价值——生态系统水基础设施的价值评价

本指南介绍了评价生态系统服务功能价值的主要方法，以及如何更好地将评价成果纳入政策和决策过程。本书分步骤地阐述了如何运用评价成果，提出有说服力的论点，提高水资源管理发展决策的可持续性和公平性。对自然的投资是可以带来经济收益的。

世界自然保护联盟（IUCN）

世界自然保护联盟是由国家、政府机构和各类非政府组织组成的一个独特的联合体。作为一个由成员组成的联盟，世界自然保护联盟致力于影响、鼓励和协助全球各社会保护自然的完整性及多样性，保证自然资源利用的公平性和生态可持续性。

http://www.iucn.org

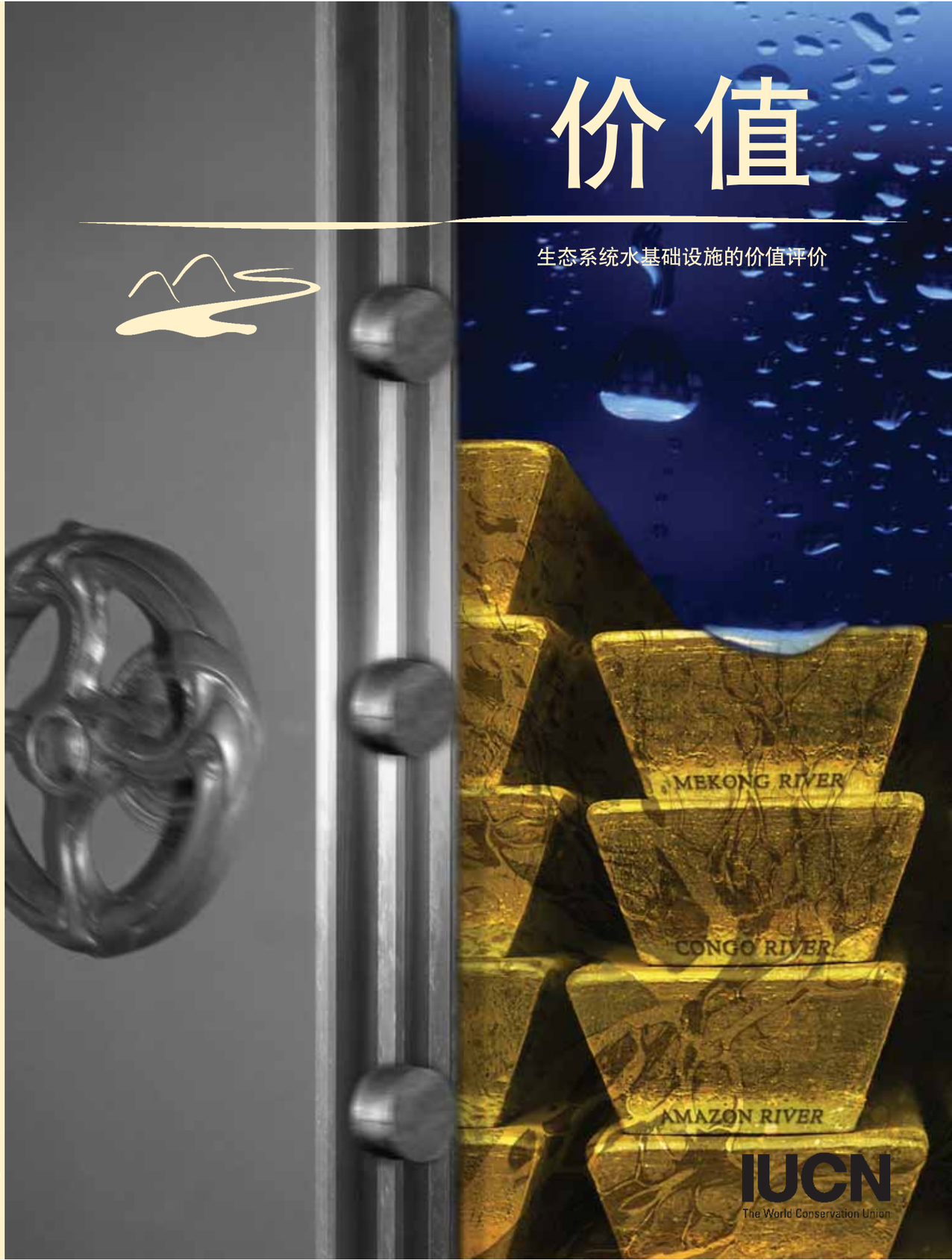
世界自然保护联盟水与自然动议

世界自然保护联盟水与自然动议是一个五年行动计划，用于示范基于生态系统的管理模式和相关利益方的参与对于解决目前水资源两难问题及恢复河流的生命并为大多数水用户保留足够的资源基础的积极作用。

