值系数按大小排序均为水域>湿地>森林>草地>农田>荒漠，不同生态系统服务功能价值系数排在前三位的从大到小均依次为水文调节服务、气候调节服务和净化环境服务；最后根据当量因子和价值系数修正结果，对黄河上游区域生态价值进行核算，结果表明 2000—2019 年黄河上游区域生态价值整体呈增加趋势，其中农田、森林、湿地和水域生态价值呈不同程度增加趋势，增加幅度最大的为水域生态系统，而草地和荒漠生态价值在核算期内呈不同幅度减少趋势。

(2) 系统分析黄河上游省区生态价值时间演变特征。①在各地类生态价值动态变化方面。研究期内青海的湿地、森林和水域生态系统 ESV 均不同程度增加，而草地、荒漠和农田生态系统 ESV 呈不同程度减少趋势，其中草地生态系统对青海 ESV 贡献最大；四川的水域、森林、湿地和农田生态系统 ESV 呈增加趋势，荒漠和草地生态系统 ESV 则不同程度减少，其中森林生态系统对 ESV 贡

献最大；甘肃的森林、水域、湿地、草地和农田生态系统 ESV 均不同幅度增加，而荒漠生态系统 ESV 表现为一定程度减少趋势，对甘肃 ESV 贡献最大的为草地生态系统；宁夏的森林和水域生态系统 ESV 呈增加特征，而湿地、草地、农田和荒漠生态系统 ESV 均不同幅度减少，对宁夏 ESV 贡献最大的同样为草地生态系统。②在各单项服务功能价值动态变化方面。青海省增幅较大的分别为水资源供给、美学景观和水文调节服务，四川省水资源供给和水文调节服务价值增幅较大，甘肃省增幅较大的为水资源供给、水文调节和食物生产服务等，宁夏回族自治区增幅较大的则分别为水资源供给、气候调节和水文调节服务。

（3）测算并分析黄河上游区域生态价值空间分布特征。研究期内黄河上游各省区单位面积 ESV 在空间上表现为由下游至上游逐渐增加，青海单位面积 ESV 远高于其他省区，其次分别为四川、甘肃和宁夏，各省区对黄河上游区域的 ESV 贡献率由高到低依次为青海>四川>甘肃>宁夏；此外，青海省人均 ESV 与人均 GDP 比值在黄河上游区域中位居首位，其次分别为甘肃省、四川省和宁夏回族自治区。

（4）测算并分析黄河上游区域生态经济系统协调发展情况。采用 EEH 指数测算方法进行衡量，结果表明，2000—2019 年间黄河上游整体区域及各省区生态经济系统协调度指数均在 $0 \leq EEH < 0.2$ 范围内，为潜在危机区；从 2000—2010 年和 2010—2019 年两个时期来看，黄河上游区域、青海省和四川省的 EEH 指数不同幅度增长，其中四川省由潜在危机区升级至低度协调区，说明其生态与经济二者之间的协调关系在逐渐加强；甘肃和宁夏 EEH 指数呈不同幅度下降趋势，甘肃生态经济系统协调度等级未发生改变，而宁夏则从潜在危机区降为低度冲突区，2010—2019 年间其生态经济系统已呈现不协调发展状态。

6 黄河上游省区生态补偿标准测算与分析

生态补偿标准测算是区域生态补偿机制的核心环节。本章以黄河上游省区为研究对象，首先对各省区生态补偿现状进行概括，并对当前存在的问题进行分析与总结；其次核算可纳入补偿范围的生态系统服务正向价值与源于环境污染和资源消耗的生态系统服务负向价值，以此为基础对 2000—2019 年各省区生态净价值进行核算；最后在生态净价值核算结果基础上，采用第四章生态补偿标准测算模型，对黄河上游各省区生态补偿标准和补偿优先级进行测算与分析。以此为黄河上游区域生态补偿量化研究提供方法借鉴和数据支撑，并为后续各省区生态补偿资金分配与使用量化研究奠定重要基础。

6.1 黄河上游省区生态补偿现状

6.1.1 整体概况

近年来在黄河上游区域生态保护与自然生态环境修复方面，国家先后实施了一系列生态补偿政策。青海省建立了三江源生态补偿机制；甘肃与陕西两省沿渭 6 市 1 区签订了《渭河流域环境保护城市联盟框架协议》，启动了渭河流域跨界生态补偿（刘志仁和王嘉奇，2022）；四川、宁夏等六省（区）相继推进实施了省内流域生态补偿制度。当前黄河上游各省区主要生态补偿工作及成果如下：

青海省已基本建立以区域性生态修复工程补偿为主体，以重点生态功能区转移支付为抓手，以主要生态系统专项补偿资金为重点的生态补偿体系。全省主要生态系统已基本实现补偿政策全覆盖，生态综合补试试点工作稳步推进。在森林生态补偿方面，自 2004 年起，中央财政已累计将青海省 7441.4 万亩森林纳入财政森林生态效益补偿基金范围，年落实中央财政补偿资金 8.57 亿元；草原生态保护补偿方面，2011—2020 年青海省累计下达资金 226.34 亿元，前后分两轮对草原分别实施禁牧和草畜平衡管理；湿地生态补偿方面，截至 2020 年共落实中央财政湿地补助资金 1.28 亿元，“十四五”期间将继续探索建立湿地生态补偿机制政策，完善退牧还湿政策措施和湿地生态效益补偿政策措施；重点流域生态补偿方面，省财政厅、生态环境厅等于 2023 年 5 月印发了《青海省重点流域生

态保护补偿办法（试行）》，落实省行政区域内黄河流域、长江流域和澜沧江流域的 40 个县（市、区）的生态保护主体责任，加快建立重点流域生态保护补偿机制；重点生态功能区转移支付方面，自 2008 年至今，青海省已有 41 个县级行政区纳入中央财政重点生态功能区转移支付范围，年转移支付资金 39.15 亿元。

四川省是长江黄河上游重要生态屏障，生态地位较为突出。目前，全省重点领域、重点区域生态保护补偿基本实现全覆盖，跨区域流域横向生态补偿试点取得积极进展，市场化、多元化生态补偿加快推进，生态保护补偿制度体系初步构建。从 2014 年开始，四川省对阿坝、甘孜两个州全域 31 个县和其他 7 个市（州）27 个重点生态功能区县不再考核地区生产总值等经济指标，而重点考核贫困人口变化率、森林覆盖率等指标。此外，四川省每年投入 10 多亿元用于实施森林生态补偿，积极开展省级湿地、重点区县、岷江流域等生态补偿试点，落实农牧民补助政策以增加当地群众收入。同时，四川省通过开展流域生态保护补偿机制的创新与实践工作，不断完善流域横向生态补偿机制，目前已在长江、黄河、赤水河等流域建立了横向生态补偿机制，2018—2020 年间各渠道补偿资金达 62.43 亿元，有力促进了水环境质量改善。

甘肃省近年来生态补偿政策实施效果明显改善，2017 年，在逐步完善国家主体功能区、全省重点森林草原等重点领域和禁止开发领域等方面生态补偿相关制度的基础上，甘肃省制定出台了《甘肃省贯彻落实〈国务院办公厅关于健全生态保护补偿机制的意见〉实施意见》，标志着生态补偿制度建设的基本完善；2018—2019 年推出了《甘肃省生态环境损害赔偿制度改革实施方案》等生态补偿制度配套文件，继续推进了多元化生态补偿制度建设；2020 年，甘肃省生态补偿制度建设进入新的探索期和重点突破期，一是启动祁连山横向生态补偿试点；二是甘肃被确定为 10 个国家生态综合补偿试点省份之一，并选择 5 个县（市、区）开展生态综合补偿试点。在黄河流域生态补偿方面，甘肃省财政厅会同省生态环境厅、省水利厅、省林草局印发《推进黄河流域甘肃段建立横向生态补偿机制试点工作方案》，按照“保护责任共担、流域环境共治、生态效益共享”的思路，鼓励干流所在市州先行开展黄河流域补偿试点，预拨兰州、白银、临夏 3 个市州 1500 万元奖补资金；同时，甘肃加强与相邻省份沟通衔接，省政府与四川省政府反复协商，于 2021 年 3 月达成一致意见，签订了《黄河流域（四川—甘

肃段)横向生态补偿协议》，两省按 1:1 的比例共同出资 1 亿元设立黄河流域川甘横向生态补偿资金，专项用于流域内污染综合治理和生态环境保护等。

“十三五”以来，宁夏回族自治区持续对 12 个重点生态功能县(区)森林、草原、湿地、水域等开展生态补偿工作。2022 年，全区生态环保领域的资金投入达 202.80 亿元，同年下达了重点生态功能区转移支付资金 20.88 亿元，比 2021 年增长 4.40%。在政府补偿方面，宁夏积极探索建立横向生态补偿机制，2022 年自治区与市县按 1:1 的比例共同筹资横向补偿 2 亿元对应受偿区予以补偿；与甘肃省共同设立 1 亿元补偿资金，并签订了黄河流域甘肃—宁夏段上下游横向生态补偿协议。在市场补偿方面，完善市场交易机制，同时推动建立市场化融资机制。其中在水权交易方面，完成工农业确权水量 46.40 亿立方米；排污权交易方面，实现排污权交易金额 404.80 万元；碳排放权方面，围绕“减排降碳”目标，减少能耗 3938 万吨标准煤，万元 GDP 能耗下降 8.60%。

6.1.2 当前存在的问题与分析

当前黄河上游各省区生态保护补偿机制日趋成熟，但仍未形成覆盖全生态系统类型、地区间与部门间可统筹协调的多元化生态补偿机制，区域生态补偿制度发挥的综合效益仍有待提升。总结当前存在的问题，主要有以下几方面：第一，补偿标准不合理不科学，资金分配与方案仍未达成共识。部分区域仍存在“一刀切”现象，未充分考虑区域生态环境特征、社会经济发展状况等，导致黄河上游区域仍存在重复补偿或补偿不足的问题，从而降低生态保护区的保护积极性，影响生态补偿政策综合效益的提升。第二，受限于单一的补偿模式，市场化多元化生态补偿难以实现。黄河上游区域的经济水平落后于发达地区，财政收入不足，而国家的生态补偿转移支付资金主要用于生态保护工程建设，地方政府补偿资金主要依靠中央补贴，补偿资金来源渠道过于单一，未能充分发挥市场和社会公众的作用。第三，由于权责不清晰，地区间协调渠道不畅，部门间难以形成合力。首先，由于行政区划及管辖的原因，地区之间还没有形成协调可持续发展的意识和合作机制；其次，生态环境保护和治理的内容主要包括森林、草原、湿地等生态系统的保护与修复，以及水环境治理和保护、污染减排、水土保持等，涉及内容繁多且保护措施差异较大，因此生态环境保护和治理涉及的部门较多，但

当前各部门之间的责任界定仍不清晰,导致在以往的治理保护过程中,难以形成合力和协同发展格局。

2021年9月,中共中央办公厅、国务院办公厅印发了《关于深化生态保护补偿制度改革的意见》,明确要聚焦森林、草原、湿地、农业生态等生态环境要素,完善分类补偿制度,在争取中央财政加大生态功能区转移支付规模及支持力度的同时,逐步推进不同渠道生态保护补偿资金的统筹使用。因此,黄河上游区域亟需科学量化生态补偿标准、合理明确资金分配与使用方案,探索市场化多元化生态补偿方式,激发全社会参与生态保护的积极性,从而有效提高生态补偿整体效益,推进黄河上游区域生态优先和绿色经济协调发展。

6.2 黄河上游省区生态净价值核算

按照本文第3章区域生态补偿标准的量化思路,结合可纳入补偿范围的生态系统服务正向价值和源于环境污染与资源消耗的负向价值,对各省区生态净价值进行核算。本节采用的废水排放量、废气排放量、固体废物排放量、化肥施用量、总耗水量、恩格尔系数、人均GDP等数据来源于2001—2020年各省区统计年鉴,三废处理费用、化肥利用率和价格、水库蓄水成本等数据来源于相关文献资料。

6.2.1 生态系统服务正向价值

根据公式(4-7),得到2000—2019年黄河上游四省区可纳入生态补偿范围的生态系统服务正向价值核算结果(表6.1)。基于前文有关计量范围的讨论,本部分正向价值由气体调节、气候调节、净化环境和水文调节4部分调节服务价值构成。以2019年为例,生态系统服务正向价值位居首位的为青海省(30991.82亿元),其次分别为四川省(13994.91亿元)、甘肃省(4158.04亿元)和宁夏回族自治区(262.25亿元)。如表6.1所示,各省区生态系统服务正向价值在2000—2019年期间均呈不同程度增加趋势,正向价值增幅由大到小依次为四川(45.75%)>甘肃(39.32%)>青海(22.28%)>宁夏(6.17%)。其中,水文调节服务价值在黄河上游省区生态系统服务正向价值中占较大比重,且增幅最大,各省区水文调节服务价值增幅从大到小分别为四川(103.50%)、甘肃(54.54%)、青海(30.08%)和宁夏(5.80%)。以上核算结果说明,黄河上游

各省区调节服务价值空间分布差异明显,核算期内均有所增加,水文调节服务为各省区生态补偿的重中之重。

表 6.1 2000—2019 年黄河上游省区生态系统服务正向价值 亿元

省区		气体调节服务价值	气候调节服务价值	净化环境服务价值	水文调节服务价值	合计
青海	2000	2587.66	6504.38	2933.12	13319.54	25344.70
	2010	2670.00	6757.34	2999.84	13481.43	25908.61
	2019	2915.98	7270.68	3479.31	17325.85	30991.82
四川	2000	1386.87	3721.92	1222.62	3270.28	9601.68
	2010	1416.45	3857.95	1257.13	3332.31	9863.84
	2019	1569.60	4276.62	1493.79	6654.90	13994.91
甘肃	2000	416.94	1008.22	405.01	1154.29	2984.45
	2010	559.08	1404.12	506.72	1439.78	3909.70
	2019	541.91	1323.91	508.40	1783.82	4158.04
宁夏	2000	30.21	65.75	28.05	123.01	247.02
	2010	32.02	72.87	29.97	126.73	261.59
	2019	31.36	71.83	28.91	130.14	262.25

观察图 6.1 可以发现,核算期内可纳入补偿范围的生态系统服务正向价值始终位居首位的为青海省,排在后 3 位的省区分别为四川省、甘肃省和宁夏回族自治区。以 2019 年为例,最大值青海省的生态系统服务正向价值为 30991.82 亿元,同年最小值宁夏回族自治区仅为 262.25 亿元,前者约为后者的 118 倍,由此说明黄河上游省区生态系统调节服务价值空间分布差异较大,这将直接决定黄河上游区域生态补偿标准的空间差异性。

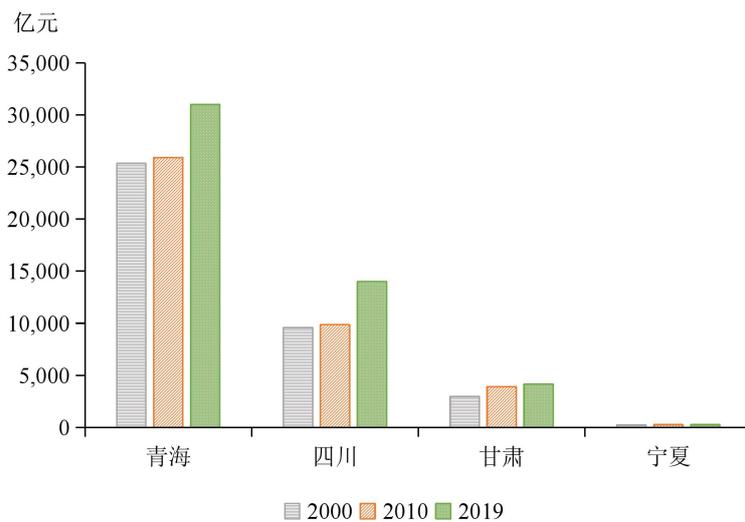


图 6.1 2000—2019 年黄河上游省区生态系统服务正向价值

6.2.2 生态系统服务负向价值

根据公式（4-8）—（4-13），得到 2000—2019 年黄河上游各省区源于环境污染和资源消耗的生态系统服务负向价值核算结果（表 6.2）。本部分生态系统服务负向价值由废水排放、废气排放、固体废物排放、化肥流失和水资源消耗 5 部分负向价值构成。如表 6.2 所示，黄河上游省区生态系统服务负向价值的主要来源为废气排放和水资源消耗。以 2019 年为例，二者之和占本省区生态系统服务总负向价值的比重范围为 96.71%（四川）至 99.45%（青海）。2000—2019 年间青海废气排放负向价值增幅高达 1119.87%，其次分别为宁夏（658.32%）、甘肃（323.72%）和四川（209.82%）；四川水资源消耗负向价值增幅为 30.87%，宁夏和青海有小幅减少趋势，甘肃呈小幅增加趋势。

表 6.2 2000—2019 年黄河上游省区生态系统服务负向价值 亿元

省区	废水排放负向价值			废气排放 负向价值	固体废物排放 负向价值	化肥流失 负向价值	水资源消耗 负向价值	合计	
	工业废水	生活污水	小计						
青海	2000	0.94	0.73	1.67	60.70	0.01	1.01	19.79	83.17
	2010	1.81	1.36	3.16	395.20	0.11	1.20	25.14	424.82
	2019	1.56	1.65	3.22	740.46	0.00	1.00	19.43	764.10
四川	2000	23.40	12.34	35.74	477.90	16.05	11.74	122.36	663.79
	2010	18.69	16.27	34.95	2010.70	0.16	13.69	131.11	2190.62
	2019	7.16	36.34	43.50	1480.64	0.01	12.30	160.13	1696.57
甘肃	2000	4.76	1.66	6.42	280.00	2.89	12.11	86.02	387.44
	2010	3.07	3.59	6.66	625.20	0.57	16.01	93.87	742.31
	2019	2.25	6.06	8.31	1186.42	0.00	15.18	86.14	1296.05
宁夏	2000	2.18	0.41	2.59	144.50	0.65	4.25	44.93	196.92
	2010	4.40	1.90	6.30	1632.40	0.05	5.66	41.87	1686.28
	2019	2.01	2.19	4.20	1095.77	0.00	5.56	44.52	1150.05

如图 6.2 所示，核算期内黄河上游省区生态系统服务负向价值排在首位的为四川省，排在后 3 位的省区由大到小分别为宁夏回族自治区、甘肃省和青海省。核算期内各省区负向价值均呈不同程度增加趋势，增幅由大到小分别为青海（818.72%）、宁夏（484.02%）、甘肃（234.52%）和四川（155.59%）。由核算结果可知，黄河上游各省区在 2000—2019 年间均存在不同程度的环境污染和资源消耗问题，其中废气排放和水资源消耗将较大程度降低各省区生态补偿标准。因此黄河上游区域亟需加强环境污染治理和资源节约利用强度，尤其青海省需加大废气减排综合治理力度，四川省则需重点关注水资源节约与高效利用。

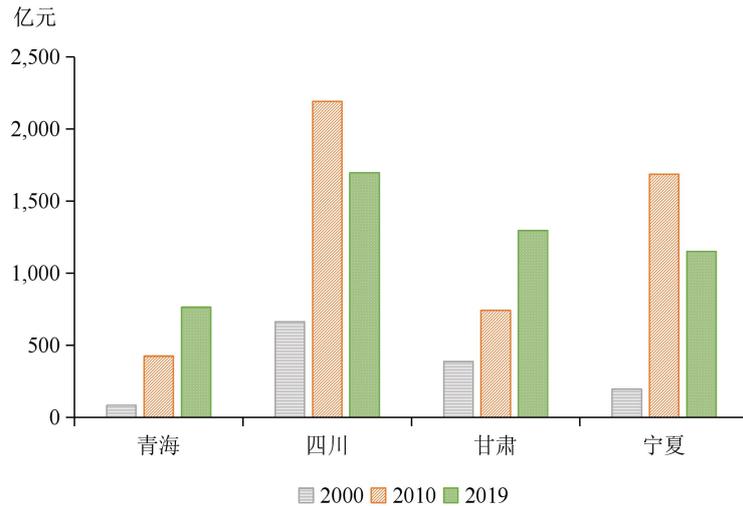


图 6.2 2000—2019 年黄河上游省区生态系统服务负向价值

6.2.3 生态净价值核算与分析

根据公式(4-14)，得到 2000—2019 年黄河上游四省区生态净价值核算结果(表 6.3)。ESV 净价值位居首位的省区为青海省，其次分别为四川省、甘肃省和宁夏回族自治区。研究期内，四省区 ESV 净价值呈不同程度变化趋势，增加幅度最大的为四川省，其 ESV 净价值从 8937.89 亿元增加到 12298.33 亿元，增幅为 37.60%。其次分别为青海省和甘肃省，青海省 ESV 净价值从 25261.53 亿元增加到 30227.72 亿元，增幅为 19.66%；甘肃省 ESV 净价值从 2597.01 亿元增加到 2862 亿元，增幅为 10.20%。宁夏回族自治区 2000—2019 年 ESV 净价值呈减少趋势，从 50.10 亿元减少至 -887.81 亿元，减幅高达 1872.08%。

观察表 6.3 发现，研究期内黄河上游四省区 ESV 净价值与 GDP 比值均呈不同幅度减少趋势。2019 年二者比值最大的为青海(10.19: 1)，其次为甘肃(0.33: 1)和四川(0.26: 1)，宁夏 ESV 净值为负值，其与 GDP 比值(-0.24: 1)最低。上述结果说明近年来黄河上游区域生态系统服务相对社会经济需求越来越稀缺，作为国家重点生态功能区和限制开发区域的青海，其功能定位以生态保护为主，因此生态净价值相对大于其社会经济价值，而四川、甘肃和宁夏省区内部分重点开发区域具备社会经济发展水平高、人口密集等特点，以致全省区生态净价值相对其社会经济价值高度稀缺。

表 6.3 2000—2019 年黄河上游省区生态净价值

省区		ESV 正价值 (亿元)	ESV 负价值 (亿元)	ESV 净价值 (亿元)	GDP (亿元)	ESV 净价值: GDP
青海	2000	25344.70	83.17	25261.53	263.59	95.84
	2010	25908.61	424.82	25483.79	1350.43	18.87
	2019	30991.82	764.10	30227.72	2965.95	10.19
四川	2000	9601.68	663.79	8937.89	4010.25	2.23
	2010	9863.84	2190.62	7673.23	17185.48	0.45
	2019	13994.91	1696.57	12298.33	46615.82	0.26
甘肃	2000	2984.45	387.44	2597.01	983.36	2.64
	2010	3909.70	742.31	3167.39	4120.75	0.77
	2019	4158.04	1296.05	2862.00	8718.3	0.33
宁夏	2000	247.02	196.92	50.10	265.57	0.19
	2010	261.59	1686.28	-1424.69	1689.65	-0.84
	2019	262.25	1150.05	-887.81	3748.48	-0.24

