

国家哲学与社会科学规划项目(08XJY012)资助

青海湖流域

生态功能与生态补偿

ECOLOGICAL FUNCTIONS AND ECO-COMPENSATION
IN QINGHAI LAKE BASIN

陈克龙 曹广超 王锋 曹生奎 著



科学出版社

国家哲学与社会科学规划项目(08XJY012)资助

青海湖流域生态功能与生态补偿

陈克龙 曹广超 王 锋 曹生奎 著



科学出版社

北 京

内 容 简 介

科学研究流域生态系统服务功能并制定流域生态补偿的分配标准作为生态补偿研究的重要组成部分,已逐渐成为过节学术界和政府高度重视的热点和难点,成果日渐丰富。本书系统总结了西部基金项目研究成果,在学习、借鉴和归纳国内外最新研究理论、方法与问题的基础之上,系统地评估了青海湖流域及其湖泊的生态服务功能价值,首次尝试使用不同的研究方法手段来定量青海湖流域及县域尺度生态补偿上的上、下限标准。全书内容丰富、新颖、理论分析与采样调查相结合,在叙述上力求深入浅出、通俗易懂,会给读者带来一定启示。

本书可作为高等院校生态学、环境科学及自然资源等专业本科、研究生的教材,也可作为科技管理部门、相关技术企业与行业协会管理人员及从业人员的参考材料,并适合对本领域感兴趣的读者阅读。

图书在版编目(CIP)数据

青海湖流域生态功能与生态补偿 / 陈克龙等著. —北京: 科学出版社, 2013.9

ISBN 978-7-03-038557-4

I. 青… II. ①陈… III. ①青海湖-流域环境-生态环境-服务功能-研究 ②青海湖-流域环境-生态环境-补偿机制-研究 IV. ①X143 ②X321.2

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2013) 第 213386 号

责任编辑: 莫永国 / 责任校对: 杨悦蕾

责任印制: 邝志强 / 封面设计: 王 锋

科 学 出 版 社 出 版

北京东黄城根北街16号

邮政编码: 100717

<http://www.sciencep.com>

成都创新包装印刷厂印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2013年9月第 一 版 开本: 787×1092 1/16

2013年9月第一次印刷 印张: 9 3/4

字数: 200千字

定价: 49.00元

前 言

生态补偿 (ecological compensation) 的概念最早源于自然生态补偿, 国际上一般将生态补偿称为生态服务付费 (payment for ecosystem service, PES) 或生态效益付费 (payment for ecological benefit, PET)。生态补偿研究和实践最早可以追溯到德国 1976 年开始实施的 Engriffsregelung 政策和美国 1986 年开始实施的 No-net-loss 政策。从 20 世纪 80 年代开始, 世界各国先后开展了生态补偿的实践, 生态补偿研究逐渐成为国际学术界关注的热点和难点。流域是以河流和水资源的定向运动所识别的地域系统, 是人类生产生活最为重要的地理生态单元, 流域生态补偿量化是流域生态补偿研究的核心, 科学研究流域生态系统服务功能并制定流域生态补偿的空间分配标准是流域生态补偿研究的关键。

“青海湖域生态服务功能与生态补偿标准的定量研究”是国家哲学与社会科学研究规划办公室于 2007 年批准并予以资助的西部基金资助项目 (08XJY012), 课题预定研究时间为 2008 年 1 月至 2011 年 12 月。在国家哲学与社会科学研究规划办公室、青海省社会科学规划办公室和青海师范大学的大力支持下, 课题组全体成员在总结国内外生态服务功能和生态补偿最新研究进展的基础上, 通过青海湖野外采样调查、室内实验、“3S”技术分析、论文撰写、对外学术交流以及问卷调查, 初步掌握了青海湖流域不同尺度 (流域、县域、群落) 生态环境动态变化的特征和规律, 较为系统地评估了青海湖流域及其湖泊的生态服务功能价值, 首次尝试使用不同的研究方法手段来定量青海湖流域及县域尺度生态补偿上、下限标准。

全书共分 7 章。第 1 章为绪论, 从生态系统服务功能和生态补偿入手, 系统介绍了生态系统服务功能和生态补偿的基本理论、研究方法和存在问题; 第 2~6 章为青海湖域生态服务功能与生态补偿标准的定量分析, 研究了不同尺度生态环境的动态变化, 评估了生态服务功能的价值, 重点定量了流域生态补偿上、下限标准; 第 7 章为流域县域尺度生态补偿标准的评估。具体写作分工如下: 第 1 章陈克龙、韩艳莉、卢慧; 第 2 章曹广超、马进、杨晓云; 第 3 章陈克龙、韩艳莉、芦宝良、张良; 第 4 章陈克龙、张斐、武彦鹏、杨龙; 第 5 章王峰、苏茂新、韩艳莉、陈克龙、陈亮; 第 6 章韩艳莉、陈克龙、王记明、廖振军; 第 7 章曹生奎、程雷星、冯晓航、刘志凌、雷延智、王永生。

本书的出版要首先感谢科学出版社将本书列入出版计划, 同时要特别感谢国家哲学与社会科学研究规划办公室的支持, 还要感谢青海湖景区保护利用管理局和青海湖国家级自然保护区管理局的大力支持。因生态服务功能与生态补偿涉及的知识面很广, 学科发展也很快, 编写时虽不敢懈怠, 在编写的过程中尽可能引用新资料、新方法和新观点, 力求体系新颖、图文并茂, 突出实用性和可读性, 但深感学识之不足, 难免有疏漏和错误, 敬请各位读者批评指正。