http://www.waterandnature.org

价值 生态系统水基础设施的价值评价

IUCN



价值

生态系统水基础设施的价值评价

IUCN
The World Conservation Union

本书使用的地理实体表示法和内容叙述方式均不代表世界自然保护联盟对任何国家、领土或地区的法律地位、政权和边界的意见。

本书表达的观点不代表世界自然保护联盟的观点。

本书中文版的面世得益于世界自然保护联盟水与自然动议提供的资助。

出版：　世界自然保护联盟，瑞士格兰德和泰国曼谷

版权：　© 2007 International Union for Conservation of Nature and Natural Resources

为教育或其他非商业性目的的复制本书，无须经过版权所有者事先书面授权，但必须充分确认其版权所有。

未经版权所有者事先书面授权，禁止为转售或其它商业目的的复制本书。

引文格式：　Emerton, L., Bos, E. 价值 — 生态系统水基础设施的价值评价 IUCN，瑞士格兰德，76页

国际标准书号：ISBN 978-2-8317-1005-1

设计：　梅拉妮·坎德拉思　(Melanie Kandelaars)

排版印刷：　计画堂

本书可以从以下地址获取：

世界自然保护联盟中国联络处
北京市朝阳区新东路一号塔园外交公寓2-2-131　邮编：100600
电话：+86 (10) 85322699　传真：+86 (10) 85322693
电邮：mail@iucn.org.cn
网址：www.iucn.org / water

云南大学国际关系学院大湄公河次区域研究中心
云南省昆明市翠湖北路2号科学馆522室　邮编：650091
电话：+86(871) 8133410　传真：+86(871) 5035645
电邮：lvxing@ynu.edu.cn
网址：http://www.gmsstudy.cn

价值

生态系统水基础设施的价值评价

Water & Nature Initiative

原著　Lucy Emerton　Elroy Bos
翻译　吕　星　胡楚焱　胡　珏　丁　泉
审校　李茂彪　孟志敏　钦立毅

Lucy Emerton and Elroy Bos

IUCN
The World Conservation Union

目 录

摘　要.....6

序　言.....10

译者后记.....11

致　谢.....12

第一章 将生态系统列入水平衡方程.....15

1.1 增加水供给及水净化设备的投资.....15

1.2 被忽视的生态系统产品和服务功能.....15

1.3 生态系统的重要性.....16

1.4 将生态系统视为水行业的一部分.....17

第二章　调整资产负债表.....21

2.1 生态系统与水密不可分.....21

2.2 生态系统服务功能对经济的贡献.....22

2.3 生态系统的价值在决策过程中被忽略.....23

2.4 计入生态系统的价值使投资者受益.....24

2.5 承认生态系统价值有助于实现可持续发展.....25

2.6 用总经济价值来评估水与生态系统的关系.....26

2.7 界定评价的范畴.....27

第三章　将生态系统作为水基础设施进行评价.....29

3.1 量化生态系统价值以服务于决策.....29

3.2 生态系统价值评价技术综述.....30

3.2.1 市场价格法 31
3.2.2 生产率变动评价法 33
3.2.3 旅行成本法 34
3.2.4 内涵定价法 36
3.2.5 重置成本法 37
3.2.6 防护费用法 38
3.2.7 损失豁免法 40
3.2.8 条件价值法 41
3.2.9 其他成述偏好法：——合分析法和选择试验法 44
3.3 经济评价的适用性与局限性 44
第四章 在与水有关的决策中运用生态系统的价值 47
4.1 将生态系统价值纳入管理决策中 47
4.2 提供决策对生态系统价值影响的数据 48
4.3 将生态系统价值表述为经济尺度，以用于支持决策 50
4.3.1 成本效益分析 50
4.3.2 其它经济决策支持工具 53
4.4 建立生态系统价值与非货币决策工具的联系 53
4.5 连接循环：将生态系统价值用于影响与水有关的决策 54
第五章 从案例研究迈向规范化实践 57
5.1 不同的研究导致不同的决策 57
5.2 最大化评价结果对决策的影响 60
5.2.1 令人信服地交流：展示有用和相关的信息 60
5.2.2 改变思路：提升参与和意识 61

5.2.3 回应战略性机遇：与政策、战略和规划协作 62

5.2.4 实事求是：平衡政治议程和竞争性利益 62

5.2.5 加强能力建设：创建知识和能力资源 63

案　例 64

图　表 66

参考文献 67

主要经济术语和概念 71

照片版权 76

摘 要

1.将生态系统列入水平衡方程

生态系统与人类及水服务功能的关系

森林、泛滥平原和沿海地区需要有水以提供生产和消费的物品及其服务。在方程式的供给方，自然生态系统在维持水供给的数量和质量，以及缓解和避免与水有关的灾难的同时，创造着经济服务价值。