6.3 基于生态净价值核算的生态补偿标准测算与分析

基于第 3 章量化思路,本节进一步考虑人们的支付意愿与政策财政支付能力因素对生态补偿系数进行测算,结合净价值核算结果和生态补偿系数,基于第 4 章测算模型对黄河上游各省区生态补偿标准进行测算与分析。本节采用的恩格尔系数、人均 GDP 等数据来源于 2001—2020 年各省区统计年鉴。

6.3.1 生态补偿系数测算与分析

按照本文第 3 章和第 4 章的量化思路与测算方法,生态净价值核算结果为生态补偿标准的理论值,在实际中需进一步考虑人们的支付意愿与政府财政支付能力等因素对理论值进行调整,因此引入生态补偿系数对生态补偿标准进行合理界定,进而提高生态补偿在实际中的可行性。

根据公式(4-15)和公式(4-16)计算得到各省区社会发展阶段系数和地方财政补偿能力指数,并依据公式(4-17)进一步测算各省区生态补偿系数。如图 6.3 所示,2000—2019 年黄河上游各省区社会发展阶段系数均呈一定程度增加特征,青海省和甘肃省地方补偿能力指数有所下降,四川省和宁夏回族自治区则呈小幅增加趋势,各省区生态补偿系数均呈明显增加趋势。从空间差异来看,各年生态补偿系数由大到小排序均依次为宁夏>青海>四川>甘肃。以 2019 年为例,

宁夏回族自治区在社会发展阶段系数（0.7257）和地方补偿能力指数（0.7648）二者共同作用下，2019年生态补偿系数（0.5550）在四省区中位居首位；青海省社会发展阶段系数（0.6035）与地方补偿能力指数（0.6909）也相对较高，生态补偿系数排在第二位（0.4170）；四川省地方补偿能力指数最高（0.7867），但由于社会发展阶段系数最小（0.4976），2019年其生态补偿系数相对较低（0.3915）；甘肃省社会发展阶段系数（0.6156）相对较高，但其地方补偿能力指数在四省区中最小（0.4654），2019年生态补偿系数在黄河上游省区中最低（0.2865）。

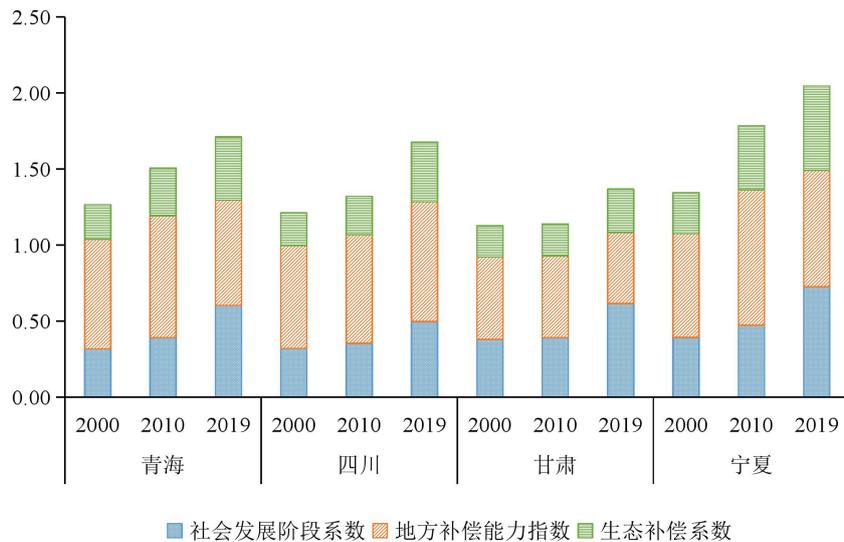


图 6.3 2000—2019 年黄河上游省区生态补偿系数

以上测算结果说明，2000—2019 年间各省区社会发展阶段提高，人们对生态价值的认知在逐渐增强，对生态系统服务的支付意愿大幅增加，因此黄河上游各省区生态补偿系数在研究期内明显增加。横向来看，各省区人们对生态价值的认知程度（表现为支付意愿）和地方财政支付能力有一定差异，生态补偿系数也因此呈现显著的空间分布差异特征。

6.3.2 生态补偿标准测算与分析

6.3.2.1 生态补偿标准测算结果分析

基于生态净价值核算结果与生态补偿系数，依据公式（4-18）进一步测算各省区生态补偿标准。如表 6.4 所示，2000—2019 年青海省、四川省和甘肃省生态补偿额呈不同程度增加趋势，而宁夏回族自治区则大幅减少。2019 年黄河上游

省区生态补偿标准差异显著，具体生态补偿标准范围为-7420.86 元/hm²（宁夏）至 17449.33 元/hm²（青海）。2019 年黄河上游省区生态补偿额范围为-492.75 亿元（宁夏）至 12603.65 亿元（青海）。根据测算结果可知，黄河上游应获取生态补偿的省区按补偿标准大小依次为青海省、四川省和甘肃省，需支付生态补偿的省区为宁夏回族自治区。与本章第 6.1.1 节黄河上游各省区实际生态补偿资金额相比，表 6.4 中的生态补偿额测算值较高，该结果一方面可较为完整地体现各区域生态系统服务价值，另一方面可通过更大补偿力度提高各区域生态保护积极性。在具体实施时，对于受偿方应确保补偿资金充足以弥补生态保护和建设成本，增强生态保护的积极性和环境资源的可持续性；对于支付方需加大对其支付情况的监管力度，以确保达到应支付标准。

表 6.4 2000—2019 年黄河上游省区生态补偿标准

省区	生态补偿系数	单位面积 ESV 净值 (元/hm ²)	生态补偿标准 (元/hm ²)	生态补偿额 (亿元)	
青海	2000	0.2285	34973.74	7990.29	5771.38
	2010	0.3135	35281.44	11060.60	7989.07
	2019	0.4170	41849.26	17449.33	12603.65
四川	2000	0.2160	18390.73	3972.42	1930.60
	2010	0.2528	15788.53	3991.21	1939.73
	2019	0.3915	25305.22	9906.76	4814.69
甘肃	2000	0.2057	6099.14	1254.46	534.15
	2010	0.2101	7438.69	1562.59	665.35
	2019	0.2865	6721.45	1925.88	820.04
宁夏	2000	0.2682	754.53	202.40	13.44
	2010	0.4206	-21456.22	-9025.29	-599.28
	2019	0.5550	-13370.59	-7420.86	-492.75

6.3.2.2 生态补偿优先级测算结果分析

根据本文第 3 章构建的区域生态补偿理论框架，在生态补偿标准确定后，由中央及地方政府采取纵向和横向转移支付、生态奖惩等行政手段对其进行合理分配，而确定各区域获取生态补偿的先后次序是合理分配补偿额需要解决的重要问题。王女杰等（2010）提出了生态补偿优先级（ecological compensation priority sequence，简称 ECPS）的概念，认为生态补偿的迫切度与经济发展水平密切相关，并以此构建生态补偿优先级指数，该指数已被广泛应用于省市域、主体功能区等不同尺度的生态补偿次序研究。ECPS 计算公式如下：

$$ECPS = \frac{V_{IN}}{GDP_N} \quad (6-1)$$

式中： $ECPS$ 为研究区生态补偿优先级指数， V_{IN} 为研究区单位面积生态系统服务非市场价值，即可纳入生态补偿范围的单位面积生态系统服务正向价值（元/ hm^2 ）， GDP_N 为研究区单位面积地区生产总值（元/ hm^2 ）。若区域的 $ECPS$ 较大，则该区域应优先获得生态补偿资金；若 $ECPS$ 较小，则该区域应率先支付生态补偿资金。

根据公式（6-1）计算 2000—2019 年各省区生态补偿优先级指数。如表 6.5 所示，研究期内各省区生态补偿优先级由大到小排序均依次为青海>甘肃>四川>宁夏，宁夏回族自治区为生态补偿支付方，其余 3 省为生态补偿受偿方，其中青海省应优先获取生态补偿。以上测算结果与各省区实际情况相符，即生态资源大省应为优先获得生态补偿的省区，以经济发展为重心的省区生态补偿优先级靠后，或为生态补偿支付区。

表 6.5 2000—2019 年黄河上游省区生态补偿优先级

省区		单位面积 ESV 正价值 (元/ hm^2)	单位面积 GDP (元/ hm^2)	ECPS
青海	2000	35088.89	364.93	96.15
	2010	35869.59	1869.62	19.19
	2019	42907.13	4106.26	10.45
四川	2000	19756.54	8251.54	2.39
	2010	20295.98	35361.07	0.57
	2019	28796.10	95917.33	0.30
甘肃	2000	7009.05	2309.44	3.03
	2010	9182.01	9677.67	0.95
	2019	9765.25	20475.11	0.48
宁夏	2000	3720.14	3999.55	0.93
	2010	3939.57	25446.54	0.15
	2019	3949.48	56453.01	0.07

6.4 本章小结

本章以第 3 章构建的区域生态补偿量化理论框架为指导，以黄河上游省区为例，采用当量因子法、功能价值法和替代成本法相结合的方法，对 2000—2019 年黄河上游各省区的生态净价值进行核算，在此基础上采用第 4 章生态补偿标准测算模型对各省区生态补偿标准进行测算，以为黄河上游区域生态补偿资金分配

提供量化基础。具体结论如下：

(1) 分析与总结黄河上游区域生态补偿现状及存在的主要问题。黄河上游区域生态补偿制度体系已初步构建，跨区域流域横向生态补偿取得积极进展。补偿区域主要涉及国家主体功能区、重点生态功能区、黄河流域沿线省市县等区域，补偿领域包括森林、草原、耕地、湿地和水域，补偿资金来源主要依靠政府转移支付和生态系统专项补偿资金等。虽然黄河上游区域生态补偿政策实施效果在逐步改善，但仍存在以下几方面问题：一是补偿标准不合理不科学，资金分配方案仍未达成共识；二是市场化多元化生态补偿模式仍处于探索阶段，补偿资金来源渠道过于单一，市场和社会公众参与度较低；三是各区域间及生态环境保护和治理相关部门之间的责任界定仍不清晰，协同联动机制仍未形成。因此亟需科学量化生态补偿标准、合理明确资金分配方案，构建一套覆盖全生态系统类型，且区域间及部门间可统筹协调的市场化多元化生态补偿机制，以有效提升区域生态补偿政策的综合效益水平。

(2) 基于理论框架与量化思路对黄河上游各省区生态净价值进行核算。首先，采用当量因子法对可纳入生态补偿范围的生态系统服务正向价值进行核算，核算范围包括气体调节、气候调节、净化环境和水文调节服务。黄河上游区域生态系统服务正向价值由高到低依次为青海>四川>甘肃>宁夏，各省区生态系统服务正向价值在核算期内均呈不同程度增加趋势，且存在较大空间差异。其次，采用功能价值法和替代成本法对源于环境污染和资源消耗的生态系统服务负向价值进行核算，核算范围包括废水排放、废气排放、固体废物排放、化肥流失和水资源消耗。核算期内黄河上游省区生态系统服务负向价值排在首位的为四川，排在后3位的省区由大到小分别为宁夏、甘肃和青海，各省区负向价值在核算期内均呈不同程度增加趋势，其中废气排放和水资源消耗负向价值占较大比重。最后，基于生态系统服务正向价值和负向价值核算结果，对黄河上游区域生态净价值进行核算。净价值位居首位的为青海省，其次分别为四川省、甘肃省和宁夏回族自治区，核算期内青海、四川和甘肃生态净价值表现为不同幅度增加趋势，宁夏则呈一定程度减少特征，该核算结果与各市州实际功能定位相符。

(3) 引入生态补偿系数对各省区生态补偿标准进行科学测算。综合考虑各区域社会发展阶段与地方财政补偿能力因素，引入生态补偿系数对基于生态价值

核算得到的生态补偿理论值进行调整,以此对各区域生态补偿标准进行科学合理的测算。2019年黄河上游省区生态补偿标准差异显著,具体生态补偿标准范围为-7420.86元/hm²(宁夏)至17449.33元/hm²(青海)。核算期内青海、四川和甘肃生态补偿标准和生态补偿额呈不同程度增加趋势,而宁夏生态补偿标准则大幅减少。黄河上游应获取生态补偿的省区按补偿标准大小依次为青海省、四川省和甘肃省,需支付生态补偿的省区为宁夏回族自治区,结合生态补偿优先级测算结果可知,青海省应优先获取生态补偿。该测算结果与各省区实际情况相符,即生态资源大省应为优先获得生态补偿的省区,以经济发展为重心的省区生态补偿优先级靠后,或为生态补偿支付区。与以往研究相比,本部分测算结果更具科学性,且更接近人们的支付意愿和地方发展水平。

根据本章实证应用结果可知,本文基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型具有较好的可行性与普适性。实际中可按照生态价值核算结果识别生态补偿主客体,依据各区域发展状况合理测算区域生态补偿标准,结合各区域生态补偿优先级情况,加强对生态支付和赔偿的监管力度,从而使生态保护区及时获取生态补偿资金,提高生态保护的积极性,进而保障区域内生态环境资源的可持续发展。

7 黄河上游省区生态补偿资金分配与使用量化研究

生态补偿资金分配测度是区域生态补偿量化过程的最后一个重要环节,也是第6章各补偿主客体生态补偿额确定后的资金二次分配过程。本章首先对黄河上游各省区生态补偿资金分配与使用现状进行概括;其次依据第4章构建的生态补偿资金分配测度模型,对黄河上游省区在生态、经济和社会三大领域的生态补偿资金分配额进行测度;最后结合测度结果,提出黄河上游区域生态补偿资金有效使用的对策建议,以为解决“如何补”问题进而实现生态补偿效益最大化目标提供决策依据。

7.1 黄河上游省区生态补偿资金分配与使用现状

近年来青海省生态补偿资金主要来源于重点生态功能区转移支付资金和生态系统专项补偿资金等。具体资金来源及使用情况概括如下:一是草原生态保护补偿。2011—2020年,青海省按照国家政策共分两轮对2.45亿亩和2.29亿亩草原分别实施禁牧和草畜平衡管理,累计下达资金226.34亿元,惠及牧户14.62万户。二是森林生态补偿。自2004年起,中央财政已累计将青海省7441.40万亩森林纳入财政森林生态效益补偿基金范围,年落实中央财政补偿资金8.57亿元。三是湿地生态补偿。2014年,国家林业局将青海湖国家级自然保护区及周边列为首批开展湿地生态效益补偿试点的地区,截至2020年共落实中央财政湿地补助资金1.28亿元。四是长江流域生态补偿。2017年,财政部将青海省作为源头省份纳入长江经济带生态修复奖励政策范围内,对属于长江源区干流流域内的行政区予以定额补助支持,截至2020年,已累计补助专项资金10亿元。五是黄河流域生态补偿。国家发展改革委大力支持青海省开展黄河流域生态保护和修复,2021—2022年累计下达青海省黄河专项中央预算内资金超10亿元,青海省下达省级配套资金0.71亿元。六是重点生态功能区转移支付。自2008年至今,青海省已有41个县级行政区纳入中央财政重点生态功能区转移支付范围,年转移支付资金39.15亿元。

四川省近年来不断完善流域横向生态保护补偿机制。2018年至2020年,省级财政共安排奖励资金31.63亿元,各市(州)共筹集流域横向生态补偿资金30.8

亿元，在较大程度上增加了流域水环境保护补偿资金规模。同时，在岷江、沱江流域的基础上，将横向生态补偿机制覆盖到了嘉陵江流域，并形成了四川境内闭循环考核机制。目前“三江”流域共产生生态补偿金 14.5 亿元万元，其中赔偿金 2.7 亿元，改善金 11.8 亿元。此外，全省 2021 年以来落实林草行业生态保护修复中省资金 171.15 亿元，其中革命老区、重点生态功能区和贫困地区约 104 亿元，占比 60.76%。2022 年四川省级财政下达年重点生态功能区转移支付 62 亿元，制定了《国家森林公园国家重点生态功能区转移支付禁止开发区补助资金管理办法（暂行）》，明确对国家级自然保护区、国家级森林公园按每个 360 万元标准进行补助，并规定了补助资金的使用方向。

甘肃省 2021 年累计下达生态环境专项资金 22.11 亿元，同比增长 95%，其中 3.85 亿元用于省本级，18.26 亿元通过转移支付补偿到各市州，后者约占专项资金总额的 83%。在总生态环境专项资金中，国家下达甘肃省中央生态环境专项资金 16.21 亿元，主要包括大气污染防治资金 7.75 亿元，水污染防治资金 7.17 亿元，土壤污染防治资金 0.69 亿元，农村环境整治资金 0.60 亿元，其中 15.31 亿元转移支付市州；省级专项资金在 2020 年原有部门预算基础上，增加 1500 万元，达到 5.9 亿元，比 2020 年增长约 3%。2021 年市县生态环保专项资金累计投入 14.02 亿元，其中市级财政投入资金 2.24 亿元，县级财政投入资金 11.78 亿元。总体来看，2021 年度各级财政环保专项资金投入超过 36 亿元，较去年涨幅 25.40%。环保专项资金投入为打赢打好全省污染防治攻坚战、改善环境质量等起到了重要的保障作用。

宁夏回族自治区探索建立完善合理的生态补偿机制，推进生态环境质量持续改善。宁夏纵向生态补偿范围涵盖五市、宁东能源化工基地和 14 个县（区），截至 2022 年，宁夏已累计兑现补偿资金 10.1 亿元。为进一步体现“奖优罚差，让优者更优，让劣者变优”的纵向生态补偿效果，2020 年宁夏将处罚标准由奖补标准的 1 倍提高为 5 倍；2022 年各市县（区）的奖补及补偿资金最高为 0.13 亿元，最低为 0.09 亿元，各市县区奖补资金分配逐步趋于均衡。2022 年，自治区生态环境厅会同自治区财政厅、水利厅、林业和草原局，继续实施黄河宁夏段干支流及入黄排水沟上下游横向生态保护补偿机制试点，共兑现横向生态补偿资金 2 亿元，由市、县（区）统筹用于水污染治理、水资源保护与节约集约利用、

水土保持、生态保护与修复、环境治理能力建设等推进黄河流域生态保护相关项目和工作支出。

从生态补偿资金分配现状来看,黄河上游各省区普遍重视纵向和横向生态保护补偿资金的兑现情况,资金分配与使用已有显著成效,但仍存在补偿资金规模不足、资金分配与使用不够精准、生态补偿效率偏低等问题。本文认为应坚持以生态价值核算结果确定生态补偿主客体和生态补偿标准,在争取国家和省级财政支持的同时,拓宽融资渠道,通过企业与社会公众的参与加大补偿资金规模以减轻财政支出压力;另外结合各区域补偿政策成效,实施区域差异化补偿,有效提升对生态保护效益显著地区的支持力度,并提高区域内补偿资金分配精准度与资金使用效率。

7.2 基于熵权法的生态补偿资金分配测度

根据本文第3章有关生态补偿资金分配的主要目标可知,生态补偿资金除了需要在补偿主客体之间进行合理分配,更重要的是亟需构建一套较为科学细化的资金分配和使用方案。根据本文第3章生态补偿资金分配的量化思路,即采取“当年考核、次年补偿”办法,结合历史数据计算各区域生态补偿效益水平影响因素的指标权重,并以此为依据测度下一年度各区域在生态、经济和社会三大领域的具体资金分配额,以指导补偿资金在各领域的合理分配和有效使用。

鉴于数据可获得性,本章选取2010—2019年时间段的黄河上游各省区相关数据资料进行实证应用研究。本章节区域生态补偿综合效益评价指标体系中28类指标数据来源于2011—2020年各省区统计年鉴和《中国环境统计年鉴》。

7.2.1 指标权重与各指标综合效益水平贡献率

7.2.1.1 指标权重

根据本文第4章公式(4-19)一公式(4-23),采用熵权法计算2010—2019年黄河上游各省区综合效益水平影响因素的各指标权重。不同指标权重的大小,可以反映该指标在综合效益中的重要程度。权重越大,表明该指标对生态补偿效益水平的影响程度越高。计算得到的效益指标权重将作为下一年度即2020年各省区生态补偿资金分配额测度的量化依据。具体结果及分析如下:

从表 7.1 指标体系中的系统层来看, 青海省生态补偿的生态效益权重最高, 为 0.7160; 其次为社会效益权重, 为 0.1918; 经济效益权重最低, 为 0.0922。由此可知, 生态效益是青海省生态补偿政策的重点目标, 社会效益和经济效益则处于相对次要地位。

生态效益中, 生态系统状况效益、环境治理与污染减排效益权重均高于其他效益类型。其中环境治理与污染减排效益权重最高, 为 0.4539, 而该效益中权重较高的指标为工业固废处置率、二氧化硫排放量和化学需氧量 COD 排放量, 说明工业固体废物处理情况、大气污染物和水污染物排放量对青海省环境治理与污染减排效益水平影响程度较高, 工业垃圾的有效处置、大气污染与水污染的科学治理等较好地改善了环境质量, 进而有助于生态效益的提升; 其次, 生态系统状况效益中权重较高的指标为森林覆盖率、湿地面积和人工造林面积, 这在一定程度上反映了退耕还林、植树造林、湿地保护与修复等工作较大程度地改善了生态系统状况, 进而促进了青海省生态效益的提升。资源节约与高效利用效益中, 单位 GDP 能耗和工业用水重复利用率指标的权重较高, 表明提高经济生产能效、提升工业水资源利用率等也对青海省生态效益的提升有重要作用。

社会效益中, 就业与生活水平效益权重较高, 该效益中农村居民恩格尔系数、农村居民人均可支配收入和城镇居民人均可支配收入的指标权重较高, 反映了提升农村居民生活水平、提高农村和城镇居民收入水平等是青海省生态补偿制度在社会效益方面发挥作用的关键。在环保观念意识效益中, 指标权重较高的为节能环保支出占 GDP 比重, 说明无论是政府部门、企业还是居民, 提高环保投入和绿色消费水平等较大程度地提升了社会效益水平。

经济效益中, 经济发展水平效益权重较高, 产业结构调整效益权重次之。在具体指标层中, GDP 增速和第三产业增加值占比指标的权重较高, 表明促进 GDP 增长、优化产业结构调整等有利于青海省生态补偿经济效益的提升。

表 7.1 青海省综合效益指标体系各指标权重

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	权重
综合效益	生态效益 0.7160	生态系统状况 0.1778	1	森林覆盖率	0.0520
			2	人工造林面积	0.0332
			3	种草面积	0.0286
			4	湿地面积	0.0363
			5	人均水资源量	0.0277