陈克龙

2013 年春于高原古城西宁

目 录

前言

第 1 章 绪论	1
1.1 选题依据和意义	1
1.2 生态系统服务功能	3
1.2.1 生态系统服务功能的内涵	3
1.2.2 生态系统服务功能价值评估	4
1.2.3 生态系统服务功能研究进展	9
1.3 生态补偿理论及意义	11
1.3.1 生态补偿概念和理论基础	11
1.3.2 生态补偿原则和核算方法	16
1.3.3 生态补偿的意义和必要性	20
1.3.4 生态补偿实践和存在的问题	23
第 2 章 研究区概况	31
2.1 自然地理环境	31
2.1.1 区域简介	31
2.1.2 地质地貌	32
2.1.3 气候	33
2.1.4 土壤	34
2.1.5 河流	35
2.1.6 野生动植物	36
2.2 社会经济环境	40
2.2.1 行政区划	40
2.2.2 人口	41
2.2.3 交通	42
2.2.4 经济	42
2.2.5 基础设施建设	43
2.3 青海湖生态环境与保护	43
2.3.1 青海湖生态环境现状	43

2.3.2 野生动物资源保护	45
2.3.3 草地资源保护	46
第3章 数据来源及研究方法	47
3.1 数据来源	47
3.1.1 野外调查数据	47
3.1.2 遥感影像数据	47
3.1.3 数字高程模型	48
3.1.4 气象插值数据	48
3.1.5 其他相关数据	48
3.2 研究方法	48
3.2.1 青海湖流域生态服务价值计算方法	48
3.2.2 青海湖湖泊生态服务功能评估方法	49
3.2.3 青海湖流域生态补偿标准确定的研究方法	52
3.2.4 遥感影像处理和解译	54
3.2.5 景观指数选取及计算	59
3.2.6 县域尺度景观健康评价模型	60
3.2.7 群落尺度环境变化研究方法	64
第4章 青海湖流域生态环境动态变化	66
4.1 青海湖流域尺度生态环境变化	66
4.1.1 青海湖流域景观面积变化	66
4.1.2 青海湖流域景观斑块变化	67
4.2 青海湖县域尺度生态环境变化	67
4.2.1 刚察县县域景观空间格局变化	67
4.2.2 刚察县县域景观异质性分析	68
4.2.3 刚察县县域景观健康评价	70
4.3 青海湖群落尺度生态环境变化	78
4.3.1 群落物种丰富度和生产力调查	78
4.3.2 主要物种丰富度与生产力关系	78
第5章 青海湖生态服务功能评估	82
5.1 青海湖流域生态服务功能评估	82
5.1.1 青海湖流域生态服务价值结构变化	82
5.1.2 青海湖流域生态服务功能价值分析	83
5.2 青海湖湖泊生态服务功能价值测评	85
5.2.1 青海湖湖泊生态服务功能分析	85

5.2.2 青海湖湖泊生态服务价值测评 85

5.2.3 青海湖湖泊生态服务价值评估 91

第6章 青海湖流域尺度生态补偿标准评估 97

6.1 青海湖流域生态补偿标准上限估算 97

6.1.1 青海湖流域生态价值估算 97

6.1.2 青海湖流域生态补偿上限确定 103

6.2 青海湖流域生态补偿标准下限估算 103

6.2.1 青海湖流域 NPP 模拟 104

6.2.2 青海湖流域生态补偿下限估算 107

第7章 青海湖县域尺度生态补偿标准评估 109

7.1 天峻县生态补偿标准估算 109

7.1.1 天峻县景观类型划分 110

7.1.2 天峻县生态补偿上限确定 110

7.1.3 天峻县生态补偿下限确定 112

7.2 刚察县生态补偿标准估算 112

7.2.1 刚察县景观类型划分 113

7.2.2 刚察县生态补偿上限确定 114

7.2.3 刚察县生态补偿下限确定 115

7.3 海晏县生态补偿标准估算 116

7.3.1 海晏县景观类型划分 117

7.3.2 海晏县生态补偿上限确定 117

7.3.3 海晏县生态补偿下限确定 119

7.4 共和县生态补偿标准估算 119

7.4.1 共和县景观类型划分 120

7.4.2 共和县生态补偿上限确定 121

7.4.3 共和县生态补偿下限确定 123

参考文献 125

索引 136

附录1 主要阶段性成果 138

附录2 青海湖附近农牧民生计策略与草地生态补偿调查 142

附录3 野外工作图 144

附录4 彩色插图 145

第 1 章 绪 论

1.1 选题依据和意义

生态环境是人类赖以生存和发展的基础,区域生态系统为区域内部和外部的人们提供生产、生活所必需的各种物质和条件。长期以来,人类一直从自然生态系统及其生境中获得经济产品,来满足自身发展的需要,而忽视了系统本身的生态服务功能和自然承载力,结果造成生态系统服务功能的丧失及其生境的恶化,突出表现在系统生产力下降、生物多样性降低、环境退化等。反过来,这些生态问题又制约了人类社会自身的发展,特别是全球变化的自然因素与人类活动的负面效应的耦合,更加重了生态系统及其生境负荷,使生态系统变得更加脆弱^[1]。世界各国学者开始从不同角度对生态系统与人类社会经济发展的关系进行研究,以求实现人类社会经济与自然生态系统的可持续发展。随着全球市场经济的高速发展,人们也越来越倾向于用经济的手段对人类的生产和生活行为进行调控,与传统的命令控制性手段相比,经济激励手段具有成本—效益优势和更强的激励—抑制作用,因而受到了人们的普遍关注和青睐,生态系统服务功能研究正是在此背景下产生和发展起来的,生态补偿作为联系自然环境与人类社会经济的桥梁,也正成为当代科学研究的焦点和热点^[2]。