生态系统投资不足导致水服务功能的减少

生态系统构成了水基础设施的一个重要组成部分，然而生态系统往往得不到足够的水或资金的支持。其结果是关于水的决策无论是财政上还是经济上往往都处于一种次优状态。因此在制定政策、开拓市场或制定价格时，再也不能忽视生态系统价值问题。

将生态系统价值纳入经济分析过程有利于提高决策水平

在水平衡方程式中考虑生态系统服务功能，能帮助我们更好地实现扶贫及为所有人提供清洁充足的水，实现宏伟的“千年发展目标”。因此，现在迫切地需要一些实用的手段和技术，将自然生态系统的服务功能纳入到供水发展的规划中来计算价值。

2.校正财务的资产负债表

核心问题是认识到生态系统如何对人类的福祉做出贡献

生态系统维持水的循环和补充，调节水质，并将与水有关的灾害影响最小化；反过来，水使得生态系统能够提供自然资源，例如鱼、牧草及诸多林产品。因此生态系统支撑着一个广泛的生产和消费过程，常常代表着某种很高的经济价值。

决策过程中忽视生态系统价值的问题应引起高度重视

生态系统在水基础设施方面有着很高的经济价值，但是我们对这种价值知之甚浅，相关的阐述更是罕见。在决策时忽视这种价值，导致生态系统的维护缺乏资金，水量与水质也不能保证生态系统服务功能的发挥。结果是这些生态系统由于退化和被破坏而丧失了它们的经济价值。

核算生态系统的价值有利于节约成本，保证效益

生态系统的退化会导致未来效益下降，成本上升，水基础设施的投资方需要采取更多的补救措施。这些费用往往会通过高收费或低质量服务转嫁到与水有关的产品的终端用户。今天对生态系统的投资可以保障未来的效益并节约可观的成本。

核算生态系统价值有利于实现可持续发展的目标

承认生态系统的价值，并给予相应的投资是实现“千年发展目标”和脱贫的关键：在实现这些发展目标之前，健康的生态系统是最贫困群体的一条重要的生命线。

以总体经济价值框架为起点来衡量效益

生态系统的总体经济价值包括4个组成部分：直接价值（如原材料）、间接价值（如防洪治洪）、期权价值（用以维持未来发展选择及利用的价值）及存在价值（如精神价值）。所有这些价值在决策中都是很重要的。

生态系统服务功能的经济评价仅仅是解决问题的部分答案

价值评估给我们提供了在水基础设施的管理决策中综合考虑生态系统价值的强有力的论据。然而其他标准和要考虑的因素也扮演着重要的角色，如一个生态系统的人文的、内在的价值。

明确地界定评价的范畴

定量地表示一个生态系统中每一个部分的总体经济价值既没有必要，也不太合适。在一项特定的研究中，最实用的方法就是筛选出那些与水基础设施的管理问题有直接联系的价值。

3. 增加的效益与成本

定量表示生态系统的价值，并将其列入规划议程中

经济学在决策过程中总是一个强有力的因素：量化生态系统服务功能的价值便于与其他经济领域及活动进行比较。有了生态系统服务功能的经济评价提供的有说服力的论据，就可以将生态系统价值纳入有关水基础设施及发展决策议程，与其他因素一同考虑。

生态系统价值可通过直接效益和市场价格来衡量

任何物品和服务的市场价格是用来评估其价值的最简单、最常用的方法。因此直接从生态系统中获取产品的价格就决定了生态系统的价值。如果这些产品和服务没有直接在市场中交易，他们的价值也可体现在他们对其他生产过程的贡献，或他们对其他商品价格的影响。

成本分析法被普遍应用于测算生态系统服务功能的价值

生态系统的价值还可通过评估那些用来代替生态系统的产品和服务的人造产品、基础设施和技术的费用来衡量，或者用减缓或转移由于失去生态系统服务而造成的影响的费用来决定。最终则可以断定那些由于生态系统服务功能的具备从而减少的对基础设施、生产活动、人口搬迁等投资的费用。

人们愿意支付生态系统服务功能或接受补偿(由于丧失功能所产生的损失)的意愿

生态系统价值也可定义为通过直接询问人们愿意为购买生态系统的物品和服务支付多少费用,或者他们接受因生态系统服务功能的补偿。另外，还有更复杂的方法评价人们对生态系统服务功能欣赏的价值。

4. 在有关水的决策中运用价值评估

在决策时导入价值评估

生态系统服务功能的经济评估提供了一系列工具，帮助做出更优的、有信息支持的决策。然而要有效地运用这些工具，就必须将这些工具纳入规划的决策过程。

将生态系统的价值转化为管理决策

如果要弥补研究与实际决策之间的差距，则生态系统的价值需要转为对决策有实际意义的解决措施，这样决策者在权衡不同投资和管理方式时才会给予重视。

产生有关水资源决策对生态系统价值影响的信息

决策者想要了解并表达不同土地、水、资源或资金使用方法的优势与劣势，可以应用一个简易的生态——经济模型，根据生态系统的服务功能得失变化来论证某项用水决策的经济影响，即相关的成本和效益。