续表 7.1 青海省综合效益指标体系各指标权重

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	权重	
综合效益	生态效益 0.7160	环境治理与污染减排 0.4539	6	二氧化硫排放量	0.0733	
			7	氮氧化物排放量	0.0388	
			8	化学需氧量 COD 排放量	0.0708	
			9	氨氮排放量	0.0657	
			10	化肥施用量	0.0364	
			11	农药使用量	0.0382	
			12	工业固废处置率	0.0939	
			13	城市污水处理率	0.0225	
			14	城市生活垃圾无害化处理率	0.0143	
			资源节约与高效利用 0.0843	15	单位 GDP 能耗	0.0286
				16	单位 GDP 用水量	0.0169
				17	工业固废综合利用率	0.0137
				18	工业用水重复利用率	0.0251
			经济效益 0.0922	经济发展水平 0.0630	19	人均 GDP
	20	GDP 增速			0.0371	
	产业结构调整 0.0292	21		第三产业增加值占比	0.0292	
	社会效益 0.1918	就业与生活水平 0.1228	22	第二第三产业就业人员占比	0.0178	
			23	城镇居民人均可支配收入	0.0269	
			24	农村居民人均可支配收入	0.0272	
			25	城镇居民恩格尔系数	0.0214	
			26	农村居民恩格尔系数	0.0295	
			环保观念意识 0.0690	27	节能环保支出占 GDP 比重	0.0373
		28		人均日生活用水量	0.0317	

如表 7.2 所示, 四川省生态补偿的生态效益权重最高, 为 0.6652; 其次为社会效益权重, 为 0.2034; 经济效益权重最低, 为 0.1314。该结果表明四川省生态补偿综合效益提升的重要对象为生态效益, 社会效益和经济效益次之。

生态效益中, 生态系统状况效益、环境治理与污染减排效益均高于其他效益类型。其中环境治理与污染减排效益权重最高, 为 0.3658, 该效益中权重较高的指标为化肥施用量、氨氮排放量和化学需氧量 COD 排放量, 这在一定程度上反映了农业中的化肥施用、水污染物排放等对四川省环境治理与污染减排效益水平影响较大, 种植绿肥或使用有机肥料、水污染高效治理等可有效改善环境治理, 进而提升四川省生态补偿制度的生态效益水平; 其次权重较高的为生态系统状况

效益指标，其中森林覆盖率、人工造林面积和湿地面积指标权重较高，说明退耕还林、植树造林、湿地保护与修复等工作可较大程度改善生态系统状况，进而促进四川省生态效益的提升。在资源节约与高效利用效益中，工业用水重复利用率和工业固废综合利用率指标权重较高，表明提升工业生产中的资源利用率对四川省生态效益的提升有重要作用。

社会效益中，就业与生活水平效益权重较高，该效益中城镇居民恩格尔系数、农村居民人均可支配收入和农村居民恩格尔系数的指标权重较高，反映了提高城镇和农村居民生活水平及农村居民收入对提升四川省生态补偿社会效益具有重要作用。在环保观念意识效益中，指标权重较高的为人均日生活用水量，说明城市居民家庭日常生活用水量对环保观念意识效益水平提升影响程度较大，增强城市居民节约用水意识可在一定程度上提升四川省生态补偿制度的社会效益水平。

经济效益中，经济发展水平效益权重较高。在具体指标层中，GDP 增速和第三产业增加值占比的指标权重较高，说明可通过促进 GDP 增长速度、优化产业结构调整等提升四川省生态补偿制度的经济效益水平。

表 7.2 四川省综合效益指标体系各指标权重

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	权重
综合效益	生态效益 0.6652	生态系统状况 0.2032	1	森林覆盖率	0.0540
			2	人工造林面积	0.0505
			3	种草面积	0.0289
			4	湿地面积	0.0378
			5	人均水资源量	0.0320
		环境治理与污染减排 0.3658	6	二氧化硫排放量	0.0258
			7	氮氧化物排放量	0.0286
			8	化学需氧量 COD 排放量	0.0521
			9	氨氮排放量	0.0531
			10	化肥施用量	0.0746
			11	农药使用量	0.0496
			12	工业固废处置率	0.0342
			13	城市污水处理率	0.0207
			14	城市生活垃圾无害化处理率	0.0271
		资源节约与高效利用 0.0962	15	单位 GDP 能耗	0.0217
			16	单位 GDP 用水量	0.0175
			17	工业固废综合利用率	0.0245
			18	工业用水重复利用率	0.0325

续表 7.2 四川省综合效益指标体系各指标权重

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	权重	
综合效益	经济效益 0.1314	经济发展水平	19	人均 GDP	0.0256	
		0.0927	20	GDP 增速	0.0671	
		产业结构调整	21	第三产业增加值占比	0.0387	
	社会效益 0.2034	就业与生活水平 0.1473		22	第二第三产业就业人员占比	0.0253
				23	城镇居民人均可支配收入	0.0261
				24	农村居民人均可支配收入	0.0303
				25	城镇居民恩格尔系数	0.0374
				26	农村居民恩格尔系数	0.0282
	0.0561	环保观念意识	27	节能环保支出占 GDP 比重	0.0273	
			28	人均日生活用水量	0.0288	

从表 7.3 指标体系中的系统层来看,甘肃省生态补偿制度的生态效益权重最高,为 0.7370;其次为社会效益权重,为 0.1890;经济效益权重最低,为 0.0740。由此可见,提升生态效益也是甘肃省生态补偿政策的重中之重,社会效益和经济效益处于相对次要地位。

生态效益中,生态系统状况和环境治理与污染减排效益权重均高于其他效益类型。其中权重最高的为环境治理与污染减排效益,为 0.4349,该效益中权重较高的指标为二氧化硫排放量、农药使用量和氨氮排放量,说明大气污染、农业生产过程的土壤污染、水污染等对甘肃省环境治理与污染减排效益影响程度较大,大气污染综合防治、合理使用农药或提倡生物防治、水环境综合治理等可较好地提高环境质量,进而提升甘肃省生态补偿制度的生态效益水平;其次权重较高的为生态系统状况效益,其中森林覆盖率、人工造林面积和湿地面积的指标权重较高,由此可知退耕还林、植树造林、湿地保护与修复等工作可较大程度改善生态系统状况,进而促进甘肃省生态效益的提升。资源节约与高效利用效益中,工业固废综合利用率和单位 GDP 能耗的指标权重较高,表明提升工业中的资源利用率、提高经济生产能效等可有效提高资源节约与高效利用效益,进而促进甘肃省生态补偿制度生态效益的提升。

社会效益中,就业与生活水平效益权重较高,该效益中第二第三产业就业人员占比、城镇居民人均可支配收入和农村居民人均可支配收入的指标权重较高,反映了工业和服务业等人力资源的投入、城镇和农村居民收入水平的提高是提升甘

肃省生态补偿社会效益的关键。在环保观念意识效益中，指标权重较高的为节能环保支出占 GDP 比重，在一定程度上反映了加大环保投入和绿色消费等可较大程度提升甘肃省生态补偿制度的社会效益水平。

经济效益中，经济发展水平效益权重较高，产业结构调整效益权重次之。在具体指标层中，人均 GDP 和第三产业增加值占比指标的权重较高，表明提高产值、优化产业结构调整等有利于甘肃省生态补偿制度经济效益的提升。

表 7.3 甘肃省综合效益指标体系各指标权重

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	权重	
综合效益	生态效益 0.7370	生态系统状况 0.2254	1	森林覆盖率	0.0613	
			2	人工造林面积	0.0508	
			3	种草面积	0.0337	
			4	湿地面积	0.0428	
			5	人均水资源量	0.0368	
		环境治理与污染减排 0.4349	6	二氧化硫排放量	0.0611	
			7	氮氧化物排放量	0.0501	
			8	化学需氧量 COD 排放量	0.0447	
			9	氨氮排放量	0.0549	
			10	化肥施用量	0.0517	
			11	农药使用量	0.0584	
			12	工业固废处置率	0.0386	
			13	城市污水处理率	0.0233	
			14	城市生活垃圾无害化处理率	0.0521	
		资源节约与高效利用 0.0767	15	单位 GDP 能耗	0.0215	
			16	单位 GDP 用水量	0.0188	
			17	工业固废综合利用率	0.0229	
			18	工业用水重复利用率	0.0135	
	经济效益 0.0740	经济发展水平 0.0495	19	人均 GDP	0.0261	
			20	GDP 增速	0.0234	
	社会效益 0.1890	产业结构调整 0.0245	21	第三产业增加值占比	0.0245	
			就业与生活水平 0.1280	22	第二三产业就业人员占比	0.0385
				23	城镇居民人均可支配收入	0.0284
				24	农村居民人均可支配收入	0.0280
				25	城镇居民恩格尔系数	0.0148
		26		农村居民恩格尔系数	0.0183	
		环保观念意识 0.0610	节能环保支出占 GDP 比重 0.0370	27	节能环保支出占 GDP 比重	0.0370
				人均日生活用水量 0.0240	28	人均日生活用水量

如表 7.4 所示，宁夏回族自治区生态补偿制度的生态效益权重最高，为

0.7316；其次为社会效益权重，为 0.1818；经济效益权重最低，为 0.0866。由此可知，生态效益也是宁夏生态补偿政策的重点目标，社会效益和经济效益次之。

生态效益中，生态系统状况、环境治理与污染减排效益权重高于其他效益类型。其中环境治理与污染减排效益权重最高，为 0.3532，该效益中权重较高的指标为二氧化硫排放量、氨氮排放量和氮氧化物排放量等，说明大气污染和水污染对宁夏环境治理与污染减排效益水平影响程度较高，减少废气废水和污染物排放、改进燃煤技术、开发新能源、发展高效的污水处理技术等可有效提高环境治理与污染减排效益，进而促进宁夏生态补偿制度生态效益的提升；其次权重较高的为生态系统状况效益，该效益中指标权重最高的为湿地面积，其次为森林覆盖率和人均水资源量，反映了湿地保护与修复、森林保护和生态功能修复、水资源节约与高效管理等工作可较大程度改善生态系统状况，进而提升宁夏生态补偿的生态效益水平。资源节约与高效利用效益中，工业用水重复利用率和工业固废综合利用率的指标权重较高，表明提升工业中的资源利用率等对宁夏生态效益的提升有重要作用。

社会效益中，就业与生活水平效益权重较高，该效益中城镇居民恩格尔系数、第二第三产业就业人员占比和城镇居民人均可支配收入的指标权重较高，说明城镇居民生活水平和收入水平的提高、工业和服务业等人力资源的投入是提升宁夏生态补偿制度社会效益的关键。在环保观念意识效益中，指标权重较高的为节能环保支出占 GDP 比重，表明加大环保投入和绿色消费等对宁夏社会效益水平的提升有重要作用。

经济效益中，经济发展水平效益权重较高。在具体指标层中，GDP 增速和第三产业增加值占比的指标权重较高，表明鼓励消费、促进 GDP 增长速度、优化产业结构调整等有利于宁夏生态补偿制度经济效益的提升。

表 7.4 宁夏回族自治区综合效益指标体系各指标权重

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	权重
综合效益	生态效益 0.7316	生态系统状况 0.2696	1	森林覆盖率	0.0514
			2	人工造林面积	0.0210
			3	种草面积	0.0306
			4	湿地面积	0.1210
			5	人均水资源量	0.0456

续表 7.4 宁夏回族自治区综合效益指标体系各指标权重

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	权重
综合效益	生态效益 0.7316	环境治理与污染减排 0.3532	6	二氧化硫排放量	0.0561
			7	氮氧化物排放量	0.0496
			8	化学需氧量 COD 排放量	0.0460
			9	氨氮排放量	0.0508
			10	化肥施用量	0.0334
			11	农药使用量	0.0392
			12	工业固废处置率	0.0420
			13	城市污水处理率	0.0177
			14	城市生活垃圾无害化处理率	0.0184
			15	单位 GDP 能耗	0.0162
			16	单位 GDP 用水量	0.0160
			17	工业固废综合利用率	0.0254
			18	工业用水重复利用率	0.0512
			经济效益 0.0866	经济发展水平 0.0580	19
	20	GDP 增速			0.0358
	产业结构调整 0.0286	21		第三产业增加值占比	0.0286
	社会效益 0.1818	就业与生活水平 0.1252	22	第二第三产业就业人员占比	0.0262
			23	城镇居民人均可支配收入	0.0260
			24	农村居民人均可支配收入	0.0259
			25	城镇居民恩格尔系数	0.0279
			26	农村居民恩格尔系数	0.0192
环保观念意识 0.0566		27	节能环保支出占 GDP 比重	0.0343	
28	人均日生活用水量	0.0223			

7.2.1.2 各指标对综合效益水平的贡献率

为进一步说明各指标对生态补偿综合效益的重要程度大小，本节首先计算 2010—2019 年黄河上游各省区生态补偿综合效益得分，进而计算研究期内各指标变化量对综合效益水平得分变化量的贡献率，以为 2020 年各省区在不同领域的补偿资金分配与使用提供数据支撑和决策依据。生态补偿综合效益得分计算公式如下：

$$F_i = \sum_{j=1}^n w_j x'_{ij} \quad (7-1)$$

式中： F_i 为第 i 年的综合效益得分， w_j 为根据公式 (4-23) 计算得到的第 j 个指标的指标权重， x'_{ij} 为根据公式 (4-19) 转换得到的各指标标准化数据值。

(1) 生态补偿综合效益得分

根据公式(7-1),得到2010—2019年黄河上游省区生态补偿综合效益得分情况。如图7.1所示,研究期内黄河上游区域综合效益水平整体呈稳步提升趋势。从综合效益得分增速来看,四省区2010—2019年综合效益得分呈不同程度增涨趋势,增速从大到小依次为青海省、甘肃省、四川省和宁夏回族自治区。其中,青海省增速明显高于其他省区,2010—2019年间增速高达344.84%,甘肃省增速为227.59%,两省均超过整个上游区域171.94%的综合效益得分增长水平。由此表明,近年来黄河上游区域生态补偿机制的综合效益发展态势较好,尤其对青海省而言,生态补偿政策对其综合效益水平的提升效果较为显著。

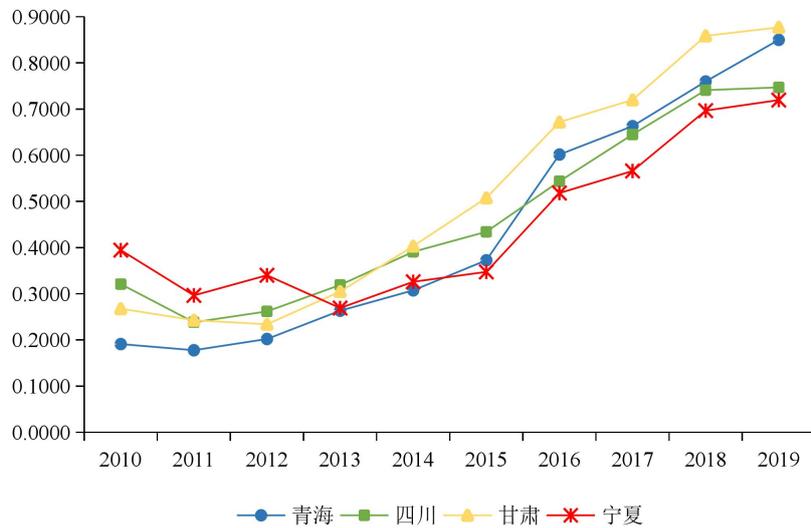


图 7.1 2010—2019 年黄河上游省区生态补偿综合效益得分变化趋势

(2) 各指标综合效益贡献率

参考张友国等(2020)的方法,取各指标值(标准化值)变化量与指标权重的乘积除以综合效益得分变化量,分别计算黄河上游四省区2010—2019年28个指标变化量对综合效益水平提升的贡献率,以为各省区生态补偿在不同领域的资金分配与使用提供决策依据。计算结果与分析如下:

青海省绝大多数指标变化较好地促进了综合效益水平的提升(表7.5,图7.2),二氧化硫排放量指标对综合效益提升的贡献率最高,为9.82%。其中,二氧化硫排放量与化学需氧量COD排放量为负指标,研究期内二者大幅减少,这表明大气污染大幅度减排、工业污染处理技术提升、水污染防治与减排、森林保护和生态功能修复等对青海省生态补偿综合效益的提升具有显著作用。而GDP

增速、种草面积和节能环保支出占 GDP 比重 3 个指标的变动对综合效益提升起负面作用，其中，GDP 增速负面影响最大，这是由于在研究期内青海省 GDP 增速明显下降，从 2010 年的 15.33% 下降至 2019 年的 6.30%，这与青海省近年来大力推进生态文明建设密不可分；种草面积与节能环保支出占 GDP 比重对综合效益提升的负面影响也源于二者在研究期内的减少幅度相对较大，这在一定程度上反映了青海省退耕还草、人工种草项目的实施力度仍需加强，环保领域的支出规模仍需进一步扩大。

表 7.5 2010—2019 年青海省各指标综合效益贡献率 %

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	指标贡献率
综合效益	生态效益 81.31	生态系统状况 16.44	1	森林覆盖率	7.90
			2	人工造林面积	4.24
			3	种草面积	-2.61
			4	湿地面积	5.52
			5	人均水资源量	1.39
		环境治理与污染减排 52.07	6	二氧化硫排放量	9.82
			7	氮氧化物排放量	3.99
			8	化学需氧量 COD 排放量	7.99
			9	氨氮排放量	7.56
			10	化肥施用量	2.55
			11	农药使用量	5.80
			12	工业固废处置率	8.78
			13	城市污水处理率	3.41
			14	城市生活垃圾无害化处理率	2.18
		资源节约与高效利用 12.80	15	单位 GDP 能耗	4.34
			16	单位 GDP 用水量	2.57
			17	工业固废综合利用率	2.08
			18	工业用水重复利用率	3.81
	经济效益 -0.65	经济发展水平 -1.70	19	人均 GDP	3.93
		产业结构调整 1.05	20	GDP 增速	-5.63
	社会效益 19.34	就业与生活水平 18.10	21	第三产业增加值占比	1.05
22			第二三产业就业人员占比	2.70	
23			城镇居民人均可支配收入	4.08	
24			农村居民人均可支配收入	4.13	
25			城镇居民恩格尔系数	2.86	
26		农村居民恩格尔系数	4.32		
环保观念意识 1.24		27	节能环保支出占 GDP 比重	-2.23	
		28	人均日生活用水量	3.47	

四川省化肥施用量指标对综合效益提升的贡献率最大（14.71%），其次分别为森林覆盖率（12.69%）、农药使用量（11.65%）、第三产业增加值占比（9.09%）、湿地面积（8.86%）等（表 7.6，图 7.2），说明化肥施用大幅减少与控制、森林保护与生态功能修复、农药使用大幅减少、旅游餐饮等服务业产值比重上升、湿地生态系统保护与修复等对四川省生态补偿综合效益的提升具有显著影响。而 GDP 增速、种草面积、工业固废处置率、工业固废综合利用率和人工造林面积 5 个指标的变动对综合效益提升具有不同程度的负面影响，其中，负面影响最大的为 GDP 增速，这是由于研究期内四川省 GDP 增速大幅下降，从 2010 年的 15.10% 下降至 2019 年的 7.50%，为改善生态环境质量，发展生态旅游，近年来四川省第二产业比重大幅下降，较大程度降低了 GDP 增长速度；种草面积的负面影响源于研究期内四川省种草面积大幅减少，从 2010 年 1082.50 千公顷减少至 2019 年 434.65 千公顷，在一定程度上影响了生态补偿综合效益的提升，说明四川省在草原生态修复、退耕还草等项目实施方面仍需加大力度；工业固废处置率、工业固废综合利用率和人工造林面积对综合效益提升的负面影响也源于其在研究期内呈下降趋势，表明四川省工业固废处理与高效利用技术仍需提升，植树造林、退耕还林工作力度仍需进一步加强。

表 7.6 2010—2019 年四川省各指标综合效益贡献率 %

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	指标贡献率
综合效益	生态效益 73.74	生态系统状况 13.84	1	森林覆盖率	12.69
			2	人工造林面积	-1.95
			3	种草面积	-6.76
			4	湿地面积	8.86
			5	人均水资源量	1.00
		环境治理与污染减排 50.56	6	二氧化硫排放量	6.07
			7	氮氧化物排放量	4.80
			8	化学需氧量 COD 排放量	5.15
			9	氨氮排放量	2.99
			10	化肥施用量	14.71
			11	农药使用量	11.65
			12	工业固废处置率	-6.02
			13	城市污水处理率	4.86
			14	城市生活垃圾无害化处理率	6.35
		资源节约与高效利用 9.34	15	单位 GDP 能耗	5.09
	16		单位 GDP 用水量	4.11	

续表 7.6 2010—2019 年四川省各指标综合效益贡献率 %

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	指标贡献率		
综合效益	生态效益 73.74	资源节约与高效利用 9.34	17	工业固废综合利用率	-4.30		
			18	工业用水重复利用率	4.44		
	经济效益 -0.66	经济发展水平 -9.75	19	人均 GDP	6.01		
			20	GDP 增速	-15.76		
	社会效益 26.92	产业结构调整 9.09	21	第三产业增加值占比	9.09		
			22	第二第三产业就业人员占比	5.94		
			23	城镇居民人均可支配收入	6.14		
			24	农村居民人均可支配收入	7.11		
			25	城镇居民恩格尔系数	6.77		
			26	农村居民恩格尔系数	6.62		
			环保观念意识 -5.66	就业与生活水平 32.58	27	节能环保支出占 GDP 比重	-3.40
					28	人均日生活用水量	-2.26

甘肃省多数指标的变化也在一定程度上提升了生态补偿综合效益水平, 指标贡献率最大的为森林覆盖率, 为 10.06%, 二氧化硫排放量 (8.60%)、城市生活垃圾无害化处理率 (8.56%)、氮氧化物排放量 (8.23%)、湿地面积 (7.02%) 等对综合效益提升也具有较好的贡献作用 (表 7.7, 图 7.2)。该结果反映了森林保护与生态功能修复、大气污染防治、城市环境污染治理水平提高、湿地生态系统保护与修复等在较大程度上提升了甘肃省生态补偿综合效益水平。对提升综合效益具有负面作用的为 GDP 增速、工业固废处置率和工业固废综合利用率, 3 个指标均为正向指标, 其负面影响与研究期内指标值大幅减小直接相关, GDP 增速从 2010 年的 11.78% 下降至 2019 年的 6.20%, 这主要源于甘肃省近年来大力推进生态文明建设, 在改善生态环境质量的同时经济发展增速有所减缓; 工业固废处置率和工业固废综合利用率在研究期内也整体呈下降趋势, 说明甘肃省在工业固体废物处理及高效利用方面仍需加强管理, 加大相关技术开发的资金投入。

表 7.7 2010—2019 年甘肃省各指标综合效益贡献率 %

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	指标贡献率
综合效益	生态效益 75.68	生态系统状况 31.96	1	森林覆盖率	10.06
			2	人工造林面积	6.80
			3	种草面积	4.33
			4	湿地面积	7.02
			5	人均水资源量	3.75