生态补偿研究和实践最早可以追溯到德国 1976 年开始实施的 Engriffsregelung 政策和美国 1986 年开始实施的湿地保护 No-net-loss 政策。20 世纪 80 年代以来,全世界很多国家和地区都进行了生态补偿实践,如美国的土地休耕计划,欧盟的有机农业、生态农业,哥斯达黎加的环境服务支付项目,瑞典、丹麦、荷兰、德国的环境税转移,以色列、日本采用的“中水回用”方式,它们主要涉及流域水环境管理、农业环境保护、植树造林、自然环境的保护与恢复、碳循环、景观保护等多个领域^[3]。我国的生态补偿措施始于 20 世纪 80 年代,其发展历程大体可划分为两个阶段,即从 80 年代至 90 年代中后期的起始阶段和 90 年代末以来的快速发展阶段。在起始阶段,主要是针对矿产开发所引起的生态环境问题及森林的公益性进行探索性补偿;在快速发展阶段,补偿范围拓展到大型生态建设工程、农村新能源、农田保护、水资源利用等方面,政府投入力度明显加大,以经验探讨为主,主要侧重对补偿的理论基础、补偿的主体对象、公共财政的补偿途径、补偿资金的筹集渠道和补偿标准进行研究。

目前我国生态补偿研究无论在理论上还是实践上都还处于探索阶段,尽管许多生态补偿的方法已被大多数人认同,但是具体的操作应用却存在一定难度。主要是由于生态补偿本身的复杂性和人们对其理解的不同,生态补偿的研究和实践还仅仅停留在个案研究水平,理论探讨与实际应用之间还有很大的差距,尚未形成一套广泛适用的生态补偿机制。

因此我国当前的生态补偿研究迫切需要解决好两大问题：一是恰当界定生态补偿机制概念的内涵和外延(内涵决定着相关政策制定和实践的内容及方向,外延决定着相关工作的边界);二是构建一个生态补偿机制的战略和政策框架,包括战略定位、目标、原则和步骤、优先领域、法律和政策依据、补偿依据和标准、政策手段、责任赔偿机制和管理体制来指导相关工作^[4,5]。本课题也正是定位于生态补偿机制框架中最为重要的组成部分——补偿依据和标准来进行研究的。

青海湖是我国最大的内陆高原咸水湖,位于我国青藏高原高寒区、西北干旱区和东部季风区三大自然区的交汇处,其不仅具有复杂多样的景观类型,更具有极为重要的生态地位,是维系青藏高原东北部生态安全的重要水体,也是控制西部荒漠化向东蔓延的天然屏障,是我国第一批列入国际重要湿地名录的七大湿地之一。青海湖的生态系统演变在很大程度上反映了青藏高原整体生态变化趋势,其生态环境的好坏不仅直接影响着青海湖流域区域社会经济的可持续发展,也影响了江河源头、柴达木盆地、祁连山东部以及青海省东部湟水谷地的生态环境和可持续发展。此外,青海湖流域还是青海省少数民族的主要聚居区,少数民族人口占总人口的74.9%,湖区生态环境直接关系到各族人民安居乐业与和谐稳定发展。然而近几十年来,由于人为因素和全球气候变化的影响,青海湖流域自然环境不断恶化,已明显出现了水位下降、湿地面积大幅度减少、草场植被破坏严重、土地荒漠化趋势加剧等严重的生态环境问题。青海湖的生态环境问题已引起中央的高度重视,青海湖流域生态保护工程已被列为我国国家生态环境重点工程^[6,7]。由于青海湖自然条件的限制,青海湖流域人口、资源、环境间的矛盾日益突出,急需建立青海湖流域生态补偿长效机制来缓解这一矛盾,其中首要的任务就是确定其生态补偿标准。

尽管国内外学者对生态系统功能和生态补偿机制研究已做了一定的工作,但国内区域生态补偿的工作才刚刚开始。当前以生态系统服务功能确定的补偿标准过高,超出补偿者或社会所能提供的价值,以机会成本法估算的补偿标准过低,不能真实反映保护者为保护环境损失的利益价值。生态补偿标准普遍存在“一刀切”现象。在实际工作中,因为生态补偿问题常常具有鲜明的区域性,照搬国内外的方法与指标是不能完全解决青海湖流域的生态补偿问题的。因此在研究青海湖流域生态补偿问题时,无论是理论探索还是实际应用,都必须科学回答以下问题:①青海湖流域生态补偿的主体是什么?其生态补偿幅度如何选择?②青海湖流域生态补偿的对象和尺度如何确定?在特定的区域,其生态补偿标准如何确定?本研究正是针对这些问题并以此作为研究的出发点,以遥感数据、社会经济统计数据和野外勘察数据为基本数据源,探讨青海湖流域生态系统服务功能在不同空间尺度上的表现特征和分布规律,研究不同空间尺度上生态补偿的时空配置,定量给出青海湖流域不同空间尺度生态补偿的上、下限标准,项目的开展为现有的生态补偿标准提出了一个新的补偿思路,将丰富西部地区关于生态补偿标准的案例研究,也将对青藏高原生态补偿机制的研究和应用有所贡献。

1.2 生态系统服务功能

1.2.1 生态系统服务功能的内涵

人类很早就意识到生态系统对人类自身的生存和发展具有重要支撑作用,能给人类提供多种服务功能。20世纪40年代,生态系统的概念与理论被提出后,人们开展了大量对生态系统结构与功能的研究,为今后研究生态系统服务功能提供了科学基础^[8]。生态系统服务概念在20世纪60年代被首次使用^[9,10]。在70年代初发布的《人类对生态环境的影响》报告中,首次使用了生态系统服务功能的“service”一词,同时还列举了生态系统对人类的环境服务功能^[11]。1974年,Holdren和Ehrlich^[12]将其拓展为“全球环境服务功能”,随后,Westman^[13]于1977年提出“nature's services”的概念,Cook于1979年提出“自然资源价值”的概念,Ehrlich^[14]于1981年提出“生态系统服务”的概念,对生态系统服务功能的概念进行了拓展和丰富。Daily^[15]于1997年在其著作中将生态系统服务功能定义为支持和满足人类生存的自然系统及其组成物种的条件和过程。同年,Constanza^[16]进一步明确了生态系统服务是对人类生存和生活质量有贡献的生态系统产品和生态系统功能,生态系统服务是生态系统产品和功能的统一,而生态系统的开放性是生态系统服务的基础和前提。2000年,Daily等人^[17]将生态系统服务的定义更明确化,认为生态系统服务是指通过生态系统及其中的物种提供的有助于维持和实现人类生活的所有条件和过程。

美国生态学会组织了针对性的研究小组,对生态系统服务功能进行了系统的研究,提出生态系统服务功能是指生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件和效用,它不仅为人类提供了食物、医药及其他生产生活原料,更重要的是支撑与维持了地球的生命支持系统,维持生命物质的生物地化循环与水文循环,维持生物物种与遗传多样性,净化环境,维持大气化学的平衡与稳定,维持人类生存所必需的环境条件。同时,人们还逐渐认识到:生态服务功能是人类生存与现代文明的基础,科学技术能影响生态服务功能,但不能替代自然生态系统服务功能。由于人类对生态系统服务功能及其重要性的不了解,导致了生态环境的破坏,从而对生态系统服务功能造成了明显损害^[18]。

生态系统服务包括生态系统提供人类生活消费的产品和保证人类生活质量的功能,与生态系统产品相比,生态系统功能对人类的影响更加深刻和广泛。生态系统功能并不等于生态系统服务,可以说生态系统服务的每一形式都有生态系统功能作为支撑,生态系统服务是生态系统功能的表现,但生态系统服务与生态系统功能并不是一一对应的。有些情况下,一种生态系统服务是两种或两种以上的生态系统功能所共同产生的,在另外一些情况下,一种生态系统功能可提供两种或多种服务^[19]。Costanza等人^[16]指出:生态系统的服务价值直接和间接地为人类的福利作出了巨大贡献,并将全球生态系统类型划分为海洋、森林、草原、湿地、水面、荒漠、农田、城市等16大类26小类,将生态系统服务功能划分为气候调节、水调节、控制水土流失、物质循环、污染净化、娱乐、文化价值等17种功能。尽管这种对生态服务价值的估计方法较粗糙,但足以提醒人们认识到生态服务价值的存在^[20]。

在我国,欧阳志云等人^[21]于1999年提出了生态系统服务功能是指,生态系统与生态

过程所形成和所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用，生态系统服务功能与区域可持续发展息息相关。其他学者对生态系统服务功能也进行了不同的表述，如 2000 年，孙刚等人认为生态系统服务是对人类生存及生活质量有贡献的生态系统产品和生态系统功能^[22]，包括由自然生态过程产生并维持的环境和资源条件。生态系统服务功能对人类社会的的作用几乎是无形的，但却对人类社会产生着重大影响。生态系统服务的无形性和人类的经济价值取向，使得人类为了索取有形的生态系统服务而破坏甚至毁灭一些无形的生态系统服务。可以说，正是生态系统的服务功能，才使人类的生态环境条件得以维持和稳定。特别应该注意的是，生态系统结构或过程并不一定与生态系统服务功能一一对应。

1.2.2 生态系统服务功能价值评估

生态系统服务是指通过生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到的生命支持产品和服务，是区域社会经济与环境可持续发展的基本要素。自然资源含有多种与其生态服务功能相应的生态价值，生态价值就是生态系统服务的货币表现形式。自然对维持生命所作的贡献到底有多大价值，从某种意义上讲，这种贡献的价值是无法估量的^[23](图 1-1)。但是，通过对生态服务的货币化定量评价，既有利于增强人们的生态意识，也可以为生态环境的保护和利用提供科学依据，从而合理地制定区域开发政策，为实施区域的可持续发展奠定基础，还可以直观地反映出生态系统对人类的重要程度，引起公众对生态保护与管理的关注。

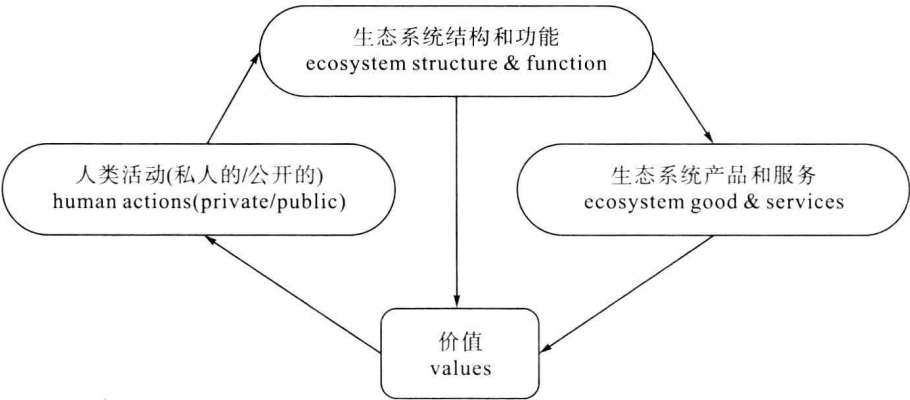


图 1-1 生态系统结构功能与生态系统服务价值的关系

1. 生态系统服务功能分类

生态系统服务功能是可以描述、测度和估价的，由于各自的认识和出发点不同，目前有很多分类方法，最有代表性的分类主要有以下 4 种。

(1)Daily^[24]提出生态系统服务功能可以划分为生态系统产品(ecosystem goods)和生命支持功能(life-support function)两大类，其中产品功能包括食物、饲料、木材、薪柴、天然纤维、医药和工业原料；生命支持功能包括空气和水净化、水旱灾减缓、废弃物降解、土壤及肥力形成和恢复、作物和自然植被传粉、病虫害控制、种子传播和营养物迁移、生物多样性维持、太阳紫外线辐射防护、局部气候调节、减缓极端温度、风力和海浪、文化