续表 7.7 2010—2019 年甘肃省各指标综合效益贡献率 %

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	指标贡献率		
综合效益	生态效益 75.68	环境治理与污染减排 36.24	6	二氧化硫排放量	8.60		
			7	氮氧化物排放量	8.23		
			8	化学需氧量 COD 排放量	2.03		
			9	氨氮排放量	4.44		
			10	化肥施用量	2.09		
			11	农药使用量	0.68		
			12	工业固废处置率	-2.21		
			13	城市污水处理率	3.82		
			14	城市生活垃圾无害化处理率	8.56		
		资源节约与高效利用 7.48	15	单位 GDP 能耗	3.52		
			16	单位 GDP 用水量	3.09		
			17	工业固废综合利用率	-0.94		
			18	工业用水重复利用率	1.81		
			经济效益 5.91	经济发展水平 1.89	19	人均 GDP	4.28
					20	GDP 增速	-2.39
				产业结构调整 4.02	21	第三产业增加值占比	4.02
			社会效益 18.41	就业与生活水平 21.01	22	第二第三产业就业人员占比	6.32
					23	城镇居民人均可支配收入	4.66
	24	农村居民人均可支配收入			4.61		
	25	城镇居民恩格尔系数			2.42		
	26	农村居民恩格尔系数			3.00		
	27	节能环保支出占 GDP 比重			-4.81		
	环保观念意识 -2.60	28		人均日生活用水量	2.21		

宁夏回族自治区对生态补偿综合效益贡献率最大的指标为森林覆盖率（15.81%），其次分别为二氧化硫排放量（15.60%）、工业用水重复利用率（14.93%）、氮氧化物排放量（13.23%）、工业固废处置率（10.98%）等（表 7.8，图 7.2）。其中，二氧化硫排放量与氮氧化物排放量为负指标，研究期内二者大幅减少，该结果表明了森林保护与生态功能修复、大气污染综合防治、工业水资源节约与高效利用、工业固废处理等较好地提升了宁夏生态补偿制度的综合效益水平。对提升综合效益具有负面作用的为湿地面积、GDP 增速、节能环保支出占 GDP 比重、种草面积、工业固废综合利用率和人工造林面积，这主要源于 6 个指标在研究期内呈不同幅度减小趋势，其中湿地面积的减少对宁夏生态补偿综合效益提升的负面影响最大，由此可知宁夏回族自治区在湿地生态系统保护与修复、经济高质量发展、环保领域资金投入、草原生态保护与修复、工业固废

高效利用及植树造林等方面仍存在一定提升空间。

表 7.8 2010—2019 年宁夏回族自治区各指标综合效益贡献率 %

目标层	系统层	内容	指标序号	指标层	指标贡献率
综合效益	生态效益 67.08	生态系统状况 -23.49	1	森林覆盖率	15.81
			2	人工造林面积	-1.55
			3	种草面积	-6.69
			4	湿地面积	-37.26
			5	人均水资源量	6.20
		环境治理与污染减排 71.82	6	二氧化硫排放量	15.60
			7	氮氧化物排放量	13.23
			8	化学需氧量 COD 排放量	3.08
			9	氨氮排放量	10.21
			10	化肥施用量	2.38
			11	农药使用量	9.64
			12	工业固废处置率	10.98
			13	城市污水处理率	5.44
			14	城市生活垃圾无害化处理率	1.26
	资源节约与高效利用 18.75	15	单位 GDP 能耗	2.24	
		16	单位 GDP 用水量	4.91	
		17	工业固废综合利用率	-3.33	
		18	工业用水重复利用率	14.93	
经济效益 3.99	经济发展水平 -4.17	19	人均 GDP	6.83	
		20	GDP 增速	-11.00	
	产业结构调整 8.16	21	第三产业增加值占比	8.16	
社会效益 28.93	就业与生活水平 34.37	22	第二三产业就业人员占比	5.06	
		23	城镇居民人均可支配收入	8.00	
		24	农村居民人均可支配收入	7.96	
		25	城镇居民恩格尔系数	8.39	
		26	农村居民恩格尔系数	4.96	
	环保观念意识 -5.44	27	节能环保支出占 GDP 比重	-9.16	
28		人均日生活用水量	3.72		

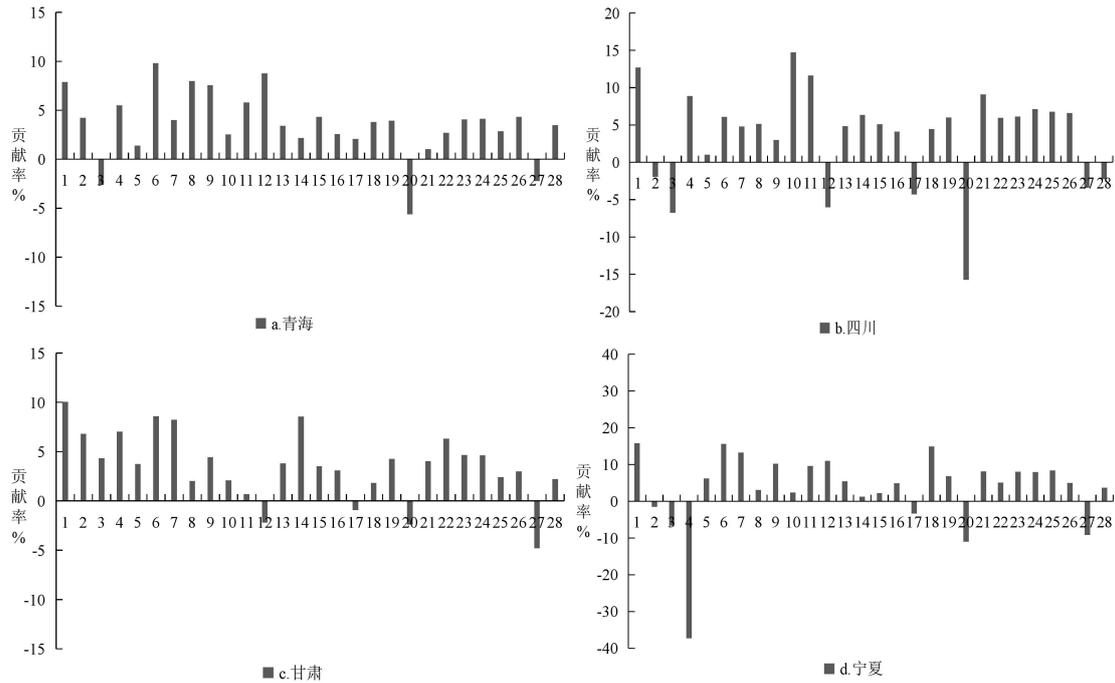


图 7.2 2010—2019 年黄河上游省区各指标对综合效益水平的贡献率

7.2.2 生态补偿资金分配测度结果分析

本节主要围绕生态补偿受偿方的资金分配情况展开分析,以为受偿方如何使用资金以提升生态补偿的综合效益水平提供数据支撑和决策依据。由第 6 章表 6.3 可知,宁夏回族自治区 2019 年生态补偿额为-492.75 亿元,即宁夏为生态补偿支付方,故不在本节测度范围内。根据本文第 4 章公式(4-24)和“当年考核,次年补偿”办法,2020 年黄河上游省区(这里仅涉及青海、四川和甘肃)生态补偿资金分配额测度结果如表 7.9—表 7.11 和图 7.3 所示。具体结果及分析如下:

青海省 2019 年生态补偿资金总额为 12603.65 亿元,用于下一年度即 2020 年生态效益方面的资金分配额为 9024.81 亿元(71.61%),经济效益和社会效益方面分别为 1161.29 亿元(9.21%)和 2417.55 亿元(19.18%)。在生态效益方面,用于环境治理与污染减排的生态补偿额最高(5721.01 亿元),占青海省总补偿资金的 45.39%,其中较多用于工业固废处置、二氧化硫减排、化学需氧量 COD 减排和氨氮减排,四方面补偿资金总额占青海省环境治理与污染减排资金分配额的 66.91%;其次用于生态系统状况改善的补偿额为 2241.28 亿元,其中增加森林覆盖率和湿地面积方面的资金分配额较高,二者补偿资金之和在改善生态系统状况资金中占比 49.72%;资源节约与高效利用方面所需的补偿资金为 1062.52 亿

元,较多用于减少单位 GDP 能耗和提高工业用水重复利用率。在经济效益方面,用于经济发展的补偿额较高(793.88 亿元),其中有 58.90%的资金分配额用于提高 GDP 增速;产业结构调整方面所需的补偿资金为 367.41 亿元,主要用于提高第三产业增加值占比。在社会效益方面,就业与生活水平方面所需补偿资金较高(1547.28 亿元),占该部分补偿资金的 64.00%,其中资金分配较多用于提高农村居民生活水平、农村和城镇居民的收入水平等;环保观念意识方面所需的补偿资金为 870.27 亿元,其中有 54.01%的分配额用于加大节能环保支出占比。

表 7.9 2020 年青海省生态补偿资金分配额 亿元

综合效益指标		资金分配额	小计	合计	
生态 效益	生态系统状况	森林覆盖率	656.23	2241.28	9024.81
		人工造林面积	418.05		
		种草面积	360.14		
		湿地面积	458.20		
		人均水资源量	348.66		
	环境治理与污染减排	二氧化硫排放量	923.35	5721.01	
		氮氧化物排放量	489.23		
		化学需氧量 COD 排放量	892.49		
		氨氮排放量	828.03		
		化肥施用量	458.39		
		农药使用量	481.42		
		工业固废处置率	1183.88		
城市污水处理率		283.30			
城市生活垃圾无害化处理率	180.92				
资源节约与高效利用	单位 GDP 能耗	360.76	1062.52		
	单位 GDP 用水量	213.02			
	工业固废综合利用率	172.32			
	工业用水重复利用率	316.42			
经济 效益	经济发展水平	人均 GDP	326.25	793.88	1161.29
		GDP 增速	467.62		
	产业结构调整	第三产业增加值占比	367.41	367.41	
社会 效益	就业与生活水平	第二产业就业人员占比	224.39	1547.28	2417.55
		城镇居民人均可支配收入	338.88		
		农村居民人均可支配收入	343.00		
		城镇居民恩格尔系数	269.58		
		农村居民恩格尔系数	371.42		
	环保观念意识	节能环保支出占 GDP 比重	470.06	870.27	
人均日生活用水量		400.21			
合计			12603.65		

如表 7.10 所示,四川省 2019 年生态补偿资金总额为 4814.69 亿元,用于 2020

年生态效益方面的资金分配额为 3202.90 亿元（66.52%），经济效益和社会效益方面分别为 632.67 亿元（13.14%）和 979.12 亿元（20.34%）。在生态效益方面，用于环境治理与污染减排的补偿资金额最高（1761.06 亿元），占四川省总补偿资金的 36.58%，其中较多用于减少化肥施用量、氨氮减排、化学需氧量 COD 减排及减少农药使用量等，四部分补偿资金总额占比为 62.72%；其次用于生态系统状况改善的补偿额为 978.58 亿元，其中增加森林覆盖率和人工造林面积的分配额较高，二者补偿资金之和占比为 51.45%；资源节约与高效利用方面所需的补偿资金为 463.26 亿元，资金分配较多用于提高工业用水重复利用率、工业固废综合利用率及减少单位 GDP 能耗等。在经济效益方面，用于经济发展的补偿资金额较高（446.35 亿元），其中有 72.40% 的分配额用于加快 GDP 增长速度；产业结构调整方面所需的补偿资金为 186.32 亿元，主要用于提高第三产业增加值占比。在社会效益方面，就业与生活水平方面所需补偿资金较高（709.36 亿元），占该部分补偿资金的 72.45%，其中资金分配额较多用于提高城镇和农村居民生活水平及农村居民的收入水平等；环保观念意识方面所需补偿资金为 269.76 亿元，其中有 51.41% 的分配额用于补偿居民日常生活中的节约用水。

表 7.10 2020 年四川省生态补偿资金分配额

亿元

综合效益指标		资金分配额	小计	合计	
生态 效益	生态系统状况	森林覆盖率	260.31	978.58	3202.90
		人工造林面积	243.17		
		种草面积	138.97		
		湿地面积	181.76		
		人均水资源量	154.37		
	环境治理与污染减排	二氧化硫排放量	124.45	1761.06	
		氮氧化物排放量	137.78		
		化学需氧量 COD 排放量	250.69		
		氨氮排放量	255.55		
		化肥施用量	359.36		
		农药使用量	238.87		
		工业固废处置率	164.47		
		城市污水处理率	99.58		
城市生活垃圾无害化处理率	130.32				
资源节约与高效利用	单位 GDP 能耗	104.46	463.26		
	单位 GDP 用水量	84.33			
	工业固废综合利用率	117.81			

续表 7.10 2020 年四川省生态补偿资金分配额

亿元

综合效益指标		资金分配额	小计	合计		
生态效益	资源节约与高效利用	工业用水重复利用率	156.66	463.26	3202.90	
经济效益	经济发展水平	人均 GDP	123.20	446.35	632.67	
		GDP 增速	323.15			
社会效益	产业结构调整	第三产业增加值占比	186.32	186.32	979.12	
		就业与生活水平	第二第三产业就业人员占比	121.78		709.36
			城镇居民人均可支配收入	125.85		
			农村居民人均可支配收入	145.75		
			城镇居民恩格尔系数	180.21		
	农村居民恩格尔系数	135.76				
	环保观念意识	节能环保支出占 GDP 比重	131.08	269.76		
人均日生活用水量		138.69				
合计			4814.69			

甘肃省 2019 年生态补偿资金总额为 820.04 亿元，其中用于 2020 年生态效益方面的资金分配额为 604.38 亿元（73.70%），经济效益和社会效益方面分别为 60.64 亿元（7.40%）和 155.02 亿元（18.90%）。在生态效益方面，用于环境治理与污染减排的生态补偿资金额最高（356.66 亿元），占甘肃省总生态补偿资金的 43.49%，其中较多用于二氧化硫减排、减少农药使用量、氨氮减排及城市生活垃圾无害化处理等，四方面补偿资金总额占该部分的 52.08%；其次用于生态系统状况改善的生态补偿额为 184.80 亿元，其中增加森林覆盖率、人工造林面积和湿地面积的资金分配额较高，三者补偿资金之和在该部分占比 68.72%；资源节约与高效利用方面所需的补偿资金为 62.92 亿元，资金分配较多用于提高工业固废综合利用率和减少单位 GDP 能耗等。在经济效益方面，用于经济发展的生态补偿资金额较高（40.54 亿元），其中有 52.70% 的资金分配额用于提高人均 GDP；产业结构调整方面所需的补偿资金为 20.10 亿元，同样用于提高第三产业增加值占比。在社会效益方面，就业与生活水平方面所需补偿资金较高（105.00 亿元），占该部分补偿资金的 67.73%，其中资金分配额较多用于提高第二第三产业就业人员占比及城镇和农村居民的收入水平等；环保观念意识方面所需的补偿资金为 50.02 亿元，其中有 60.60% 的分配额用于扩大节能环保领域投入规模。

表 7.11 2020 年甘肃省生态补偿资金分配额

亿元

综合效益指标			资金分配额	小计	合计
生态 效益	生态系统状况	森林覆盖率	50.24	184.80	604.38
		人工造林面积	41.67		
		种草面积	27.60		
		湿地面积	35.08		
		人均水资源量	30.21		
	环境治理与污染减排	二氧化硫排放量	50.04	356.66	
		氮氧化物排放量	41.11		
		化学需氧量 COD 排放量	36.68		
		氨氮排放量	45.04		
		化肥施用量	42.38		
		农药使用量	47.90		
		工业固废处置率	31.66		
		城市污水处理率	19.11		
资源节约与高效利用	城市生活垃圾无害化处理率	42.75	62.92		
	单位 GDP 能耗	17.59			
	单位 GDP 用水量	15.44			
	工业固废综合利用率	18.81			
经济 效益	经济发展水平	工业用水重复利用率	11.08	40.54	60.64
		人均 GDP	21.37		
	产业结构调整	GDP 增速	19.18		
第三产业增加值占比		20.10			
社会 效益	就业与生活水平	第二三产业就业人员占比	31.58	105.00	155.02
		城镇居民人均可支配收入	23.26		
		农村居民人均可支配收入	23.04		
		城镇居民恩格尔系数	12.11		
		农村居民恩格尔系数	15.01		
	环保观念意识	节能环保支出占 GDP 比重	30.31	50.02	
人均日生活用水量		19.71			
合计			820.04		

根据图 7.3 可知,作为黄河上游生态补偿受偿方的青海省、四川省和甘肃省,2020 年各省生态补偿资金分配额排在前三位的领域分别为环境治理与污染减排、生态系统状况的改善和就业与生活水平的提高,其次为资源节约与高效利用、环保观念意识的提升等方面。按以上方法对生态补偿资金做更为细化的分配和使用,将较大程度提升各省区生态补偿政策的综合效益,从而实现生态资源价值由“保值”向“增值”的有效转化。

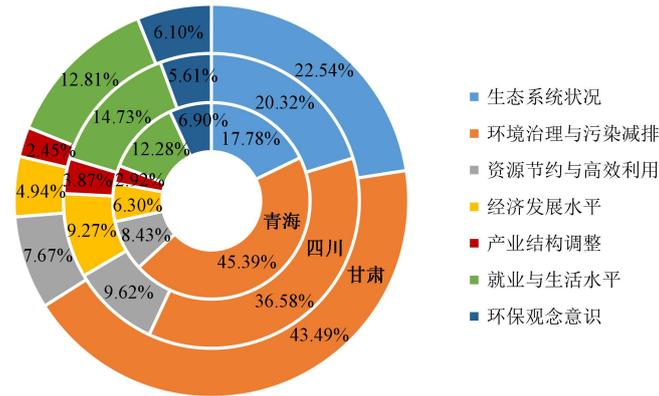


图 7.3 2020 年黄河上游各省区生态补偿资金分配额占比情况

7.3 基于效益提升的生态补偿资金使用对策建议

在科学量化生态补偿标准和补偿资金分配额后，应结合区域实际，解决资金“如何补”重要问题，以提高生态补偿资金分配与使用的综合效益水平。为拓宽生态补偿资金来源渠道，有效使用补偿资金并实现区域生态补偿综合效益最大化目标，本文以第 6.2.2 节和第 7.2.2 节黄河上游省区生态补偿标准和生态补偿资金分配量化结果为指导，针对以效益提升为目标的生态补偿资金使用提出具体对策建议，以为完善黄河上游区域生态补偿机制提供一定参考。

7.3.1 建立综合性生态补偿模式以拓宽资金来源渠道

7.3.1.1 差异化选择政府补偿模式以保障补偿机制顺利推行

为极大程度保障生态补偿机制的顺利推行，当前各省区生态补偿模式多以政府为主导，补偿资金主要来源于中央和地方财政转移支付与生态保护专项资金。结合第 6 章和第 7 章相关测算结果及分析，黄河上游各省区由于补偿主客体身份不同，应采取不同的政府补偿模式。

根据“受益者付费”和“损害者赔偿”原则，作为生态补偿支付方的宁夏回族自治区，其支付金额包括生态受益补偿和环境污染损害赔偿两部分，前者对从相邻省区森林、水域等生态系统所获取的气体调节、气候调节、净化环境和水文调节等服务进行付费，后者为区域内造成废水与废气排放、化肥流失、水资源消耗等环境污染损害的工业企业和农户所需支付的赔偿。生态受益补偿可由宁夏回族自治区政府和相邻省区地方政府通过协商方式达成，在地方政府财力不足的情

况下,可通过申请中央财政转移支付的方式进行弥补。对于环境污染损害赔偿部分,在政策方面可通过环境保护税的形式收取,根据《中华人民共和国环境保护税法》,首先确定应税污染物类型,其次明确计税依据,进而确定相应污染物应纳税额,一方面用于补偿受环境污染损害影响的相邻省区和黄河流域下游区域,另一方面可有效促进宁夏本土企业降低工业废水和废气排放、减少农业化肥流失并积极使用有机肥,以及提高生产生活的水资源利用效率等。

根据“保护者受偿”原则,作为生态补偿受偿方的青海省、四川省和甘肃省,在政府补偿模式下,其补偿资金来源分为纵向补偿和横向补偿两部分。在纵向补偿方面,各省尤其作为“三江之源”、“中华水塔”的青海省,亟需完善对其纵向转移支付办法。中央政府可提高对国家级重点生态功能区的财政转移支付系数,对各省黄河流域径流区、重点水源区等实施生态补偿专项资金政策,加大专项生态环保支出力度,同时各省地方政府根据各地市州生态环境保护实际情况进行省内自上而下的纵向补偿,在生态补偿资金分配时,将各地废水废气减排量、森林覆盖率、湿地保护红线面积等相关指标纳入分配因素,提高资金分配精准度,较大程度提升生态补偿综合效益;在横向补偿方面,探索建立以地方补偿为主、中央财政给予支持的跨省横向生态保护补偿机制,相邻受益省区以理论测算的生态补偿标准为参考,黄河流域中下游地区则以水质、水量等要素为补充,对青海、四川、甘肃三省进行横向生态补偿,补偿资金优先支持重点生态保护和修复、水土保持、集中式饮用水水源地保护、农牧区面源污染防治、城乡环保基础设施建设及维护、生态环境运维保障及生态环保项目等方面,在生态保护的同时实现跨区域协同治理与区域经济协调发展。

由以上分析可知,在政府补偿模式下,作为生态补偿支付方的宁夏回族自治区,支付金额包括生态受益补偿和环境污染损害赔偿两部分,前者可由宁夏回族自治区政府和相邻省区地方政府通过协商方式达成,后者可通过环境保护税或罚金的形式收取;作为生态补偿受偿方的青海省、四川省和甘肃省,补偿模式具体包括横向补偿与纵向补偿两类,受偿资金主要来源于相邻受益地区的生态补偿、政府财政转移支付与生态保护专项资金等。

7.3.1.2 创新性探索市场补偿模式以弥补生态补偿资金缺口

根据第6章黄河流域上游省区生态补偿标准测算结果可以看出,各省生态补

偿资金需求量较大,仅依靠政府财政转移支付力量难以为继,因此需采取市场生态补偿模式,提高企业和社会参与度以拓宽资金来源渠道、弥补政府补偿模式下的资金缺口,进而建立长效可持续的区域生态补偿机制。

在市场补偿模式下,黄河上游省区可通过培育生态产品交易市场、积极发展绿色金融和加大绿色信贷支持等构建完善的市场化生态补偿机制。首先在培育生态产品交易市场方面,对于生态资源极其丰富的省区如青海省,加快构建排污权、水权、碳汇等市场化交易平台,同时培育生态产品交易市场,创新生态产品资本化运作模式;其次在发展绿色金融方面,结合各省区实际情况,借鉴浙江、贵州等建设绿色发展的“两山银行”、“生态银行”实践经验,完善市场化投融资机制,为社会资本的参与提供渠道,在保障区域生态补偿资金充足的同时,给予社会资本在生态补偿机制中可获得的利润回报,进而引导更多社会资本以市场化方式投入生态环境保护,促进区域生态保护补偿项目的长期可持续;最后在绿色信贷方面,加强与国开行、农发行等金融机构的沟通与对接,从而加大对青海省、四川省和甘肃省特色产业发展的绿色信贷支持。

基于以上分析,本文认为黄河上游省区应采取政府补偿与市场补偿相结合的综合补偿模式。政府补偿方面,利用下达财政转移支付资金和生态环保专项资金、收取环境保护税或罚金等模式,提高生态输出区生态环境保护的积极性和生态产品可持续供应能力,同时加强生态输入区污染防控与治理能力。市场补偿方面,构建完善的生态产品价格体系,加快排污权、水权、碳排放权交易平台建设,并探索受偿方与支付方之间自愿协商等补偿方式,有效解决区域间及区域内生态保护与经济发展的矛盾,使生态利益相关者的获益与受损尽力达到平衡。

7.3.2 探索多元化生态补偿方式以有效使用补偿资金

现行的生态补偿方式多以财政转移支付、专项资金补偿或生态修复工程建设为主,补偿资金使用不够细化致使生态补偿效率较低。结合第3章有关生态补偿方式类型的系统分析,以及第7.2.2节各领域生态补偿资金分配结果,本文认为各区域应探索输血式补偿和造血式补偿并行的生态补偿方式,以多元化的形式对补偿资金进行有效使用。具体建议如下:

7.3.2.1 以输血式补偿方式保障区域生态保护与经济协调发展

根据本文第3章有关生态补偿方式的理论分析可知,输血式补偿常见的补偿方式为资金补偿和政策补偿,二者是各类补偿方式中效果最直接、最快捷的补偿方式类型。

资金补偿是黄河上游各省区生态环境保护与经济社会可持续发展的基本保障。在具体实施过程中,可参考本文第6章各省区生态补偿标准测算方法和结果,由中央及地方政府以财政转移支付、生态保护专项资金等形式对青海、甘肃和四川予以相应的资金补偿,同时鼓励企业和社会公众参与投资以拓宽资金来源渠道,尤其对位于经济欠发达地区的重点生态功能区而言,其可用财力短缺,收支矛盾突出,且普遍存在生态贡献和获得的生态补偿不相匹配的情况,因此亟需加大转移支付力度,以提高当地基本公共服务保障能力。各省区政府将不同层级、不同来源渠道的补偿资金整合后,按照第7章生态补偿资金在不同领域的分配测度方法,将资金在各省区内做二次分配和分类使用,其中可直接以现金形式进行资金补偿的有生态环境保护与修复的成本投入、生态保护区的农户补贴等。

政策补偿对资金匮乏且经济薄弱的黄河上游区域具有较好的适用性。具体实施时,政府应根据受偿地区的实际发展情况采取差异性区域政策。对于经济发展水平较低且资金极为匮乏的生态保护区,可通过提高转移支付系数、加计生态环保支出等方式,加大该类区域的补偿资金规模;对于生态补偿项目较少的区域,政府可实施相关优惠政策促进各类生态项目的设立与发展;对于生态产业较为薄弱的区域,政府可实施有助于绿色产业发展的产业优惠政策,为相关产业发展保驾护航。

7.3.2.2 以造血式补偿方式激发生态保护区域内生发展动力

黄河上游区域生态补偿的最终目标是实现生态补偿综合效益最大化且可持续。由于输血式补偿主要以资金补偿和政策补偿为主,在激发受偿地区绿色发展内生能力方面存在不足,而造血式补偿有利于区域生态补偿长期可持续发展。根据本文第3章相关内容可知,造血式补偿主要包括产业补偿、技术和智力补偿等补偿方式。在实际中,细化各类生态补偿资金使用方式,将直接用于现金补偿以外的生态补偿资金转化为产业、技术、人力资源投入等安排到受偿地区,从根本上提升受偿区域的内生发展水平。

产业补偿方面,通过培育和发展环保或无污染的区域支柱型产业对黄河上游区域进行生态补偿。在生态环境保护前提下,运用市场化手段促进产业发展,在实现盈利的同时反哺地方经济。具体方式有:鼓励和引导受偿区域加快发展绿色农业;加大生态产业项目的扶持力度;打造特色农产品优势品牌,加大生态产品宣传推介力度以提升社会关注度,从而扩大收益规模 and 市场份额;大力发展突出地方自然风光和具有民俗特色的文化旅游产业。通过上述补偿方式,推动各省区生态保护修复、环境治理、资源开发与高效利用等与生态产业发展有机结合,进而带动黄河上游乃至全流域生态环境保护和经济高质量协调发展。

技术和智力补偿方面,生态环境保护工作需要相关领域管理人才和技术人才的参与。黄河上游区域鉴于经济发展受限,高水平人才较为稀缺,对人才和创新技术的吸引力相对不足,因此技术和智力补偿对黄河上游各省区生态补偿的施行尤其重要。在实际中,可通过高薪引进高水平人才,以直接参与、指导或培训等方式,提升受偿地区相关部门的生态建设管理水平;采用现代化技术手段,指导企业向环境友好型生产方式转变,构建绿色低碳循环产业体系,以提高当地特色生态产业的生产经营能力和生态产品供应能力;通过学校、社区和媒体等渠道进行知识普及与宣传,增强生态保护地区社会公众的环保意识,推广低碳生活方式与绿色消费习惯。

7.3.3 推动多部门协调联动以提升生态补偿效益水平

当前黄河上游区域生态补偿大多呈单一或少数部门推进的政策实施现状,不利于区域生态补偿效益水平的提升。结合本章第 7.2.2 节生态补偿资金分配测度结果可知,黄河上游各省区补偿资金分配额占比排在前三位的领域由高到低依次为环境治理与污染减排、生态系统状况的改善和就业与生活水平的提高,其次分别为资源节约与高效利用、环保观念意识提升、经济发展水平提升以及产业结构优化调整方面。为有效使用补偿资金并实现生态补偿机制综合效益最大化目标,应逐步构建涉及生态环境、林业草原、自然资源、农业农村、发展改革、社会保障等多部门的联动补偿机制,以资金分配量化结果为指导,推动各部门统筹协调,以提升区域生态补偿机制在多领域的综合效益水平。具体对策建议如下:

7.3.3.1 加强生态环境保护与资源节约利用监管力度

(1) 加大环境治理与污染减排力度

黄河上游各省区应加大对环境保护和污染治理的项目资金投入,以提升区域生态补偿机制的环境治理与污染减排效益水平。重点在大气污染、水污染、土壤污染等方面持续推进综合治理,加大监管力度。在大气污染防治方面,各省区可将生态补偿资金用于大气污染物排放控制和环境风险防控信息化工程建设投入。主要包括重点污染源自动实时监控,重点区域大气污染防治信息化数据库的建立,环境空气质量预报预警和重污染天气应急响应机制的建立等。在水污染防治方面,加大对工业水污染、城镇水污染和农牧区水污染的治理与减排资金投入。各省区加强工业水污染源排放情况监管,全面推行排污许可制度;在城镇水污染治理方面进一步完善污水处理设施及配套管网,推进城镇污水管网全覆盖;同时持续推进农牧区水污染整治,开展农村污水治理项目建设。在土壤污染防治方面,将补偿资金用于推进耕地污染状况调查及治理、农用地污染风险调查及农用地分类管理等。多部门协同实施土壤环境治理保护重大工程,联合开展土壤污染治理与修复试点示范工作,提高固体废物、危险废物等处置利用效率。

(2) 加强生态系统保护与修复

各省区应加大森林、草原、湿地、水域等生态系统保护与修复的资金投入,以提升区域生态补偿机制的生态系统状况效益水平。具体表现为提升黄河上游水源涵养功能,加强林草植被建设、防沙治沙工程建设等。青海省应以生态保护和修复工程为着力点,加强重点生态系统的保护并实现其良性循环。四川省可将补偿资金用于继续实施天然林保护修复、退耕还林等重点生态工程,以及甘孜、阿坝等重点区域严重退化、沙化草原的禁牧封育管理,同时可实施若尔盖等重点湿地保护工程,稳定和扩大湿地面积,并持续加大川西北沙化土地治理力度。甘肃省应重点实施甘南黄河上游水源涵养区生态保护和修复工程,加大石羊河、黑河、疏勒河等流域保护和治理投入力度,同时加强祁连山生态保护修复力度,进而提高森林覆盖率、减少水土流失并提升生态自我修复功能。

(3) 加大资源节约与高效利用强度

黄河上游各省区相关部门应统筹协调补偿资金在水资源、能源等方面的有效使用,提升区域生态补偿机制的资源节约与高效利用效益水平。首先,全面推动

重点行业领域节约用水,推进工业节水减排,大力推广循环用水及废污水再生利用等节水工艺和技术,同时加强城镇节水降耗,各省区推进节水型城市建设,提升雨水资源化利用水平。其次,加强高能耗行业能耗管控,实施能效提升、智慧能源管理等工程,加快煤炭清洁高效利用,推广使用优质煤和洁净型煤。最后,在生态环境保护前提下,提高风电、光伏发电发展水平,各省区因地制宜地发展水能、地热能、氢能等,相关部门推进光热发电与风光电协同发展,积极发展新能源装备制造业。

7.3.3.2 转变经济发展方式并助力传统产业转型升级

(1) 推进特色生态产业建设

黄河上游各省区应基于区域生态补偿多部门联动机制,发挥各省区优势,推进特色生态产业建设并积极转变经济发展方式,以提升区域生态补偿机制的经济发展效益水平。对青海省而言,可按分配比例将补偿资金用于大力发展循环农牧业,以加强农产品产地的环境质量保护和治理水平;同时,应加快发展牦牛、藏羊、青稞、马铃薯、枸杞、藜麦等特色优势产业,打造一批国家级农畜产品优势区,创建全国绿色食品原料标准化生产基地。四川省应依托优良的自然禀赋、丰富的森林资源及熊猫、九寨沟、峨眉山等特色资源优势,打造并培育具有地方特色的生态产业品牌,推进生态文化工程假设。甘肃应加强河西走廊干旱区绿色生态产业经济带、陇东南绿色生态产业经济带建设,以此构建河西内陆河流域和长江上游生态安全屏障,持续优化生态产业布局。

(2) 加快传统产业转型升级

各省区应加快传统产业转型升级,推进传统观光型旅游产业向生态型旅游产业转变,大力开发重要生态保护地生态旅游产品等,以提升区域生态补偿机制的产业结构调整效益水平。青海省可大力发展高原极地旅游,打造三江源、雪山、国家公园等世界级生态旅游精品线路。四川省应大力开发建设具有本省特色的生态文创产品、公共场所和设施,打造长江黄河生态文化体验带,并将补偿资金用于支持建设生态文明主题公园。甘肃省应逐步完善绿色制造体系,引导高新技术企业和中小企业研发推广绿色产品,鼓励重点行业探索可复制推广的工厂绿色化模式,培育创建一批绿色产品、绿色工厂和绿色园区。

7.3.3.3 加强生态文明人才建设并倡导绿色生活方式

(1) 加强生态文明人才引进与培养力度

黄河上游各省区应加大生态文明领域人才引进培养力度,完善人才工作体制机制,以提升区域生态补偿机制的就业与生活水平效益水平。在生态修复、绿色产业、环境治理与监测、统计分析等方面,培养和引进若干学科带头人及专业团队,定期组织生态文明建设专题讲座、辅导报告、网络培训等活动,开展生态领域专业人员知识培训教育,并通过培训不断提高农牧民在生态产业方面的生产技能。同时,创新并完善人才工作服务发展的体制机制,推动人才工作与全省生态文明建设深度整合。

(2) 推动形成绿色生活方式

各省区应倡导绿色生活理念,引导公众形成低碳节约的生活方式,以提升区域生态补偿机制的环保观念意识效益水平。积极利用科技馆、文化馆、图书馆等文化教育设施,开展各类生态文明教育主题学习,进一步扩大生态文明知识在基层群众的传播面。加强中小学阶段生态文明教育,组织学生开展研学实践活动,举办生态文明示范课、优秀生态文明教案评选活动等。通过开展宣传和文化活动,大力倡导民众养成节水节能、绿色低碳的生活方式,促进公众形成绿色消费、绿色出行、绿色办公的自觉行为。

总之,本文认为黄河上游各省区应建立政府市场综合性生态补偿模式,以拓宽资金来源渠道,进一步探索多元化生态补偿方式,以有效使用补偿资金,同时充分发挥多部门协调联动作用,以提升区域生态补偿机制在生态、经济和社会领域的综合效益水平。在生态补偿模式方面,应由政府补偿模式逐步向政府与市场补偿相结合的综合模式转变;在生态补偿方式方面,应选择资金补偿、政策补偿为主的“输血式”补偿,以及产业补偿、技术和智力补偿等“造血式”补偿并行的多元化生态补偿方式,以实现区域生态补偿资金的有效使用;在多部门联动与统筹协调方面,加强生态环境保护与资源节约利用监管力度,转变经济发展方式并助力传统产业转型升级,倡导绿色生活方式并加强生态文明人才建设,最终实现区域生态补偿机制效益最大化目标。

7.4 本章小节

本章以黄河上游省区生态补偿资金分配与使用现存问题为导向,围绕区域生态补偿效益最大化目标,对黄河上游各省区 2010—2019 年生态补偿效益指标权重进行测算,以此为量化依据测度 2020 年各省区在生态、经济和社会三大领域具体生态补偿资金分配额,并以量化结果为指导对黄河上游省区生态补偿资金使用提出相应对策建议。主要结论如下:

(1) 黄河上游省区生态补偿资金分配与使用现状。近年来黄河上游各省区普遍重视纵向和横向生态保护补偿资金的兑现情况。青海省在草原、森林、湿地、流域、重点生态功能区等主要领域开展生态补偿,并兑现了相应的转移支付和生态保护专项资金。四川省生态补偿资金分配与使用主要集中在流域横向生态保护补偿、林草行业生态保护与修复与重点生态功能区转移支付方面。甘肃省近年来主要以污染防治与环境质量改善为重点,投入的生态环保专项资金在逐年增涨。宁夏回族自治区采用奖补与处罚的方式开展纵向生态补偿,各市区县奖补资金分配逐步趋于均衡,同时兑现横向生态补偿资金开展黄河宁夏段生态保护补偿机制试点工作。黄河上游各省区生态补偿资金分配与使用虽已有显著成效,但仍存在资金规模不足、资金分配与使用不够精准、补偿资金效率偏低等问题,需拓宽融资渠道并实施差异化区域补偿。

(2) 黄河上游省区生态补偿资金分配测度。对本文第 4 章区域生态补偿资金分配测度模型进行实证应用与分析,采用客观的熵权法对黄河上游各省区 2010—2019 年生态补偿效益指标权重进行测算,并采取“当年考核、次年补偿”办法,以指标权重为依据,对下一年度即 2020 年各省区在生态、经济和社会三大领域的具体生态补偿资金分配额进行测度。从指标体系的系统层来看,各省区效益指标权重存在一定差异,但均为生态效益权重最高,其次分别为社会效益权重和经济效益权重。其中,生态效益中的生态系统状况效益、环境治理与污染减排效益权重均高于其他效益类型;社会效益中的就业与生活水平效益权重较高;经济效益中的经济发展水平效益权重值均大于产业结构调整效益权重。通过进一步测算各指标变化量对综合效益水平得分变化的贡献率可知,对综合效益水平变化贡献率较大的指标从高到低同样依次为生态效益指标、社会效益指标和经济效益指标。根据最终测度的资金分配额结果可知,作为黄河上游生态补偿受偿方的青

海省、四川省和甘肃省，2020年补偿资金分配额排在前三位的领域分别为环境治理与污染减排、生态系统状况的改善和就业与生活水平的提高，其次为资源节约与高效利用、环保观念意识的提升等方面。

(3) 黄河上游省区生态补偿资金有效使用的对策建议。结合第6.2.2节和第7.2.2节黄河上游省区生态补偿标准和生态补偿资金分配结果，本文针对以效益提升为目标的生态补偿资金使用提出具体对策建议。在生态补偿模式选择方面，黄河上游各省区应选择政府补偿与市场补偿相结合的综合补偿模式。其中，政府补偿模式下，宁夏（补偿地区）可通过生态受益补偿和环境污染损害赔偿进行区域生态补偿，前者补偿资金可由宁夏回族自治区政府和相邻省区地方政府通过协商方式达成，后者赔偿费用一般以环境保护税或罚金形式收取；青海省、四川省和甘肃省（受偿地区）生态补偿分为横向补偿与纵向补偿两种模式，受偿资金主要来源于相邻受益地区的生态补偿、政府财政转移支付与生态保护专项资金等。在市场补偿模式下，黄河上游省区可通过培育生态产品交易市场、积极发展绿色金融和加大绿色信贷支持等构建完善的市场化生态补偿机制。在生态补偿方式选择方面，黄河上游各省区应选择输血式补偿与造血式补偿并行的多元化生态补偿方式。其中，输血式补偿方式主要包括资金补偿和政策补偿，造血式补偿方式则包括产业补偿、技术和智力补偿。最后在多部门联动与统筹协调方面，应加强生态环境保护与资源节约利用监管力度，转变经济发展方式并助力传统产业转型升级，倡导绿色生活方式并加强生态文明人才建设，以此提升区域生态补偿机制的综合效益水平。

8 结论与展望

8.1 研究结论

本文基于生态价值核算对区域生态补偿三大核心环节进行量化研究,以为解决“谁补谁”、“补多少”和“如何补”问题提供科学完善的理论框架和量化依据。首先,对生态价值和生态补偿相关概念和理论基础进行梳理与分析,为本文区域生态补偿量化研究提供重要的理论支撑。其次,构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架。以此为基础,对区域生态补偿量化方法进行选择,并构建三大核心环节的测度模型。最后,以生态地位极为突出的黄河上游省区为例进行实证应用研究,对黄河上游各省区生态价值、生态补偿标准和补偿资金分配额进行系统测算与分析,并结合实证结果对黄河上游区域生态补偿资金的有效使用提出相应对策建议。主要研究结论如下:

(1) 梳理生态价值和生态补偿相关概念和理论基础,厘清概念模糊、计量范围不统一等问题,为后续量化研究和实证应用提供充分的理论支撑。生态价值即生态系统服务价值,是生态系统为经济体和人类其他活动提供最终服务的直接使用价值和间接使用价值之和。生态补偿是以保护生态环境为目的,基于生态价值、生态保护和修复成本等,综合运用政府行政手段和市场运行机制,对生态保护和经济发展相关参与主体利益关系进行调节的一种制度安排。区域生态补偿则指在有限空间范围内的生态补偿,该空间范围一般为行政区域或具备特殊属性的自然区域。国际通用标准 SEEA2012 中心框架及联合国于 2021 年最新颁布的 SEEA-EA 为生态价值概念和核算范围的界定提供理论基础,劳动价值论、效用价值论、生态价值论和“两山”理论等为构建完善的生态价值核算理论体系提供支撑。区域生态补偿的理论基础包括外部性理论、公共物品理论、可持续发展理论和博弈理论。生态补偿资金分配的理论基础主要有区域分工理论、协同理论和社会—经济—自然复合生态系统理论。以上概念和理论为构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化框架提供重要的理论基础。

(2) 围绕量化过程中的“谁补谁”、“补多少”和“如何补”三大核心环节,构建基于生态价值核算的区域生态补偿量化理论框架。首先,“谁补谁”环节即生态补偿主客体的识别,其量化思路即根据生态净价值核算结果,从定量角

度确定补偿主体和受偿客体。其次，“补多少”环节即生态补偿标准的界定，具体量化过程为在生态净价值核算结果基础上，考虑和人们的支付意愿和地方政府财政支付能力，引入生态补偿系数对生态净价值进行调整和修正，以此界定科学且可行的生态补偿标准。最后，“如何补”环节即生态补偿资金的科学分配与有效使用，量化思路即构建较为完善的区域生态补偿效益评价指标体系，根据效益水平影响因素的指标权重将补偿资金在各领域做更为精准的细化分配，并以分配结果为指导，对有效使用生态补偿资金提出相应对策建议。

(3) 基于“生态价值核算—生态补偿标准界定—生态补偿资金分配”的研究路线，合理选择量化方法并科学构建测度模型。首先在生态价值核算方面，依据 SEEA-EA 对当量因子表的生态系统服务类型进行调整，确定生态价值核算范围包括供应服务、调节服务和文化服务 3 大类及食物生产、原材料生产、水资源供给等 8 小类生态系统服务类型；考虑当量因子法在不同区域的适用性问题，从空间和价格两个方面分别对当量因子和价值系数进行修正，以此构建了改进的生态价值核算模型。其次在生态补偿标准界定方面，生态系统服务正向价值核算范围包括气体调节、气候调节、净化环境和水文调节服务；生态系统服务负向价值核算范围包括废水排放、废气排放、固体废物排放、化肥环境污染和水资源消耗；采用当量因子法、功能价值法和替代成本法相结合的方法对生态净价值进行核算；结合生态补偿系数和净价值核算结果构建合理可行的生态补偿标准测算模型。最后在生态补偿资金分配方面，以生态补偿综合效益最大化为目标，构建一套涵盖生态、经济和社会三大领域的区域生态补偿效益评价指标体系；采用客观熵权法对效益水平影响因素的指标权重进行测算，据此构建科学细化的生态补偿资金分配测度模型。

(4) 利用改进的生态价值核算模型对黄河上游省区生态价值进行定量研究。结果表明：①各省区当量因子修正系数分别为 0.7090（青海）、1.0292（四川）、0.7051（甘肃）和 0.8638（宁夏），不同生态系统类型的价值系数按大小排序均为水域>湿地>森林>草地>农田>荒漠。2000—2019 年黄河上游区域生态价值 ESV 整体呈增加趋势。②研究期内黄河上游各省区森林和水域生态系统 ESV 均呈增加趋势，其他生态系统类型 ESV 变动情况存在差异。各单项服务功能价值变动方面，各省区水资源供给和水文调节服务价值均增幅较大。各省区单位面

积 ESV 呈不同程度增加趋势, 在空间上表现为由下游至上游逐渐增加, 单位面积 ESV 由大到小依次为青海>四川>甘肃>宁夏。③2000—2019 年间黄河上游整体区域及各省区生态经济系统协调度指数均在 $0 \leq EEH < 0.2$ 范围内, 为潜在危机区。从 2000—2010 年和 2010—2019 年两个时期来看, 黄河上游区域、青海省和四川省的 EEH 指数不同幅度增长, 其中四川省由潜在危机区升级至低度协调区, 甘肃和宁夏 EEH 指数呈不同幅度下降趋势, 甘肃生态经济系统协调度等级未发生改变, 而宁夏则从潜在危机区降为低度冲突区。

(5) 采用基于生态价值核算的生态补偿标准测算模型, 对黄河上游各省区生态补偿标准进行测算与分析。结果表明: ①各省区生态系统服务正向价值在核算期内均呈不同程度增加趋势, 且存在较大空间差异。生态系统服务负向价值排在首位的为四川, 排在后 3 位的省区由大到小分别为宁夏、甘肃和青海, 各省区负向价值在核算期内均呈不同程度增加趋势。生态净价值位居首位的为青海, 其次分别为四川、甘肃和宁夏, 核算期内青海、四川和甘肃生态净价值表现为不同程度增加趋势, 宁夏则呈一定程度减少特征。②核算期内青海、四川和甘肃生态补偿额呈不同程度增加趋势, 而宁夏生态补偿额则大幅减少。其中应获取生态补偿的省区按补偿标准大小依次为青海省、四川省和甘肃省, 需支付生态补偿的省区为宁夏回族自治区。③2019 年黄河上游省区生态补偿标准差异显著, 具体生态补偿标准范围为-7420.86 元/hm² (宁夏) 至 17449.33 元/hm² (青海)。