多样性维持、提供美学和知识等人类精神源泉。

(2)Costanza 等人^[25]对全球主要的 16 类生态系统进行了分析,将生态系统的服务功能分为气体调节、气候调节、干扰调节、水调节、水供应、侵蚀控制,土壤形成、营养循环、废物处理、授粉、生物控制、栖息地、食物生产、原材料,基因资源、娱乐、文化共 17 种类型。

(3)欧阳志云等人^[23]提出生态系统服务功能的内涵,主要包括有机质的生产与生态系统产品、生物多样性的产生与维持、调节气候、营养物质储存与循环、减轻洪涝与干旱灾害、土壤肥力的更新与维持、环境净化与有害有毒物质的降解、传粉与种子的扩散、有害生物的控制等方面。

(4)千年生态系统评估(MA)指出,生态系统可以给人类提供各种服务功能(图 1-2),主要包括 4 大功能:供给功能、调节功能、文化功能、支持功能。供给功能是指人类从生态系统获得的各种产品;调节功能是指人类从生态系统过程的调节作用获得的收益;文化功能是指人类通过丰富精神生活、发展认知、大脑思考、消遣娱乐、美学欣赏等方式,从生态系统获得非物质收益;支持功能是指生态系统生产和支持其他服务功能的基础功能。

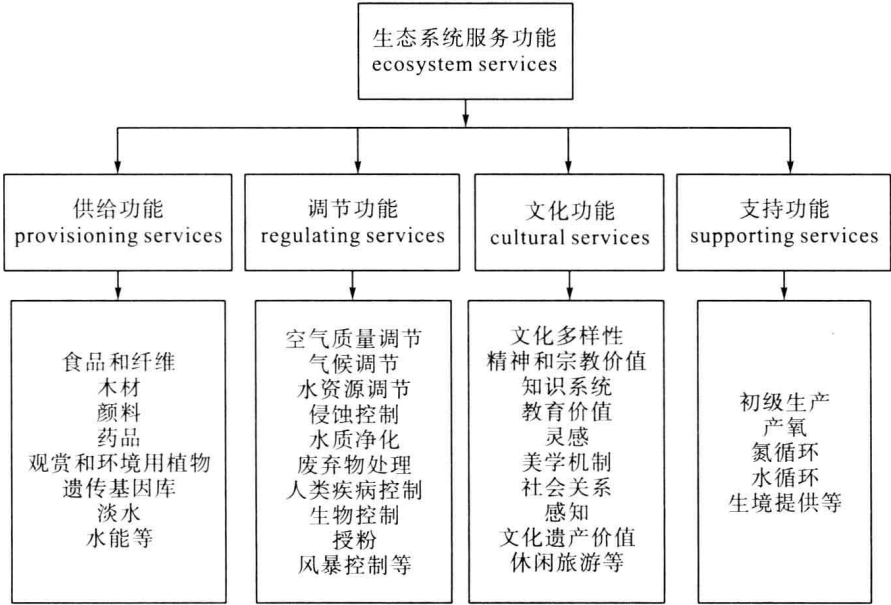


图 1-2 生态系统服务功能类型划分

另外,生态系统服务功能还可以从其价值角度划分为直接利用价值、间接利用价值、选择价值、遗产价值、存在价值 5 类^[23](图 1-3)。

(1)直接利用价值(direct use value)。直接利用价值主要是指生态系统产出的可直接计量的产品价值^[26],包括木材、食品、药材及其他工农业生产原料、景观娱乐等带来的直接价值,它可以用产品的市场价格来估计。通常这是唯一可在国家收入账户中反映出来的价值。但在大多数情况下,这类资源的收获(如村民收获的薪柴之类)常常不拿到市场上销售,而是供自己消费,因而单纯从市场交易额不能判别这类资源的全部价值^[27]。在实际计量某一生态系统生产的生物资源价值时,需要把全部收获的生物资源都计算在内,用一种假定的市场交易价值来计量它们^[28]。一般来说,通过市场或调查手段,直接使用价值

可以测量出来；尽管不是十分精确^[29]。

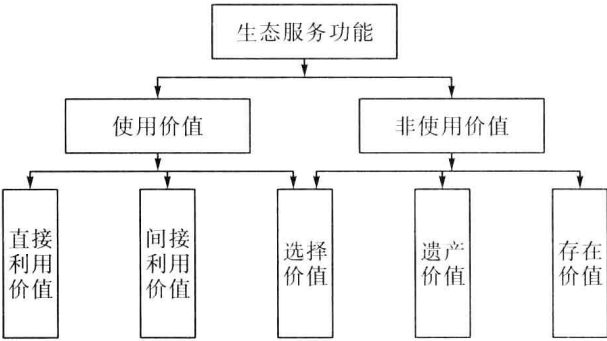


图 1-3 生态系统服务功能价值构成

(2)间接利用价值(indirect use value)。间接利用价值主要是指生态系统给人类提供的无法商品化的生命支持系统功能的价值^[21]，如维持大气化学的平衡与稳定，支持、维持生命物质的生物地化循环与水文调节，维持生物物种与遗传多样性，土壤保持及其肥力更新，净化环境。间接利用价值远高于其直接生产可消费生物资源的价值，其评估要根据生态系统功能的类型来确定，常常采用间接的、不完全的估量方法^[30]。