(6) 运用本文构建的生态补偿资金分配测度模型, 采用客观熵权法对黄河上游各省区 2010—2019 年生态补偿效益水平影响因素的指标权重进行测算, 采取“当年考核、次年补偿”办法, 以指标权重为依据对下一年度即 2020 年黄河上游省区在生态、经济和社会三大领域的生态补偿资金分配额进行测度, 并结合测度结果提出黄河上游区域生态补偿资金有效使用的对策建议。结果表明: ①各省区效益指标权重存在一定差异, 但整体为生态效益权重最高, 其次分别为社会效益权重和经济效益权重。②作为黄河上游生态补偿受偿方的青海省、四川省和甘肃省, 2020 年补偿资金分配额排在前三位的领域分别为环境治理与污染减排、生态系统状况的改善和就业与生活水平的提高, 其次为资源节约与高效利用、环保观念意识的提升等方面。③在对策建议方面, 黄河上游各省区应建立政府和市场相结合的综合生态补偿模式以拓宽资金来源渠道, 探索多元化生态补偿方式

以有效使用补偿资金，推动多部门协调联动以提升区域生态补偿综合效益水平。

8.2 研究展望

本文对基于生态价值核算的区域生态补偿量化问题展开了较为全面系统的研究，以黄河上游省区为例对生态补偿量化过程的三大核心环节即“谁补谁”、“补多少”、“如何补”进行了定量分析，具有一定的理论和现实意义。但由于生态价值核算和区域生态补偿的复杂性，加之受限于个人水平、时间精力、数据可获得性等，研究仍存在一些不足之处有待继续完善，未来还需在以下方面开展深入研究与思考：

（1）本文尝试构建了可用于生态补偿量化研究的生态价值核算理论体系，并对传统的生态价值核算模型进行了修正。但由于自然生态系统及其所提供的生态系统服务具有公共物品或准公共物品属性，价值核算难度较大，现有生态价值核算理论仍未达成共识，价值评估方法仍存在不同程度缺陷，未来需进一步对生态价值核算理论与方法体系进行深入研究。

（2）本文在以往研究基础上完善了生态补偿机制核心环节的量化研究，并为生态补偿资金分配与使用方案的制定提供了新思路。但由于生态补偿利益主体关系较为复杂，需要区域间、流域上下游之间多部门联动和统筹协调。如何将基于生态价值核算的生态补偿量化结果更好地应用到实际决策中，如何实现生态补偿机制长效可持续，以及如何实施生态补偿以实现生态产品价值等问题，将是未来继续深入研究的重要方向。

参考文献

- [1] Bingham L R. Vittel as a model case in PES discourse: Review and critical perspective[J]. *Ecosystem Services*, 2021, 48: 101247.
- [2] Cranford M, Mourato S. Community conservation and a two-stage approach to payments for ecosystem services[J]. *Ecological Economics*, 2011, 71: 89-98.
- [3] Engel S, Pagiola S, Wunder S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues[J]. *Ecological Economics*, 2008, 65(04): 663-674.
- [4] Frey G E, Kallayanamitra C, Wilkens P, et al. Payments for forest-based ecosystem services in the United States: Magnitudes and trends[J]. *Ecosystem Services*, 2021, 52: 101377.
- [5] Farber S, Costanza R, Childers D L, et al. Linking ecology and economics for ecosystem management[J]. *Bioscience*, 2006, 56(02): 121-133.
- [6] Farley J, Costanza R. Payments for ecosystem services: From local to global[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69(11): 2060-2068.
- [7] Freeman R E. *Strategic management: A stakeholder approach*[M]. Boston: Pitman Press, 1984.
- [8] Hein L, Bagstad K J, Obst C, et al. Progress in natural capital accounting for ecosystems[J]. *Science*, 2020, 367(6477): 514-515.
- [9] Hou L L, Xia F, Chen Q H, et al. Grassland ecological compensation policy in China improves grassland quality and increases herders' income[J]. *Nature Communications*, 2021, 12(4683): 1-12.
- [10] Hynes S, Ghermandi A, Norton D, et al. Marine recreational ecosystem service value estimation: A meta-analysis with cultural considerations[J]. *Ecosystem Services*, 2018, 31: 410-419.
- [11] Jones K W, Foucat S A, Pischke E C, et al. Exploring the connections between participation in and benefits from payments for hydrological services programs in Veracruz State, Mexico[J]. *Ecosystem Services*, 2019, 35(02): 32-42.
- [12] Jones K W, Mayer A, Von T J, et al. Measuring the net benefits of payments for hydrological services programs in Mexico[J]. *Ecological Economics*, 2020, 175: 106666.
- [13] Jones K W, Powlen K, Roberts R, et al. Participation in payments for ecosystem services programs in the Global South: A systematic review[J]. *Ecosystem Services*, 2020, 45: 101159.
- [14] Kareiva P, Marvier M. Conserving biodiversity coldspots[J]. *American Scientist*, 2003, 91: 344-351.

- [15] Kelly W J, Sophie A F, Eric C P, et al. Exploring the connections between participation in and benefits from payments for hydrological services programs in Veracruz State, Mexico[J]. *Ecosystem Services*, 2019, 35(02): 32-42.
- [16] Lien A M, Schlager E, Lona A. Using institutional grammar to improve understanding of the form and function of payment for ecosystem services programs[J]. *Ecosystem Services*, 2018, 31: 21-31.
- [17] Li C Q, Shi Y X, Ni Q, et al. Effects of social interactions and information bias on the willingness to pay for transboundary basin ecosystem services[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 296: 113233.
- [18] Lars H, Kenneth J B, Carl O, et al. Progress in natural capital accounting for ecosystems[J]. *Science*, 2020, 367(6477): 514-515.
- [19] Li H Q, Liu C M, Ling M H, et al. Emergy analysis and ecological spillover as tools to quantify ecological compensation in Xuchang City, Qingyi River Basin, China[J]. *Water*, 2021, 13(04): 414-414.
- [20] Lin W, Xu D, Guo P, et al. Exploring variations of ecosystem service value in Hangzhou Bay Wetland, Eastern China[J]. *Ecosystem Services*, 2019, 37: 100944.
- [21] Logar I, Brouwer R, Paillex A. Do the societal benefits of river restoration outweigh their costs? A cost-benefit analysis[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 232: 1075-1085.
- [22] Lu Y H, Li T, Whitham C, et al. Scale and landscape features matter for understanding the performance of large payments for ecosystem services[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2020, 197: 103764.
- [23] Ma G X, Wang J N, Yu F, et al. Framework construction and application of China's gross economic-ecological product accounting[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 264: 109852.
- [24] Mewes M, Drechsler M, Johst K, et al. A systematic approach for assessing spatially and temporally differentiated opportunity costs of biodiversity conservation measures in grasslands[J]. *Agricultural Systems*, 2015, 137(02): 76-88.
- [25] Moreno-Sanchez R, Maldonado J H, Wunder S, et al. Heterogeneous users and willingness to pay in an ongoing payment for watershed protection initiative in the Colombian Andes[J]. *Ecological Economics*, 2012, 75: 126-134.
- [26] Muradian R, Rival L. Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services[J]. *Ecosystem Services*, 2012, 1(01): 93-100.
- [27] Muradian R, Arsel M, Pellegrini L, et al. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions[J]. *Conservation Letters*, 2013, 6(04): 274-279.

- [28] Muradian R, Corbera E, Pascual U, et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69(06): 1202-1208.
- [29] Ohl C, Drechsler M, Johst K, et al. Compensation payments for habitat heterogeneity: Existence, efficiency, and fairness considerations[J]. *Ecological Economics*, 2008, 67(02): 162-174.
- [30] Ouyang Z Y, Zheng H, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital[J]. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [31] Paudyal K, Baral H, Bhandari P, et al. Design considerations in supporting payments for ecosystem services from community-managed forests in Nepal[J]. *Ecosystem Services*, 2018, 30: 61-72.
- [32] Perevochtchikova M, Castro-Diaz R, Langle-Flores A, et al. A systematic review of scientific publications on the effects of payments for ecosystem services in Latin America, 2000-2020[J]. *Ecosystem Services*, 2021, 49: 101270.
- [33] Pagiola S. Payments for environmental services in Costa Rica[J]. *Ecological Economics*, 2008, 65(04): 712-724.
- [34] Pei S, Zhang C, Liu C, et al. Forest ecological compensation standard based on spatial flowing of water services in the upper reaches of Miyun Reservoir, China[J]. *Ecosystem services*, 2019, 39: 100983.
- [35] Persson U M, Alpizar F. Conditional cash transfers and payments for environmental services—a conceptual framework for explaining and judging differences in outcomes[J]. *World Development*, 2020, 43: 124-137.
- [36] Pigou A C. *The economics of welfare*[M]. London: MacMillan Press, 1920.
- [37] Polasky S, Kling C L, Levin S A, et al. Role of economics in analyzing the environment and sustainable development[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(12): 5233-5238.
- [38] Reed M S, Allen K, Attlee A, et al. A place-based approach to payments for ecosystem services[J]. *Global Environmental Change*, 2017(43): 92-106.
- [39] Robertson G P, Swinton S M. Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: A grand challenge for agriculture[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2005, 3: 38-46.
- [40] Roberts W M, Couldrick L B, Williams G, et al. Mapping the potential for payments for ecosystem services schemes to improve water quality in agricultural catchments: A multi-criteria approach based on the supply and demand concept[J]. *Water Research*, 2021, 206: 117693.

- [41] Sannigrahi S, Bhatt S, Rahmat S, et al. Estimating global ecosystem service values and its response to land surface dynamics during 1995-2015[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 223: 115-131.
- [42] Selva G V, Pauli N, Kim M K, et al. Opportunity for change or reinforcing inequality: power, governance and equity implications of government payments for conservation in Brazil[J]. *Environmental Science and Policy*, 2020, 105: 102-112.
- [43] Song X P. Global estimates of ecosystem service value and change: Taking into account uncertainties in satellite-based land cover data[J]. *Ecological Economics*, 2018, 143: 227-235.
- [44] Sun X, Liu X, Zhao S Q, et al. An evolutionary systematic framework to quantify short-term and long-term watershed ecological compensation standard and amount for promoting sustainability of livestock industry based on cost-benefit analysis, linear programming, WTA and WTP method[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(01): 1-17.
- [45] Sun Y, Li H. Data mining for evaluating the ecological compensation, static and dynamic benefits of returning farmland to forest[J]. *Environmental Research*, 2021, 201: 111524.
- [46] Sun Y, Li H, Chen M C. Analysis of urban residents' willingness to pay for forest ecological services based on the multilayer linear model[J]. *Journal of Mathematics*, 2022: 1-10.
- [47] Teoh S, Symes W, Sun H, et al. A global meta-analysis of the economic values of provisioning and cultural ecosystem services[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 649: 1293-1298.
- [48] Tilmant A, Marques G., Y. Mohamed. A dynamic water accounting framework based on marginal resource opportunity cost [J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2015(19): 1457-1467.
- [49] United Nations, European Union, Food and Agriculture Organization of the United Nations, et al. System of environmental-economic accounting 2012: Central framework[M]. New York: United Nations, 2014.
- [50] United Nations, European Union, Food and Agriculture Organization of the United Nations, et al. System of environmental-economic accounting 2012: Experimental ecosystem accounting[M]. New York: United Nations, 2014.
- [51] United Nations, European Union, Food and Agriculture Organization of the United Nations, et al. System of environmental-economic accounting—ecosystem accounting: Final draft[M]. New York: United Nations, 2021.
- [52] Valatin G, Ovando P, Abildtrup J, et al. Approaches to cost-effectiveness of payments for tree planting and forest management for water quality services[J]. *Ecosystem Services*, 2022, 53: 101373.

- [53] Vardon M, Keith H, Lindenmayer D. Accounting and valuing the ecosystem services related to water supply in the central highlands of Victoria, Australia[J]. *Ecosystem Services*, 2019, 39: 101004.
- [54] Wang J N, Yu F, Ma G X, et al. Gross economic-ecological product as an integrated measure for ecological service and economic products[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2021,171(105566): 1-5.
- [55] Westman W E. How much are nature's services worth[J]. *Science*, 1977, 197(4307): 960-964.
- [56] Wang W J, Guo H C, Chuai X W, et al. The impact of land use change on the temporospatial variations of ecosystems services value in China and an optimized land use solution[J]. *Environmental Science & Policy*, 2014, 44: 62-72.
- [57] Wang Z B, Fang C L, Cheng S W, et al. Evolution of coordination degree of eco-economic system and early warning in the Yangtze River Delta[J]. *Journal of Geographical Science*, 2013, 23(01): 147-162.
- [58] Wunder S. Payments for environmental services: Some nuts and bolts[J]. *CIFOR Occasional*, 2005: 42.
- [59] Wunder S. Revisiting the concept of payments for environmental services[J]. *Ecological Economics*, 2015, 117: 234-243.
- [60] Xi H H, Cui W L, Cai L, et al. Evaluation and prediction of ecosystem service value in the Zhoushan Island based on LUCC[J]. *Sustainability*, 2021, 13(04): 2302.
- [61] Xu X, Jiang B, Tan Y, et al. Lake-wetland ecosystem services modeling and valuation: Progress, gaps and future directions[J]. *Ecosystem Services*, 2018, 33: 19-28.
- [62] Yang L, Liu M C, Min Q W, et al. Transverse eco-compensation standards for water conservation: A case study of the middle route project of south-to-north water diversion in China[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2018, 9(04): 395-406.
- [63] Yang Y, Yao C, Xu D. Ecological compensation standards of national scenic spots in western China: A case study of Taibai Mountain[J]. *Tourism management*, 2020, 76: 103950.
- [64] Young C E F, Bakker L B D. Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil[J]. *Natureza & Conservação*, 2014, 12(01): 71-78.
- [65] Zeng Q, Brouwer R, Wang Y, et al. Measuring the incremental impact of payments for watershed services on water quality in a transboundary river basin in China[J]. *Ecosystem Services*, 2021, 51: 101355.
- [66] 常亮.基于准市场的跨界流域生态补偿机制研究[D].大连理工大学,2013.

- [67] 陈龙,孙芳芳,张焱,等.基于自然资源价值核算的深圳市绿色经济协调发展分析[J].生态与农村环境学报,2019,35(06):716-721.
- [68] 陈秋帆,卢琦,王妍.基于熵权法 TOPSIS 模型综合评价石漠化区 4 种苔藓植物的生态修复效益[J].水土保持研究,2023,30(03):195-202.
- [69] 戴波,周鸿.生态资产评估理论与方法评介[J].经济问题探索,2004(09):18-21.
- [70] 戴君虎,王焕炯,王红丽,等.生态系统服务价值评估理论框架与生态补偿实践[J].地球科学进展,2012,21(07):963-969.
- [71] 党丽娟.横向生态补偿多样化的补偿方式探析[J].环境保护与循环经济,2018,38(10):1-3.
- [72] 杜林远,许莹莹,高红贵.流域生态补偿综合效益评估——以湘江流域为例[J].统计与决策,2022,38(16):77-81.
- [73] 额尔敦扎布,莎日娜.自然资源价值辨析[J].当代经济研究,2006,(07):27-30+73.
- [74] 樊辉.基于全价值的石羊河流域生态补偿研究[D].西北农林科技大学,2016.
- [75] 高慧忠,刘慧,许凤冉等.基于熵权法的跨省水生态补偿标准测算与资金分配——以东江流域为例[J].水利经济,2021,39(04):72-76+80.
- [76] 高敏雪.生态系统生产总值的内涵、核算框架与实施条件——统计视角下的设计与论证[J].生态学报,2020,40(02):402-415.
- [77] 郭峰.关于生态补偿涵义的探讨[J].环境保护,2008(10):18-20.
- [78] 郭孟瑶.基于生态足迹模型的川西北沙化地区生态补偿量化研究[J].中国农业资源与区划,2018,39(06):17-22.
- [79] 高榕,刘冷馨.青海省实施生态效益补偿机制的实践及建议[J].宏观经济管理,2018(01):77-82.
- [80] 高鑫,宋瑞震,曾赛星,等.基于随机演化博弈的重大调水工程生态补偿:以南水北调工程为例[J].工程管理科技前沿,2022,41(01):26-34.
- [81] 高振斌,王小莉,苏婧,等.基于生态系统服务价值评估的东江流域生态补偿研究[J].生态与农村环境学报,2018,34(06):563-570.
- [82] 葛京凤,郭爱请.自然资源价值核算的理论与方法探讨[J].生态经济,2004,(01):70-72.
- [83] 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·资源与环境,2009,19(06):11-16.
- [84] 葛颜祥,吴菲菲,王蓓蓓等.流域生态补偿:政府补偿与市场补偿比较与选择[J].山东农业大学学报(社会科学版),2007(04):48-53+125-126.
- [85] 国家林业局.森林生态系统服务功能评估规范(LY/T1721—2008)[M].北京:中国标准出版社,2008.
- [86] 韩美,王一,崔锦龙,等.基于价值损失的黄河三角洲湿地生态补偿标准研究[J].中国人口·资源与环境,2012,22(06):140-146.

- [87] 胡赛.基于土地利用变化的生态系统服务价值及生态补偿标准研究[D].中国矿业大学,2020.
- [88] 洪尚群,马丕京,郭慧光.生态补偿制度的探索[J].环境科学与技术,2001(05):40-43.
- [89] 胡小飞.生态文明视野下区域生态补偿机制研究[D].南昌大学,2015.
- [90] 胡振通,柳荻,孔德帅,等.基于机会成本法的草原生态补偿中禁牧补助标准的估算[J].干旱区资源与环境,2017,31(02):63-68.
- [91] 胡曾曾.流域区域生态补偿资金分配方式探索——基于流域环境经济功能分区视角[J].林业经济,2019,41(12):43-50.
- [92] 黄寰,肖义,王洪锦.成渝城市群社会——经济——自然复合生态系统生态位评价[J].软科学,2018,32(07):113-117.
- [93] 黄显峰,邵东国,顾文权.河流排污权多目标优化分配模型研究[J].水利学报, 2008(01):73-78.
- [94] 黄晓荣,秦长海,郭碧莹,等.基于能值分析的价值型水资源资产负债表编制[J].长江流域资源与环境,2020,29(04):869-878.
- [95] 贾若祥,高国力.地区间建立横向生态补偿制度研究[J].宏观经济研究,2015(03):13-23.
- [96] 焦敏,陈新军.自然资源价值核算理论在海洋渔业资源中的应用[J].海洋湖沼通报, 2014(03):75-81.
- [97] 蒋高明.社会—经济—自然复合生态系统[J].绿色中国,2018(12):52-55.
- [98] 靳乐山,楚宗岭,邹苍改.不同类型生态补偿在山水林田湖草生态保护与修复中的作用[J].生态学报,2019,39(23):8709-8716.
- [99] 金子烁,刘虎成,寇巍,等.基于层次分析法和熵权法的中小型沼气工程净化提纯技术筛选[J].可再生能源,2021,39(10):1294-1300.
- [100] 孔德帅.区域生态补偿机制研究[D].中国农业大学,2017.
- [101] 孔德帅,胡振通,靳乐山.草原生态补偿机制中的资金分配模式研究——基于内蒙古 34 个嘎查的实证分析[J].干旱区资源与环境,2016,30(05):1-6.
- [102] 李国平,李潇,箫代基.生态补偿的理论标准与测算方法探讨[J].经济学家,2013(02):42-49.
- [103] 李国平,王奕淇,张文彬.区域分工视角下的生态补偿研究[J].华东经济管理,2016,30(01):12-18+185.
- [104] 李金昌.自然资源价值理论和定价方法的研究[J].中国人口·资源与环境,1991(01):29-33.
- [105] 李金昌.环境价值与经济核算[J].环境保护,1992,(07):21-24.
- [106] 李金昌.资源经济新论[M].重庆:重庆大学出版社,1995.
- [107] 李金昌.价值核算是环境核算的关键[J].中国人口·资源与环境,2002,12(03):13-19.

- [108] 李健建,黎元生,胡熠.论流域生态区际补偿的主导模式与运行机制[J].生态经济(学术版),2006(02):319-321+326.
- [109] 李敏.基于碳汇交易视角对国有林场森林环境资产的生态补偿研究[J].农业与技术,2012,32(03):134.
- [110] 李宁.长江中游城市群流域生态补偿机制研究[D].武汉大学,2018.
- [111] 李文华,井村秀文.生态补偿机制课题组报告[R].2008,11-12.
- [112] 李文华,张彪,谢高地.中国生态系统服务研究的回顾与展望[J].自然资源学报,2009,24(01):1-10.
- [113] 李仙娥,闫超.习近平的绿色财富观及其理论创新探析[J].生态经济,2017,33(03):179-183.
- [114] 李勇强.自然价值的多重意蕴:生态文明理论的价值之维[J].学术交流,2014,(08):55-59.
- [115] 李真,潘竟虎,胡艳兴.甘肃省生态资产价值和生态-经济协调度时空变化格局[J].自然资源学报,2017,32(01):64-75.
- [116] 李忠魁,陈绍志,张德成,等.对我国森林资源价值核算的评述与建议[J].林业资源管理,2016(01):9-12.
- [117] 刘春腊,刘卫东,徐美.基于生态价值当量的中国省域生态补偿额度研究[J].资源科学,2014,36(01):148-155.
- [118] 刘耕源,杨青.生态系统服务价值非货币量核算:理论框架与方法学[J].中国环境管理,2018,10(04):10-20.
- [119] 刘利花,杨彬如.中国省域耕地生态补偿研究[J].中国人口·资源与环境,2019,29(02):52-62.
- [120] 刘利霞,王凤兰,徐永新.基于熵权法的区域农村饮水安全评价——以云南省为例[J].水资源与水工程学报,2009,20(01):99-103.
- [121] 罗伯特·吉本斯.博弈论基础[M].北京:中国社会科学出版社,1999.
- [122] 罗丽艳.自然资源价值的理论思考——论劳动价值论中自然资源价值的缺失[J].中国人口·资源与环境,2003(06):22-25.
- [123] 吕忠梅.超越与保守——可持续发展视野下的环境法创新[M].北京:法律出版社,2003.
- [124] 刘志仁,王嘉奇.黄河流域政府生态环境保护责任的立法规定与践行研究[J].中国软科学,2022(03):47-57.
- [125] 吕志贤,石广明,彭小丽.基于污染物来源的洞庭湖水环境生态补偿主客体研究[J].中国环境管理,2016,8(06):25-31.
- [126] 马国霞,於方,王金南,等.中国2015年陆地生态系统生产总值核算研究[J].中国环境科学,2017,37(04):1474-1482.
- [127] 马世骏,王如松.社会-经济-自然复合生态系统[J].生态学报,1984,4(01):1-9.