(3)选择价值(option value)。选择价值是人们为了将来能直接、间接和潜在利用某种生态系统服务功能的支付意愿，如人们为了将来能利用草地生态系统涵养水源、净化大气、改善水质、游憩以及野生生物的娱乐等功能的支付意愿。人们常把选择价值喻为保险公司^[31]，即人们为确保自己将来能利用某种资源或服务而愿意支付的一笔保险金。选择价值又可分为三类，即自己将来利用、子孙后代将来利用及别人将来利用。

(4)遗产价值(bequeath value)。遗产价值是指当代人为他们的后代将来能受益于某种自然物品和服务的存在而自愿支付的保护费用。当环境产品涉及遗产价值时，可能成为环境产品价值最重要的因素之一^[32]。遗产价值反映了一种人类的生态或环境伦理价值观，即代间利他主义。

(5)存在价值(existence value)。存在价值亦称内在价值，是人们为确保生态系统服务功能继续存在的支付意愿^[33]。存在价值是生态系统本身具有的价值，与人类利用无关，换句话说，即使人类不存在，存在价值仍然存在。如生境、濒危物种、生态系统中物种多样性等均属存在价值。在确定存在价值时，伦理尺度非常重要，因为它反映了人们对物种和生态系统的同情、责任感和关注。存在价值是介于经济价值与生态价值之间的一种过渡性价值，它可为经济学家和生态学家提供共同的价值观^[34]。

2. 生态系统服务功能价值评价方法

目前对生态系统服务功能的价值量评价主要是在生态经济学、环境经济学、资源经济学发展的基础上产生的。随着人类对生态系统的加剧利用和生态资源的逐渐耗竭，生态系统为人类提供服务的价值会越来越高。运用价值化评价方法得出的结果能引起人们对生态系统服务功能足够的重视，促进生态资源核算，将其纳入国民经济核算体系，最终实现绿色 GDP。但价值量评价方法也有局限性，主要表现在价值量评价方法与货币价格密切相关，价值量评价反映生态系统服务的总体稀缺性，反映人类对生态系统服务的支付意愿，

这无疑使其结果存在主观性。关于生态系统服务功能的价值,生态学家和生态经济学家已经作了很多探讨,并且提出了一些方法,但是由于其复杂性,生态系统服务功能价值的计算至今仍是一件十分困难的事情。根据已有的生态系统服务功能价值评价技术和评价方法,结合生态系统服务与自然资本的市场发育程度,可将价值评价方法划分为市场价值法(direct market valuation)、替代市场价值法(indirect market valuation)和假想市场价值法(surrogate market valuation)三大类,具体的一些生态系统服务功能的评价技术则包括市场价值法、机会成本法、影子价格法、影子工程法、费用分析法、人力资本法、资产价值法、旅行费用法、条件价值法等^[35]。

1) 市场价值法

市场价值法也称生产率法,是指对有市场价值的生态系统产品和服务进行估价的一种方法。它适合于没有费用支出但有市场价格的生态服务功能的价值评估,市场价值法先定量评价某种生态服务功能的效果,再根据这些效果的市场价格来评估其经济价值。在实际评价中,它通常可分为三个步骤:先计算某种生态系统服务功能的定量值,如涵养水源量、CO₂固定量、农作物增产量;再研究生态服务功能的影子价格,如涵养水源的定价可根据水库工程的蓄水成本确定,固定CO₂的定价可以根据CO₂的市场价格确定;最后计算其总经济价值。这种方法是在估算中最常使用的,也是最简单的方法。但这种方法只适用于有市场价格的生态系统产品或服务,而对于一些没有市场价格的生态系统产品和服务的估价就需要进行转化,将之转换成有市场价格的产品,然后再运用该方法。从理论上讲,市场价值法是一种合理方法,也是目前应用最广泛的生态系统服务功能价值的评价方法。但由于生态系统服务功能种类繁多,同一种服务的效果也多样,而且往往很难定量,另外还要结合考虑一系列经济指标,因此使用时常常受资料限制,在实际评价中仍有许多困难。

2) 替代法

替代法是对功能性的非使用价值进行定价的方法,目前大致可再分为7种基本方法。

(1) 替代市场法。替代市场法是指生态系统给人类提供的产品或服务的公共商品,没有市场交换和市场价格时,通过估算替代物品的价值来获得该生态系统服务功能的价值。替代市场法已广泛应用于生态系统服务功能的定量评价。如用于评价生态系统固碳价值的碳税法就属于替代市场法,它是将生态系统每年固定CO₂的量乘以碳税的价格而得出生态系统固定CO₂价值的一种方法。如用于评价生态系统释放O₂价值的工业制氧法也属于替代市场法,它是将生态系统每年释放O₂的量乘以工业制氧成本,从而估算出生态系统释放O₂的价值的一种方法。

(2) 机会成本法。机会成本由生产成本、使用者成本和外部成本组成,是指在其他条件相同时,把一定的资源用于生产某种产品时所放弃生产另一种产品的价值,或是利用一定的资源获取某种收入时所放弃的另一种收入^[27]。任何一种自然资源的使用都存在许多相互排斥的方案,为了做出最有效的选择,必须找出社会经济效益最大的方案。资源往往是有限的,并且具有多种用途,选择了一种方案就意味着放弃了使用其他方案的机会,也就失去了获得相应效益的机会。方案中最大的经济效益称为该资源选择方案的机会成本。如政府想将一个草地生态系统开发为耕地,那么开发成耕地的机会成本就是该草地处于原有状态时所具有的全部效益之和。机会成本法是针对自然资源和生态资源进行定价的常用

方法,在核算时既考虑了使用者本人开发资源所付出的代价,也反映了资源开发对他人的影响及后代由于不能使用该资源所付出的代价,较客观全面地体现了某种资源系统的生态价值。但这种方法只适用于具有稀缺性的生态类型,而且涉及的条件比较多,不易操作。

(3)人力资本法。人力资本法也叫工资损失法,是以货币衡量生态系统服务的变化造成的死亡、疾病、医疗费增加、病体导致的收入减少、精神或心理上的代价等。如在计算由于污染引起的过早死亡的成本时,常用人力资本法,此方法用收入的损失去估算过早死亡的成本。又如在考虑自然生态系统的净化作用时,可以根据净化减少污染从而增强了人体的健康、降低了死亡率、节约了医疗费开支来估算生态系统净化的功能价值。人力资本法包括以下步骤:①确定污染物的种类和数量;②确定污染作用下发病率的增加量;③使用治疗成本、工资损失和生命损失去估算患病和提早死亡的成本。

(4)影子工程法。影子工程法又称替代工程法,是生态系统遭受破坏后人工建造一个工程来代替原来的生态系统服务功能,用建造新工程的费用来估计生态系统破坏所造成的经济损失的一种方法^[36]。当生态系统服务功能的价值难以直接估算时,可借助能够提供类似功能的替代工程或影子工程的费用来估算该生态系统服务功能的价值,将不可知转化为可知,将难转化为易。如森林涵养水源的功能很难直接进行价值量化,可以寻找一个影子工程,如修建一座能贮存与森林涵养水源量同样水量的水库,则可用修建此水库的费用来替代该森林涵养水源生态服务功能的价值。此方法的局限性有两方面:一是替代工程的非唯一性,二是两种功能效用的异质性。因此,运用影子工程法不能完全替代生态系统给人类提供的服务。

(5)恢复费用法。恢复费用法是指用保护和恢复某种生态系统不被破坏所需的费用作为这种生态资源被破坏后的损失来估计生态系统服务的经济价值。如草地破坏后会造成水土侵蚀、养分流失,为了恢复损失的土壤养分,可以通过施用化肥的办法进行补偿,那么,所施用化肥的市场总价值就可以作为草地保持土壤肥力的价值。恢复费用法在环境保护和规划中已经被大量地应用于实践中。如利用森林病虫害防治费用对自然保护区森林生态系统杀灭病原菌的功能进行定量评价^[37],但此方法难以估算生态系统多方面的功能效益。

(6)防护费用法。防护费用法又称预防消费,是指人们为了保护某种生态系统或功能免受破坏所需投入的费用,以此来估算生态系统服务功能价值。这种方法最先应用于环境经济学,用来进行环境保护投资预算。如在水环境不断恶化的情况下,人们为了得到安全卫生的饮用水,购买、安装净水设备;为了防止低洼的居住区被洪水吞噬,采取修筑水坝等预防措施;在自然生态系统中,对自然保护区进行保护是为了保护某些物种和资源。由于增加了这些措施的费用,就可以减少甚至杜绝生态系统退化带来的消极影响,产生相应的生态效益。但防护费用法是生态系统服务价值的最低估计,因为一是实际支付可能受收入的约束,二是预防支出中可能不包括全部效益损失。

(7)费用支出法。费用支出法又叫旅行费用法或游憩费用法,是把消费环境资产的费用当成环境资产的价格。确切地说,是以生态系统服务功能的消费者所支出的费用来衡量生态系统服务价值的方法。这种方法常用于对旅游文化娱乐功能的估算,把旅游者在旅游活动中所有费用的支出作为生态系统旅游功能的经济价值。如通过往返交通费、门票费、食宿费、设施运作费、摄影费、购买纪念品和土特产的费用、购买或租借设备费、停车费

和通信费等旅行费用资料来估算该项生态系统服务的价值,对某一生态系统旅游文化功能的估算主要取决于旅游费用、旅行耗费的时间、旅游者的收入状况以及旅游地的知名度。因此这种方法并不能真正反映旅游者对于旅游区的支付意愿,而且这种方法也只适用于游客较多的地区,但仍不失为目前进行环境资源评价的适用方法。

3) 条件价值法

条件价值法(contingent value method, CVM)也叫调查评价法、支付意愿(willingness to pay, WTP)调查评估法或假设评价法,是一种评价没有市场交易或实际市场价格的物品经济价值的最常用和最有用的工具^[38],常用于估算公共资源或不能分割的物品(如水和空气)和具有美学、文化、历史、生态或者罕见的享受性资源。条件价值法的核心是直接调查和询问人们对某一环境效益改善或资源保护措施支付意愿,或者对环境、资源质量或数量损失的接受意愿(willingness to accept, WTA),从而确定某种没有市场价格的生态服务功能的经济价值^[39],它是近十年来国外生态与环境经济学中最重要和应用最广泛的关于公共物品价值评估的方法。由于社会体制、生活习惯等多种因素的影响,CVM在发展中国家应用案例并不多。