- [128] 马涛,谭乃榕.区域主体功能实现与自然资源利用的定量关系研究[J].中国人口·资源与环境,2020,30(01):30-40.
- [129] 毛德华,胡光伟,刘慧杰,等.基于能值分析的洞庭湖区退田还湖生态补偿标准[J].应用生态学报,2014,25(02):525-532.
- [130] 毛显强,钟瑜,张胜.生态补偿的理论探讨[J].中国人口·资源与环境,2002,12(04):40-43.
- [131] 梅林海,邱晓伟.从效用价值论探讨自然资源的价值[J].生产力研究,2012,(02):18-19+104.
- [132] 孟宪萌,胡和平.基于熵权的集对分析模型在水质综合评价中的应用[J].水利学报,2009,40(03):257-262.
- [133] 牟雪洁,等.北京市延庆区生态系统生产总值核算及空间化[J].水土保持研究,2020,27(01):265-274.
- [134] 欧阳志云,朱春全,杨广斌,等.生态系统生产总值核算:概念、核算方法与案例研究[J].生态学报,2013,33(21):6747-6761.
- [135] 潘竟虎.甘肃省区域生态补偿标准测度[J].生态学杂志,2014,33(12):3286-3294.
- [136] 彭文甫,周介铭,杨存建.基于土地利用变化的四川省生态系统服务价值研究[J].长江流域资源与环境,2014,23(07):1053-1062.
- [137] 彭文静.陕西生态旅游区游憩资源价值评估[D].西北农林科技大学,2015.
- [138] 彭文英,王瑞娟,刘丹丹.城市群区际生态贡献与生态补偿研究[J].地理科学,2020,40(06):980-988.
- [139] 彭玉婷.新安江流域水源地生态补偿的综合效益评价[J].江淮论坛,2020(05):75-82.
- [140] 曲超.生态补偿绩效评价研究[D].中国社会科学院研究生院,2020.
- [141] 千年生态系统评估项目工作组.生态系统与人类福祉:评估框架[M].张永民译,北京:中国环境科学出版社,2007.
- [142] 邱琼.环境经济核算的起源、发展及前沿[J].中国统计,2023(02):35-38.
- [143] 丘水林,靳乐山.生态保护红线区生态补偿:实践进展与经验启示[J].经济体制改革,2021(04):43-49.
- [144] 乔旭宁,杨永菊,杨德刚,等.流域生态补偿标准的确定——以渭干河流域为例[J].自然资源学报,2012,10(27):1666-1676.
- [145] 饶清华,林秀珠,邱宇,等.基于机会成本的闽江流域生态补偿标准研究[J].海洋环境科学,2018,37(05):655-662.
- [146] 任以胜,陆林,虞虎,等.尺度政治视角下的新安江流域生态补偿政府主体博弈[J].地理学报,2020,75(08):1667-1679.
- [147] 沈满洪,谢慧明.跨界流域生态补偿的“新安江模式”及可持续制度安排[J].中国人口·资源与环境,2020,30(09):156-163.
- [148] 宋静静,陈璐,等.基于支付意愿法的黄海海域物种多样性维持服务价值评估(2002-2012)[J].生态学报,2020(12):3901-3908.
- [149] 宋宇,郑长禄,张雪晨,等.关于进一步深化青海省生态保护补偿制度改革的政策研究及对策建议[J].中国工程咨询,2022(05):87-91.

- [150] 苏芳,尚海洋.生态补偿方式对农户生计策略的影响[J].干旱区资源与环境,2013,27(02):58-63.
- [151] 苏杨,苏燕,慕博.黄河流域生态补偿标准研究——以宁夏隆德县为例[J].中国农业资源与区划,2017,38(08):39-42+72.
- [152] 唐萍萍,唐士梅,胡仪元.汉江水源地生态补偿资金分配的优化路径探究——以汉中市农户的调查为例[J].陕西理工大学学报(社会科学版),2019,37(04):1-6.
- [153] 唐莹,穆怀忠.我国耕地资源价值核算研究综述[J].中国农业资源与区划,2014(05):73-79.
- [154] 王爱敏,葛颜祥,接玉梅.水源地保护区生态补偿主客体界定及其利益诉求研究[J].山东农业大学学报(社会科学版),2017,19(03):35-41.
- [155] 王蓓蓓,王燕,葛颜祥,等.流域生态补偿模式及其选择研究[J].山东农业大学学报(社会科学版),2009,11(01):45-50.
- [156] 王兵,鲁绍伟.中国经济林生态系统服务价值评估[J].应用生态学报,2009,20(02):417-425.
- [157] 王兵,魏江生,胡文.中国灌木林-经济林-竹林的生态系统服务功能评估[J].生态学报,2011,31(07):1936-1945.
- [158] 汪惠青.大气污染治理的生态补偿及投融资机制研究[D].对外经济贸易大学,2020.
- [159] 王金南,刘桂环,文一惠.以横向生态保护补偿促进改善流域水环境质量——《关于加快建立流域上下游横向生态保护补偿机制的指导意见》解读[J].环境保护,2017,45(07):14-18.
- [160] 王金南,马国霞,於方,等.2015年中国经济——生态生产总值核算研究[J].中国人口·资源与环境,2018,28(02):1-7.
- [161] 王金南,万军,张惠远.关于我国生态补偿机制与政策的几点认识[J].环境保护,2006(19):24-28.
- [162] 王金南,王志凯,刘桂环,等.生态产品第四产业理论与发展框架研究[J].中国环境管理,2021,13(04):5-13.
- [163] 汪劲松,石薇.我国水资源资产负债表编制探讨:基于澳大利亚水资源核算启示[J].统计与决策,2019,35(14):5-9.
- [164] 王静,孟秀祥.生态系统服务价值的核算与实证[J].统计与决策,2019,35(19):34-37.
- [165] 王景升,李文华,任青山,等.西藏森林生态系统服务价值[J].自然资源学报,2007(05):831-841.
- [166] 王健,汪娇.习近平生态文明思想的实践基础、理论渊源和价值旨趣[J].湖南农业大学学报(社会科学版),2023,24(01):1-6.
- [167] 王乐锦,朱炜,王斌.环境资产价值计量:理论基础、国际实践与中国选择——基于自然资源资产负债表编制视角[J].会计研究,2016(12):3-11.
- [168] 王女杰,刘建,吴大千,等.基于生态系统服务价值的区域生态补偿:以山东省为例[J].生态学报,2010,30(23):6646-6653.
- [169] 王清军.生态补偿主体的法律建构[J].中国人口·资源与环境,2009,19(01):139-145.
- [170] 王青瑶,马永双.湿地生态补偿方式探讨[J].林业资源管理,2014(03):27-32.
- [171] 王如松,欧阳志云.社会-经济-自然复合生态系统与可持续发展[J].中国科学院院刊,2012,27(03):337-345.
- [172] 王瑞娟.城市群系统内区域生态补偿研究[D].首都经济贸易大学,2020.
- [173] 王雯雯,叶菁,张利国,等.主体功能区视角下的生态补偿研究:以湖北省为例[J].生态学

报,2020,40(21):78216-7825.

- [174] 温薇.黑龙江省跨区域生态补偿协调机制研究[D].东北林业大学,2020.
- [175] 王秀兰,包玉海.土地利用动态变化研究方法探讨[J].地理科学进展,1999,18(01):83-89.
- [176] 王永瑜.资源资产估价方法比较研究.统计科学与实践[J],2011(05):54-55.
- [177] 汪运波,肖建红.基于生态足迹成分法的海岛型旅游目的地生态补偿标准研究[J].中国人口·资源与环境,2014,24(08):149-155.
- [178] 汪义杰,穆贵玲,谢宇宁等.水源地生态补偿资金分配模型及其应用——以鹤地水库为例[J].生态经济,2019,35(11):194-200.
- [179] 汪远秀.贵州省境内赤水河流域森林生态补偿机制研究[D].贵州大学,2020.
- [180] 王振波,方创琳,王婧.1991年以来长三角快速城市化地区生态经济系统协调度评价及其空间演化模式[J].地理学报,2011,66(12):1657-1668.
- [181] 魏巍贤,王月红.京津冀大气污染治理生态补偿标准研究[J].财经研究,2019,45(04):96-110.
- [182] 魏晓旭,赵军,魏伟等.基于县域单元的中国生态经济系统协调度及空间演化[J].地理科学进展,2014,33(11):1535-1545.
- [183] 文军,杜文.基于熵权法的战略联盟收益分配协商方法[J].统计与决策,2007(24):192-193.
- [184] 吴健,郭雅楠.生态补偿:概念演进、辨析与几点思考[J].环境保护,2018,46(05):51-55.
- [185] 吴建寨,张红凤.社会—经济—自然复合生态系统协调发展实证研究[J].经济理论与经济管理,2009(12):13-17.
- [186] 吴中全.生态红线区生态补偿机制研究[D].西南大学,2022.
- [187] 夏鑫鑫,朱磊,杨爱民,等.基于山地-绿洲-荒漠系统的生态系统服务正负价值测算——以新疆玛纳斯河流域为例[J].生态学报,2020,40(12):3921-3934.
- [188] 谢高地,鲁春霞,成升魁.全球生态系统服务价值评估研究进展[J].资源科学,2001(06):6-9.
- [189] 谢高地,鲁春霞,冷允法.青藏高原生态资产的价值评估[J].自然资源学报,2003,18(02):189-196.
- [190] 谢高地,张彩霞,张雷明.基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J].自然资源学报,2015,30(08):1243-1254.
- [191] 谢高地,甄霖,鲁春霞.一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J].自然资源学报,2008(05):911-919.
- [192] 肖加元,潘安.基于水排污权交易的流域生态补偿研究[J].中国人口·资源与环境,2016,26(07):18-26.
- [193] 幸赞品,颜长珍,冯坤.1975—2015年甘肃省白龙江流域自然保护区生态系统服务价值及其时空差异[J].中国沙漠,2019,39(03):172-182.
- [194] 徐丽芬,许学工,罗涛.基于土地利用的生态系统服务价值当量修订方法——以渤海湾沿岸为例[J].地理研究,2012,31(10):1775-1784.
- [195] 徐绮阳,王永瑜,杨燕燕.基于优化模型的甘肃省生态系统服务价值时空评估[J].中国沙漠,2023,43(02):53-64.
- [196] 严有龙,王军,王金满.基于生态系统服务的闽江流域生态补偿阈值研究[J].中国土地科学,2021,35(03):97-106.
- [197] 杨光梅,李文华,闵庆文.生态系统服务价值评估研究进展——国外学者观点[J].生态学

报,2006(01):205-212.

- [198] 袁建明.生态价值观初探[J].合肥工业大学学报(社会科学版),2000(01):62-64.
- [199] 杨莉.生态保护红线区草原生态补偿机制重构研究[D].内蒙古农业大学,2022.
- [200] 杨晓秋.我区统筹做好“四篇”文章推进黄河流域生态保护补偿工作[N].宁夏日报,2022-12-06(5).
- [201] 杨永生.鄱阳湖流域水量分配与水权制度建设研究[M].北京:中国水利水电出版社,2011.
- [202] 叶晗,方静,朱立志等.我国牧区草原生态补偿机制构建研究[J].中国农业资源与区划,2020,41(12):202-209.
- [203] 叶姗,李世平.耕地资源社会价值评估研究——以西安市为例[J].中国农业资源与区划,2013,34(02):26-31.
- [204] 於方,杨威杉,马国霞,等.生态价值核算的国内外最新进展与展望[J].环境保护,2020,48(14):18-24.
- [205] 于术桐,黄贤金,程绪水,等.流域排污权初始分配模式选择[J].资源科学,2009,31(07):1175-1180.
- [206] 尤艳馨.我国国家生态补偿体系研究[D].河北工业大学,2007.
- [207] 袁伟彦,周小柯.生态补偿问题国外研究进展综述[J].中国人口·资源与环境,2014,24(11):76-82.
- [208] 余章宝.西方经济学理论的经验论哲学基础[J].哲学研究,2007(04):121-126.
- [209] 曾梦婷,李志刚.基于改进价值当量因子的北京市生态-经济协调度实证分析[J].生态经济,2021,37(04):163-169.
- [210] 邹晓,卢涛.基于信息熵的流域生态补偿分配研究——以新安江为例[J].科技促进发展,2021,17(11):1990-1995.
- [211] 张德全,等.山东省森林资源价值评估研究[J].山东林业科技,2019,49,(06):74-77.
- [212] 张慧,武萍.三江源国家公园生态补偿综合效益评价研究[J].生态经济,2022,38(12):153-158.
- [213] 张家其,杨贺菲,田亚平,等.基于生态系统服务功能价值的湖北省恩施地区生态补偿研究[J].水土保持通报,2016,36(05):214-219.
- [214] 张唯.我区印发意见深化生态保护补偿制度改革——探索多元化补偿方式,促进生态受益地区与保护地区利益共享[N].2023-05-29(1).
- [215] 张文翔,明庆忠,牛洁等.高原城市水源地生态补偿额度核算及机制研究——以昆明松花坝水源地为例[J].地理研究,2017,36(02):373-382.
- [216] 张询书.流域生态补偿应由政府主导[J].环境经济,2008(05):48-52.
- [217] 张友国,窦若愚,白羽洁.中国绿色低碳循环发展经济体系建设水平测度[J].数量经济技术经济研究,2020,37(08):83-102.
- [218] 张悦玫,迟国泰,许龙安.基于熵权法的人的全面发展评价模型及“十五”期间的实证[J].管理学报,2009,6(08):1047-1055.
- [219] 赵景柱.社会—经济—自然复合生态系统持续发展评价指标的理论研究[J].生态学报,1995,15(03):327-330.
- [220] 赵世宽,郭鹏飞,杨玉玲.生态系统服务价值测算:以重庆市为例[J].统计与决策,2021,37(04):104-107.

- [221] 赵同谦,欧阳志云,贾良清,等.中国草地生态系统服务功能间接价值评价[J].生态学报,2004(06):1101-1110.
- [222] 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(04):443-452.
- [223] 赵雪,马晓君,张剑秋.基于国际标准更新的生态系统核算比较[J].统计与决策,2021,37(19):11-14.
- [224] 钟绍卓.洱海流域水资源价值核算和生态补偿机制研究[D].上海交通大学,2019.
- [225] 周晨,丁晓辉,李国平,等.南水北调中线工程水源区生态补偿标准研究:以生态系统服务价值为视角[J].资源科学,2015,37(04):792-804.
- [226] 周晨,李国平.生态系统服务价值评估方法研究综述——兼论条件价值法理论进展[J].生态经济,2018,34(12):207-214.
- [227] 周一虹,芦海燕.基于生态产品价值实现的黄河上游生态补偿机制研究[J].商业会计,2020(06):4-9.
- [228] 周宇,李兆华.湖北省市场化多元化生态补偿机制探索[J].湖北大学学报(自然科学版),2021,43(04):464-470.
- [229] 朱九龙,王俊,陶晓燕等.基于生态服务价值的南水北调中线水源区生态补偿资金分配研究[J].生态经济,2017,33(06):127-132+139.
- [230] 朱治州,钟业喜.长江三角洲城市群土地利用及其生态系统服务价值时空演变研究[J].长江流域资源与环境,2019,28(07):1520-1530.

附 录

附录 1 黄河上游省区生态价值核算相关指标概况^①

表 1-1 青海生态价值核算相关指标

年份	单位面积 粮食产量 (kg/hm ²)	三大主要粮食作物			全国三大主要粮食作物单位面积			农产品生产 价格指数
		播种面积占比 (%)			平均净利润 (元/hm ²)			
		小麦	杂粮	薯类	小麦	杂粮	薯类	
2000	2562.59	51.30	34.37	14.34	-127.80	14744.99	7590.00	95.8
2001	3330.43	48.33	32.57	19.10	137.55	18704.99	8520.00	97.6
2002	3205.73	50.05	28.64	21.32	-153.45	16844.99	6931.20	98
2003	3500.00	43.15	30.36	26.49	-454.20	14474.99	10699.49	110.05
2004	3615.45	41.77	30.53	27.71	2543.70	15691.79	8164.95	111.51
2005	3797.70	39.42	29.91	30.68	1181.10	19606.34	7545.45	102.24
2006	3413.44	37.61	31.67	30.72	1765.35	13881.29	8581.50	108.32
2007	3613.69	39.30	29.51	31.19	1879.50	26328.59	12430.19	121.57
2008	3762.99	40.58	28.24	31.17	2467.65	14809.64	11812.34	109.76
2009	3750.53	41.15	27.80	31.05	2257.65	32003.83	10416.89	97.78
2010	3731.03	41.04	28.03	30.93	1982.55	43189.33	9685.05	130.75
2011	3708.61	38.56	30.76	30.68	1768.80	30142.33	3806.40	109.47
2012	3632.99	39.53	31.58	28.89	319.35	31264.48	7293.90	104.38
2013	3663.03	40.74	27.42	31.84	-191.70	21618.74	12109.64	108.31
2014	3749.96	38.93	29.62	31.45	1317.45	17560.04	5296.05	99.24
2015	3710.57	40.07	29.40	30.53	261.15	19170.44	6031.65	92.73
2016	3680.34	39.65	30.30	30.05	-1232.25	16787.44	4900.27	99.94
2017	3629.34	39.79	29.48	30.73	91.50	24362.99	4282.65	101.56
2018	3664.23	39.68	28.94	31.38	-2391.15	26471.39	6926.70	97.08
2019	3766.60	36.55	35.94	27.52	226.20	45011.68	10225.64	106.4

表 1-2 四川生态价值核算相关指标

年份	单位面积 粮食产量 (kg/hm ²)	三大主要粮食作物			全国三大主要粮食作物单位面积			农产品生产 价格指数
		播种面积占比 (%)			平均净利润 (元/hm ²)			
		稻谷	玉米	薯类	稻谷	玉米	薯类	
2000	5206.45	46.52	27.05	26.43	1546.65	544.80	7590.00	98.7
2001	4612.32	46.07	27.17	26.76	1991.40	1526.70	8520.00	97.8
2002	5097.59	46.99	26.63	26.38	1449.15	1180.05	6931.20	101.8
2003	5228.81	47.00	26.81	26.18	1459.50	1692.15	10699.49	103.5
2004	5252.44	45.37	26.62	28.01	4276.35	2024.10	8164.95	120.4
2005	5243.62	45.01	26.75	28.25	2890.65	1433.10	7545.45	103.2
2006	4434.55	44.75	28.18	27.07	3035.55	2171.40	8581.50	102.7
2007	4713.17	44.41	30.05	25.54	3436.95	3012.30	12430.19	120.8

^① 数据来源：历年《中国统计年鉴》、《全国农产品成本收益资料汇编》、黄河上游各省区统计年鉴。

2008	4854.24	43.46	30.29	26.25	3534.30	2388.30	11812.34	118.4
2009	5022.38	44.02	32.17	23.81	3768.00	2630.55	10416.89	96.9
2010	5137.66	43.02	33.27	23.71	4647.30	3595.35	9685.05	105.9
2011	5243.95	42.03	34.05	23.92	5569.05	3946.35	3806.40	117.8
2012	5229.35	40.66	34.34	25.00	4285.95	2965.20	7293.90	104
2013	5320.73	39.60	35.03	25.37	2321.85	1162.80	12109.64	102.6
2014	5319.76	38.98	35.82	25.20	3072.45	1227.30	5296.05	99.9
2015	5400.18	37.91	36.66	25.43	2631.00	-2012.70	6031.65	103.3
2016	5515.42	37.50	37.34	25.16	2129.40	-4495.50	4900.27	105.6
2017	5544.99	37.46	37.24	25.29	1988.25	-2636.85	4282.65	97.8
2018	5575.97	37.55	37.19	25.27	988.35	-2450.10	6926.70	100.2
2019	5571.43	37.59	37.07	25.34	306.60	-1901.55	10225.64	115.6

表 1-3 甘肃生态价值核算相关指标

年份	单位面积 粮食产量 (kg/hm ²)	三大主要粮食作物 播种面积占比 (%)			全国三大主要粮食作物单位面积 平均净利润 (元/hm ²)			农产品生产 价格指数
		小麦	玉米	薯类	小麦	玉米	薯类	
2000	2549.77	57.49	22.39	20.12	-127.80	544.80	7590.00	98.50
2001	2799.42	54.19	22.52	23.30	137.55	1526.70	8520.00	99.60
2002	2977.37	52.85	23.43	23.73	-153.45	1180.05	6931.20	97.80
2003	3158.04	49.34	25.17	25.49	-454.20	1692.15	10699.49	103.40
2004	3179.20	47.16	25.09	27.74	2543.70	2024.10	8164.95	113.10
2005	3234.75	48.18	25.21	26.61	1181.10	1433.10	7545.45	103.31
2006	3109.27	46.04	25.45	28.51	1765.35	2171.40	8581.50	104.02
2007	3005.55	44.40	23.99	31.61	1879.50	3012.30	12430.19	109.94
2008	3244.29	42.66	26.31	31.04	2467.65	2388.30	11812.34	107.90
2009	3270.58	40.52	31.05	28.43	2257.65	2630.55	10416.89	104.90
2010	3485.27	37.41	35.31	27.28	1982.55	3595.35	9685.05	119.46
2011	3560.99	35.97	35.56	28.46	1768.80	3946.35	3806.40	111.70
2012	3860.01	33.56	37.89	28.55	319.35	2965.20	7293.90	106.93
2013	3909.00	32.54	39.24	28.22	-191.70	1162.80	12109.64	105.63
2014	4029.56	31.83	40.66	27.51	1317.45	1227.30	5296.05	105.30
2015	4251.47	33.20	43.85	22.95	261.15	-2012.70	6031.65	100.90
2016	4163.12	32.48	44.30	23.22	-1232.25	-4495.50	4900.27	97.10
2017	4177.68	32.30	43.87	23.83	91.50	-2636.85	4282.65	100.87
2018	4352.80	32.88	42.93	24.19	-2391.15	-2450.10	6926.70	101.55
2019	4504.19	32.36	43.20	24.44	226.20	-1901.55	10225.64	104.77