1.2.3 生态系统服务功能研究进展

1. 国外研究进展

国外对生态服务功能的价值评估研究可以追溯到1925年,比利时的Drumax首次研究了野生生物的经济价值;1941年,美国Dafdon首次用费用支出法计算了森林和野生生物的经济价值;1947年,美国Flotting根据旅行费用计算了游憩区的游憩价值;1959年,美国Clawson修改了旅行费用评估法;1964年,美国Knetch再次修改并完善了旅行费用评估法;同年,美国Davis首次提出并运用了CVM的报价技术研究了缅因州森林的游憩价值;1972年,日本林业厅估算了全日本森林提供的生态功能价值^[40];1973年,Nordhaus和Tobin提出用经济福利尺度修改国民生产总值;1977年,联合国在一定程度上接受了对某些自然资源进行核算,但主要是森林和矿产;1989年,Charles等人在巴西对亚马逊热带雨林、湿地和海洋系统的价值进行了估算;1991年,国际科学联合会环境委员会召开了关于生物多样性定量研究的会议,促进了生物多样性的研究及其价值评估方法的发展;1988年,联合国统计署与世界银行、美国环保局合作,正式开展了环境与资源核算的研究工作,于1994年出版了《综合环境与经济核算手册》,对各国环境与经济综合核算的研究成果进行了全面的总结,并提供了环境与经济核算的总体思路与框架,以及一些生态价值的核算方法^[41]。

目前,国外有关生态系统服务及其价值评估的研究已经广泛开展,不同研究者采用了不同的研究角度。1997年,Daily编著了*Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*一书,不仅从生态学基础的角度探讨了生态系统服务及其价值,还系统地阐述了生态系统服务功能的内容与评价方法,同时分析了不同地区森林、湿地、海岸等生态服务价值评价的近20个实例。Costanza等人^[26]则更多地从经济学的角度研究生态系统服务的经济价值,并探讨评价的方法与技术,还对全球主要类型的生态系统服务的价值进行了评估。Pimentel等人^[42]也估算了全球生态系统服务的价值,并与Costanza等人的

研究结果进行了对比。Turner 注重生态系统服务经济价值评估的技术与方法的研究, Naeem 则更关注生态系统服务变化的机制, 特别是生物多样性与生态系统服务变化之间的相互作用。MA 更加全面地关注生态系统服务概念、与人类福利之间的关系、变化的驱动因子、评价的尺度、评价技术与方法、评价过程中的分析方法以及评价结果与最终的政策制定, 并在全世界范围内广泛开展了案例研究。

河流和湿地作为独特的生态系统, 对其生态服务价值的研究在评估生态系统管理与可持续发展研究中处于非常重要的地位。国外对河流和湿地效益的评价工作开展较早。20 世纪初, 美国为了建立野生动物保护区而开展了湿地评价工作, 栖息地评价程序(HEP)是早期比较完备的评价程序之一, 目前仍被广泛使用。此后, 许多河流和湿地评价方法得以发展, 如栖息地评估技术(habitat assessment technique, HAT)、湿地评价技术(the wetland evaluation technique, WET)等, 但由于其评估依据的因子较少, 对不同河流和湿地评估的标准未作明确界定, 因此使用并不广泛^[43]。20 世纪 70 年代初, 美国麻省理工学院 Larson 等人^[44]构建了河流和湿地快速评价模型。随后出现了 DNDC 模型的应用, 对服务功能价值进行了评估, 比较有代表性的是 1997 年使用的全球静态部分平衡模型, 若干研究以此为基础相继展开^[45]。河流和湿地生态服务价值的研究是生态系统管理与可持续发展的一个重要研究方向, 最早的河流和湿地服务价值评价研究见于 20 世纪 70 年代末和 80 年代初, 90 年代以后, 研究成果迅速增多。目前最具影响的是 Costanza 的研究成果, 但是不同的研究者评估出来的结果往往差异很大。1972 年, Young 和 Gray 就水的娱乐价值进行了评价并引起广泛关注; Andrew 等人对巴西湿地的服务功能进行了评价和重新估算^[46]; Wilson 等人^[47]利用旅行费用法、条件价值法和享乐价格法对美国 1971~1997 年的淡水生态系统服务经济价值评估研究作了总结回顾; 1989 年, Charles 等人在巴西对亚马逊热带雨林、湿地和海洋系统的价值进行了估算^[48]; 1990 年, Costanza 等人对路易斯安那海岸沼泽地进行了评价, Maltby^[49]研究了湿地生态系统功能与评价方法并开展了多国间河岸湿地对比研究; Kosz^[50]使用费用—效益分析来确定建立“Donau Auen”国家公园的不同方案的经济影响。1997 年, 湿地公约执行局、世界自然保护联盟、英国约克大学和英国水文研究所合作出版了《湿地的经济评价: 决策和计划人员指南》和《湿地的经济评价: 政策和计划决策者的关键概念》, 详细分析了湿地效益类型, 提出了湿地评价框架并进行了案例分析, 具有很好的参考价值^[51]。1995 年建立的全球湿地经济网络(GWEN)总结了湿地经济评价的经验教训, 并为湿地评价指出了发展方向。2001 年, Woodward 等人^[52]提出了一个非市场价值评价工具——复合分析, 湿地生态服务价值的研究进入了模型发展阶段, 使生态服务价值评价更加准确。Turner 等人^[53,54]提出的湿地生态经济分析框架及空间分析手段, 为湿地生态系统经济价值的评估及其在可持续发展战略中的应用提供了依据。Kirsten^[55]阐述了河流和湿地不仅对当地人民, 而且对湿地以外的人民都具有经济价值。Bergh 等人对湿地生态经济系统的空间性进行了分析, 并对湿地生态经济系统建立模型进行了评估^[56]。

2. 国内研究进展

在我国生态服务价值研究中, 开展较早的是森林生态服务价值研究, 它源于 20 世纪 80 年代进行的森林资源经济价值的核算工作。1982 年, 张嘉宾等人利用影子工程法和替