表 1-4 宁夏生态价值核算相关指标

年份	单位面积 粮食产量 (kg/hm ²)	三大主要粮食作物 播种面积占比 (%)			全国三大主要粮食作物单位面积 平均净利润 (元/hm ²)			农产品生产 价格指数
		稻谷	小麦	玉米	稻谷	小麦	玉米	
2000	3101.13	15.33	58.47	26.20	1546.65	-127.80	544.80	98.00
2001	3639.67	14.23	57.41	28.35	1991.40	137.55	1526.70	102.00
2002	3718.15	12.68	61.56	25.75	1449.15	-153.45	1180.05	103.50
2003	3360.37	8.61	58.87	32.52	1459.50	-454.20	1692.15	108.80
2004	3667.78	12.12	52.52	35.36	4276.35	2543.70	2024.10	120.21
2005	3863.52	13.56	52.52	33.92	2890.65	1181.10	1433.10	103.00
2006	4060.45	16.94	48.04	35.02	3035.55	1765.35	2171.40	103.23
2007	3832.82	14.90	45.23	39.87	3436.95	1879.50	3012.30	111.89
2008	4074.50	16.28	41.43	42.29	3534.30	2467.65	2388.30	110.60
2009	4231.22	15.29	42.69	42.03	3768.00	2257.65	2630.55	106.27
2010	4372.94	16.06	40.81	43.13	4647.30	1982.55	3595.35	118.69
2011	4397.55	16.21	39.03	44.76	5569.05	1768.80	3946.35	107.15
2012	4758.53	16.56	35.15	48.29	4285.95	319.35	2965.20	103.85
2013	4937.70	16.66	30.19	53.15	2321.85	-191.70	1162.80	106.08
2014	5172.88	15.79	25.79	58.42	3072.45	1317.45	1227.30	100.11
2015	5118.15	14.91	24.56	60.53	2631.00	261.15	-2012.70	104.92
2016	5162.30	15.81	22.94	61.25	2129.40	-1232.25	-4495.50	96.42
2017	5118.26	15.88	24.12	60.00	1988.25	91.50	-2636.85	99.14
2018	5333.97	15.08	24.85	60.07	988.35	-2391.15	-2450.10	103.95
2019	5511.86	14.31	22.66	63.03	306.60	226.20	-1901.55	98.50

附录 2 黄河上游省区生态系统服务负向价值核算相关指标概况^①

表 2-1 青海生态系统服务负向价值核算相关指标

年份	废气排放 (亿立方米)	废水排放 (万吨)		废物排放 (万吨)	化肥施用 折纯量 (吨)	总耗水量 (亿立方米)
		工业废水	生活废水	一般工业固体 废物排放		
2000	607	4700	7300	0.12	53659	16.91
2010	3952	9031	13578	2.17	64074	21.49
2019	7405	7825	16503	0.00	53102	16.61

表 2-2 四川生态系统服务负向价值核算相关指标

年份	废气排放 (亿立方米)	废水排放 (万吨)		废物排放 (万吨)	化肥施用 折纯量 (吨)	总耗水量 (亿立方米)
		工业废水	生活废水	一般工业固体 废物排放		
2000	4779	117000	123400	321.00	625294	104.58
2010	20107	93444	162651	3.22	729412	112.06
2019	14806	35807	363381	0.14	655294	136.86

表 2-3 甘肃生态系统服务负向价值核算相关指标

年份	废气排放 (亿立方米)	废水排放 (万吨)		废物排放 (万吨)	化肥施用 折纯量 (吨)	总耗水量 (亿立方米)
		工业废水	生活废水	一般工业固体 废物排放		
2000	2800	23800	16600	57.86	645000	73.52
2010	6252	15352	35889	11.38	852600	80.23
2019	11864	11251	60619	0.00	808800	73.62

表 2-4 宁夏生态系统服务负向价值核算相关指标

年份	废气排放 (亿立方米)	废水排放 (万吨)		废物排放 (万吨)	化肥施用 折纯量 (吨)	总耗水量 (亿立方米)
		工业废水	生活废水	一般工业固体 废物排放		
2000	1445	10900	4100	13.03	226176	38.40
2010	16324	22000	19000	0.92	301765	35.79
2019	10958	10032	21907	0.00	296176	38.06

^① 数据来源：历年《中国环境统计年鉴》、黄河上游各省区统计年鉴。

附录3 黄河上游省区生态补偿系数测算相关指标概况^①

表 3-1 各省区生态补偿系数测算相关指标

省区	恩格尔系数 En (%)			人均 GDP (元)		
	2000	2010	2019	2000	2010	2019
青海	44.71	39.05	29.24	5087	23986	48981
四川	44.56	41.62	33.44	4784	21362	55774
甘肃	39.88	39.08	28.81	3838	16097	32995
宁夏	39.02	34.60	25.17	4839	26693	54217

附录4 黄河上游省区生态补偿效益评价指标概况^②

表 4-1 黄河上游省区生态系统状况相关指标

省区	年份	森林覆盖率 (%)	人工造林面积 (千公顷)	种草面积 (千公顷)	湿地面积 (万公顷)	人均水资源量 (立方米/人)
青海	2010	5.60	33.72	580.20	556.90	13225.00
	2011	5.60	49.73	498.70	556.90	12956.80
	2012	5.60	33.39	359.90	556.90	15687.20
	2013	5.60	44.40	731.00	814.36	11173.61
	2014	5.80	28.44	166.70	814.36	13508.11
	2015	5.80	53.04	326.70	814.36	10015.00
	2016	5.80	16.05	450.10	814.36	10324.20
	2017	5.80	56.63	303.90	814.36	13299.00
	2018	5.80	70.03	274.95	814.36	15946.00
	2019	5.80	128.70	241.13	814.36	15182.50
四川	2010	35.20	206.42	1082.50	96.17	3173.50
	2011	35.20	131.64	1083.70	96.17	2782.90
	2012	35.20	58.83	730.10	96.17	3587.20
	2013	35.20	67.99	779.30	174.78	3052.90
	2014	38.00	67.81	846.00	174.78	3148.50
	2015	38.00	264.57	743.00	174.78	2717.20
	2016	38.00	425.55	584.50	174.78	2843.30
	2017	38.00	483.90	610.60	174.78	2978.90
	2018	38.00	257.96	502.43	174.78	3548.20
	2019	38.00	136.61	434.65	174.78	3288.90
甘肃	2010	11.30	100.79	583.20	125.81	841.70
	2011	11.30	123.98	624.30	125.81	945.40
	2012	11.30	110.79	530.30	125.81	1038.40
	2013	11.30	108.38	537.30	169.39	1042.30
	2014	11.30	152.5	660.70	169.39	767.00

^① 数据来源：历年黄河上游各省区统计年鉴。

^② 数据来源：历年《中国统计年鉴》、《中国环境统计年鉴》、《中国水利统计年鉴》、黄河上游各省区统计年鉴。

	2015	11.30	254.31	716.00	169.39	635.00
	2016	11.30	260.14	736.40	169.39	646.40
	2017	11.30	280.35	705.90	169.39	912.50
	2018	11.30	296.02	749.26	169.39	1266.60
	2019	11.30	260.00	774.26	169.39	1233.50
宁夏	2010	11.90	71.00	236.60	25.56	148.20
	2011	11.90	59.81	249.60	25.56	137.70
	2012	11.90	53.43	237.40	25.56	168.00
	2013	11.90	60.7	281.90	20.72	175.30
	2014	12.60	49.72	181.30	20.72	153.00
	2015	12.60	37.9	172.70	20.72	138.40
	2016	12.60	58.96	176.30	20.72	143.00
	2017	12.60	45.53	146.40	20.72	159.20
	2018	12.60	44.83	141.03	20.72	214.60
	2019	12.60	63.06	125.64	20.72	182.20

表 4-2 黄河上游省区资源节约与高效利用相关指标

省区	年份	单位 GDP 能耗 (吨标准煤/万元)	单位 GDP 用水量 (立方米/万元)	工业固废综合 利用率 (%)	工业用水重复 利用率 (%)
青海	2010	2.46	269.19	42.20	44.62
	2011	2.30	226.94	56.46	46.80
	2012	2.27	179.26	55.53	48.10
	2013	2.20	161.97	54.92	48.20
	2014	2.16	142.55	56.33	48.20
	2015	2.05	133.17	48.74	50.20
	2016	1.82	116.91	58.75	50.10
	2017	1.70	104.78	59.30	50.20
	2018	1.59	94.98	57.54	50.10
	2019	1.43	89.02	60.27	58.40
四川	2010	0.87	133.70	54.80	71.79
	2011	0.76	110.92	47.1	80.20
	2012	0.71	102.79	45.71	81.00
	2013	0.67	91.45	41.00	81.60
	2014	0.59	82.00	42.78	73.50
	2015	0.55	87.50	44.32	76.80
	2016	0.46	80.66	39.20	72.30
	2017	0.41	70.81	35.22	82.60
	2018	0.37	60.39	40.19	87.80
	2019	0.35	54.44	40.16	81.10
甘肃	2010	1.48	308.90	46.28	87.09
	2011	1.33	255.11	51.23	92.20
	2012	1.28	228.25	53.86	92.80
	2013	1.21	202.84	55.87	94.80

	2014	1.15	184.97	50.25	94.60
	2015	1.14	181.80	52.87	93.80
	2016	1.06	171.40	46.11	94.30
	2017	1.02	158.24	42.39	94.00
	2018	0.97	138.57	36.87	93.80
	2019	0.90	126.17	41.53	93.40
宁夏	2010	2.34	460.46	57.50	91.18
	2011	2.44	374.77	61.30	91.00
	2012	2.30	325.67	69.00	91.80
	2013	2.23	309.75	73.10	91.80
	2014	2.16	284.16	79.30	92.10
	2015	2.21	272.93	62.00	92.40
	2016	2.08	233.34	47.20	93.20
	2017	2.12	206.54	37.10	91.70
	2018	2.15	188.59	57.40	90.90
	2019	2.18	186.48	39.50	96.10

表 4-3 黄河上游省区环境治理与污染减排相关指标

省区	年份	二氧化硫 排放量 (吨)	氮氧化物 排放量 (吨)	化学需氧 量 COD 排 放量 (吨)	氨氮 排放量 (吨)	化肥施 用量 (实物吨)	农药使 用量 (吨)	工业固废 处置率 (%)	城市污水 处理率 (%)	城市生活 垃圾无害 化处理率 (%)
青海	2010	143431	115674	83100	8257	217853	2062	0.07	43.53	67.28
	2011	156602	124116	103202	9637	225080	1995	0.12	60.99	89.46
	2012	153853	126059	103756	9777	241106	1805	0.05	60.36	89.21
	2013	156694	132256	103390	9675	257138	1997	0.06	61.64	77.84
	2014	154276	134518	105011	9806	254482	1886	0.03	59.19	86.27
	2015	150766	117855	104299	9950	261358	1956	0.03	59.98	87.18
	2016	56168	91304	29146	3975	241128	1939	0.46	62.12	96.29
	2017	50331	87712	20233	2746	237914	1875	1.06	79.26	94.78
	2018	46471	81765	21984	3407	228331	1784	2.49	87.70	96.01
	2019	43211	76200	19700	2798	180547	1398	1.59	95.15	96.28
四川	2010	1131000	620400	740830	60630	2480000	62184	33.44	74.83	86.86
	2011	902006	674853	1302256	143721	2512312	61910	31.40	78.32	88.43
	2012	864440	659005	1268684	140727	2528295	60317	38.11	83.63	88.29
	2013	816706	624314	1231965	137036	2511434	59954	37.59	83.23	94.98
	2014	796402	585439	1216275	134743	2521276	59385	38.45	85.36	95.37
	2015	717584	525900	1186426	131421	2520898	58912	33.91	88.52	96.80
	2016	307878	570612	338851	33985	2489840	58038	22.74	89.66	98.60
	2017	223222	513551	325638	32535	2419511	55751	9.77	91.49	98.54
	2018	191690	490002	326261	33682	2352065	51276	10.34	93.58	99.30
	2019	188160	483968	329426	33942	2227724	46290	11.91	95.29	99.82
甘肃	2010	551800	—	167600	23500	2929200	44565	30.71	62.59	37.95

	2011	623902	480855	396600	42600	3083900	68413	31.28	68.82	41.71
	2012	572489	473400	389300	41000	3177500	73748	31.63	75.38	41.68
	2013	561981	442900	379100	39200	3171000	77760	31.47	81.25	42.30
	2014	575649	418400	373200	38100	3222562	77832	33.28	85.00	62.60
	2015	570621	387300	365700	37200	3210228	78848	38.80	89.62	64.24
	2016	156749	250528	161500	6621	3136980	69915	25.28	93.82	72.80
	2017	131307	225961	450800	5940	3110709	51995	24.20	94.90	98.40
	2018	125510	224886	67300	5478	2920900	42864	23.19	96.36	99.76
	2019	112916	219700	59500	4987	2833299	41938	25.26	97.11	100.00
	2010	383000	417600	122000	12900	1026000	2640	19.85	78.00	92.53
	2011	410385	458200	233700	18005	1033000	2692	25.87	80.19	66.95
	2012	406633	455400	228000	17449	1066000	2740	18.24	93.36	70.64
	2013	389712	437400	221900	17076	1089000	2699	18.71	94.40	92.50
宁夏	2014	377056	404000	219800	16641	1069000	2586	15.24	92.38	93.25
	2015	357596	367600	211000	16246	1070000	2593	27.08	93.10	89.92
	2016	196536	211700	101400	5993	1078000	2587	42.58	93.69	98.30
	2017	148087	180500	87000	4477	1075000	2540	51.05	95.25	99.10
	2018	130635	169100	91800	3808	1010000	2266	53.78	95.46	99.30
	2019	125031	155000	90100	3270	1007000	2245	52.63	95.85	99.89

表 4-4 黄河上游省区经济发展水平与产业结构调整相关指标

省区	年份	人均 GDP (元)	GDP 增速 (%)	第三产业增加值占比 (%)
	2010	20418	15.33	49.60
	2011	24233	13.45	48.50
	2012	26839	12.25	48.00
	2013	30005	10.84	48.30
青海	2014	32218	9.21	49.60
	2015	34883	8.20	51.80
	2016	38968	7.80	51.80
	2017	42211	7.29	50.70
	2018	46854	7.20	50.40
	2019	49976	6.30	50.50
	2010	21230	15.10	38.10
	2011	26136	15.00	38.80
	2012	29627	12.60	40.00
	2013	32750	10.00	40.90
四川	2014	35563	8.50	42.50
	2015	37150	7.90	44.40
	2016	40297	7.70	47.60
	2017	45835	8.10	50.40
	2018	51658	8.00	52.30
	2019	55619	7.50	52.50

甘肃	2010	16113	11.78	37.29
	2011	18846	12.52	41.58
	2012	21141	12.56	42.81
	2013	23647	10.76	44.60
	2014	25724	8.89	46.01
	2015	25946	8.08	50.60
	2016	27396	7.60	52.46
	2017	29103	3.60	53.99
	2018	32178	6.30	54.50
2019	34707	6.20	55.02	
宁夏	2010	24984	13.40	43.80
	2011	30161	12.00	43.30
	2012	32609	11.50	44.60
	2013	35135	9.80	45.40
	2014	36815	8.00	46.20
	2015	37876	8.00	47.50
	2016	40339	8.10	48.90
	2017	45718	7.80	48.30
	2018	49614	7.00	49.60
2019	52537	6.50	50.20	

表 4-5 黄河上游省区就业与发展水平及环保观念意识相关指标

省区	年份	第二三产业 就业人员 占比 (%)	城镇居民 人均可支配 收入 (元)	农村居民 人均可支配 收入 (元)	城镇居民 恩格尔系数 (%)	农村居民 恩格尔系数 (%)	节能环保支出 占 GDP 比重 (%)	人均日生活 用水量 (升)
青海	2010	58.60	13855.00	4028.00	39.40	38.20	3.16	179.03
	2011	60.60	15603.30	4608.50	38.90	37.83	3.05	197.00
	2012	63.00	18336.00	5594.00	32.64	37.15	2.88	194.20
	2013	62.89	20352.00	6462.00	30.34	33.23	3.90	179.60
	2014	63.40	22307.00	7283.00	29.89	31.89	3.07	176.50
	2015	64.20	24542.00	7933.00	28.66	29.93	4.34	168.80
	2016	64.50	26757.00	8664.00	28.66	29.44	3.25	170.30
	2017	64.90	29169.00	9462.00	28.23	29.74	2.47	182.30
	2018	66.60	31515.00	10393.00	27.62	29.49	2.31	178.50
2019	68.08	33830.00	11499.00	29.01	29.73	2.36	132.77	
四川	2010	56.35	15461.20	5400.00	39.50	48.27	0.66	196.69
	2011	57.60	17899.00	6128.55	40.68	46.24	0.55	191.70
	2012	58.90	20307.00	7001.43	40.40	46.85	0.57	195.60
	2013	60.00	22368.00	7895.33	39.60	43.50	0.60	193.50
	2014	61.10	24234.00	9347.74	34.94	39.75	0.58	216.00
	2015	62.20	26205.00	10247.35	35.19	39.12	0.56	204.10
	2016	63.30	28335.00	11203.00	34.46	38.14	0.50	214.60
	2017	64.40	30726.87	12226.92	33.33	37.16	0.52	202.10

	2018	65.50	33215.91	13331.38	31.78	35.24	0.53	181.40
	2019	66.50	36153.73	14670.09	32.64	34.71	0.58	208.24
甘肃	2010	38.39	13188.60	3425.00	37.40	44.71	1.73	155.12
	2011	38.74	15706.83	4277.57	32.83	39.66	1.76	146.50
	2012	39.55	17978.93	4931.12	31.06	37.13	1.34	144.00
	2013	40.74	19873.00	5589.00	31.04	34.47	1.16	142.20
	2014	41.98	21804.00	6277.00	31.14	34.91	1.12	146.30
	2015	42.94	23767.00	6936.00	30.63	32.86	1.45	132.00
	2016	44.04	25694.00	7457.00	29.57	31.29	1.38	125.30
	2017	45.14	27763.00	8076.00	29.20	30.36	1.39	126.00
	2018	46.10	29957.00	8804.00	28.71	29.73	1.58	137.20
	2019	47.00	32323.40	9628.90	28.60	29.20	1.22	138.40
宁夏	2010	60.60	15344.50	5125.00	33.20	38.40	2.24	177.55
	2011	52.80	17291.00	5930.15	32.10	36.10	1.82	163.10
	2012	54.80	19507.00	6774.59	31.30	34.10	1.66	156.50
	2013	57.30	21475.70	7597.12	31.00	30.10	1.41	144.70
	2014	60.90	23284.60	8410.02	27.90	29.90	1.40	148.60
	2015	63.40	25186.01	9118.69	25.70	29.10	1.76	171.70
	2016	65.70	27153.00	9851.60	24.00	26.50	1.32	187.80
	2017	69.10	29472.28	10737.89	24.50	25.30	1.80	179.30
	2018	71.50	31895.20	11707.64	24.50	27.30	2.06	147.30
	2019	73.60	34328.45	12858.39	24.20	27.40	1.44	154.10

攻读博士学位期间承担的科研任务及主要成果

一、承担的科研项目

1. 国家社会科学基金一般项目《中国自然资源产品供给与使用表编制方法及应用研究》（22BTJ002），主要参加人，在研。

2. 兰州财经大学博士研究生科研创新重点项目《基于生态价值核算的黄河流域生态补偿标准研究》（2021D04），主持人，结项。

二、已发表的学术论文

1. 《SEEA2012 视角下生态价值核算问题探讨》，统计与决策，2023 年第 10 期，CSSCI，第 1 作者

2. 《基于优化模型的甘肃省生态系统服务价值时空评估》，中国沙漠，2023 年第 2 期，CSCD，第 1 作者

3. 《生态补偿标准测算模型及其应用》，统计与决策，2023 年第 23 期，CSSCI，第 1 作者

致 谢

时光飞逝，回首四年半博士求学生涯，不禁百感交集，思绪万千。从最开始收到录取通知时的欣喜，到很快意识到自身理论知识贫乏、学术能力薄弱时的茫然和焦虑，再到期刊论文从不断被拒稿到陆续发表时的喜悦和信心倍增，一直到最后毕业论文撰写和反复修改过程中的煎熬，终于在此刻即将为博士求学阶段划上圆满句号。这一刻，所有的感触与情绪都化为无限感激。

感谢我的导师王永瑜教授。恩师认真严谨的科研态度、待人谦逊的做人品格，时刻激励着我不断自我完善，让我受益终生。在科研上，从理论学习、论文选题、框架设计，一直到论文的撰写和修改，老师都给予了我巨大的指导和帮助。感谢您在我焦虑无措时给予的鼓励，使我重拾信心，也感谢您每次为我指导论文后逐条写下的修改意见，为我指明了方向。在生活中，每次与老师谈心都使我受益匪浅，您常说的“踏踏实实做事，老老实实做人”，看似平淡无奇的一句话实则是浮躁环境下平稳内心的一剂良方。您和师母在学习和生活中对我们关心备至，积极乐观、与人为善、风趣幽默的品质深深感染着我，您们将是我未来工作和生活中不断学习的榜样，能够成为您的学生是我人生莫大的幸运！在此，再次向恩师致以最衷心的感谢！

感谢支持与帮助我的老师与同学们。感谢黄恒君教授、傅德印教授、庞智强教授、郭精军教授、韩君教授、刘明教授等在我博士学习阶段给予的教诲和帮助，感谢您们在我论文开题和预答辩过程中提出的宝贵意见和建议，使我研究内容更加完整、逻辑思路更加清晰，未来学习和工作中也将继续向各位老师学习，不断提升自己，迈向新的台阶；感谢 2019 级博士班同学，过去的四年半时间里，有幸与各位并肩同行，团结协作，和你们相伴的时光将成为我永远珍藏的美好回忆！

感谢关心与帮助我的同门兄弟姐妹们。感谢博士同窗吴玉彬老师、罗雷老师、史亚娟、徐雪老师、章印老师、刘宁一、史小英老师、赵静、张乐、蒋琼琼老师、任诗琦等，以及同门硕士师弟师妹们。感谢你们在论文撰写和修改过程中花费大量时间精力给予我耐心指导与帮助，在学业和生活中给予我无私的关心和鼓励。几年的相处让我们成为益友，更胜似家人，我将始终心怀感激，铭记于心，祝你们学业有成，前程似锦！

感谢我的博士伙伴杨燕燕。入学以来，我们两人相互督促学习，共同探讨学

术问题，在无数个焦虑、无助的时刻，都能在第一时间鼓励对方，让压力重重的博士学习生涯有了持续的动力和信心。感谢你在学习上给予我不断的指导与帮助，也感谢你在生活中无时无刻与我分享快乐与喜悦，四年多的时光为我们俩留下了数不清的珍贵回忆，有幸与你相识，相信未来在生活和工作中我们会继续并肩前行，做一辈子的好搭档和好闺蜜！

感谢我的家人和挚友。感谢我的爱人李昊轩先生，在你忙碌工作的同时，对我学业的支持、对家庭和孩子的默默付出，尤其在我时常自我怀疑、负面情绪的时候给予我无限鼓励与包容，感谢人生有你相伴！感谢我亲爱的儿子李弈辰，你的纯真善良、乐观开朗，让我有无限动力与你一起进步与成长！感谢我的父母和公婆，是你们无私的奉献与支持，才让我在生活中没有后顾之忧，您们是我人生最坚强的后盾！感谢我的挚友武晶，在我遇到困难挫折时对我无条件的支持与鼓励，在论文录用时与我一起喜极而泣，未来我们要继续共同见证人生无数个重要时刻，相伴一生！

博士求学过程是人生难得的经历，其中的艰辛与痛苦、失败与磨练，都是我收获坚韧和勇气的宝贵财富。在未来道路上，我将更加积极乐观、自信勇敢地迎接新挑战，不忘初心，勇往直前！

徐绮阳

2023年9月6日于兰州财经大学段家滩校区