将生态系统价值表达为支持决策的经济措施

利用现有的生态——经济模型，应用一些指标分析经济和财务的合理性，比较不同水资源利用的方案的影响。这方面有几种工具可以使用。成本效益分析法，通过计算年度的总效益，再扣除年度成或得年度利润；其他可以利用的工具包括成本效率分析、风险收益分析和决策分析等。

建立生态系统价值与非货币的决策工具之间关联

在选择不同工程、政策和项目时总会存在非经济因素。多标准分析法提供了一种工具，是建立在生态学、经济学和社会学的标准之上的，可以整合不同类型的货币和非货币的决策标准。

5.完善标准化的规划实践

在规划中的主流化生态系统价值得评价方法

生态系统服务功能价值的经济评估日益成为发展规划的一部分,今天有很多的例子可以为生态系统服务功能的效益提供可靠的证据,专家的指导有助于应用现有的方法论。将生态系统价值的经济评估作为规划和决策中不可分割的组成部分，采用标准化的规程是目前的当务之急。

有效交流，推动参与和提高意识

认识生态系统价值中最关键的环节是在评估之前、评估的过程中和评估之后,都有关键利益相关群体参与。如果他们的观点和利益能得到表达,他们就会更开放地使用研究成果。利用专业的沟通人士并实施一项精心设计的沟通对策对生态系统价值在规划决策中的应用往往起到关键作用。

在行业规划和经济框架中寻求机遇

许多高层的政策、战略和计划决定着经济的决策，也决定了生态系统服务功能的投资是否能值得。因此，在规划中的主流化生态系统价值需要寻求各种机遇，将生态经济评价的要求和结果整合到行业政策、经济与空间规划和脱贫的对策中是非常关键的。

促进合作，平衡竞争性利益

对生态系统的产品和服务功能进行评价，展示了以往在水资源利用的决策中常常被忽略或排除的成本收益。这向主要的参与角色表明：特定的水资源决策会怎样有利于他们，这对于加强相关利益群体之间的合作和获得政治支持是非常关键的。比如，当政治领导人看到生态系统价值以及为他们的支持者所带来的经济收益时就有可能对生态系统进行投资。

加强能力建设，建立技术储备

很多国家仍然需要更多的生态系统经济评估专家，以及评估生态系统服务功能对大众民生、地方和国家经济的重要性。培养经济学家、规划师和高级官员运用生态系统经济评价方法是至关重要的。国家和资助方需要在便利地获得方法和信息、建立适宜的专业技术储备和机构能力建设等方面投资。

序 言

我很荣幸能在世界自然保护联盟水与自然动议出版的第三本书的序言中为大家致词。该书名为《价值：生态系统水基础设施价值的评估》。它讲述了一段激动人心的旅程。

这本工具书反映了人们越来越意识到生态系统对于水资源管理的重要性。过去，我们因为没有认识到生态系统的多重效益，因而在管理决策中忽视了生态系统的价值，结果造成了环境退化，常常导致以水和湿地为生存的社区贫困程度的增加。

现在，我们越来越承认生态系统在水的供需方面扮演着重要的角色：生态系统使用水，调节着水的供给，并提供一系列人类赖以生存的必需品和服务。此外，我们有越来越多的供我们支配的政策框架、工具、意愿能将我们的这些认识付诸于实践。

生态系统服务功能的经济评价是高效地进行水管理的一个重要工具，能够使我们认清健康的生态系统的价值并将其纳入决策考虑。

生态系统服务功能的经济评价告诉我们由于管理干预会造成哪些损失，有助于确定补偿措施。在其他情况下，还可以带来保护措施的投资，如森林管理或湿地保护，实现新型基础设施的可持续发展。

我发现这本工具书意义深远，其中最为有益的是生态系统的经济评估，您会发现对生态系统的一些投资带来了长远的财政和经济收益。在这些案例中，对自然的投资带来了有形的、可持续的回报。

尽管生态系统价值评估的用途日渐明晰，但其应用远不够广泛。本工具书将引领我们继续我们的征途，直到生态系统价值评估的应用业已成为水与发展决策的标准规程为止。

华盛顿·尼亚卡勒·穆塔由巴
坦桑尼亚联合共和国水利和畜牧发展部

译者后记

中国的高速经济增长给环境带来了巨大的压力，导致了一系列的环境问题。据有关的报道，中国每年因环境退化所造成的损失相当于当年GDP增长的20%，2006年环境治理的投入达到2402.8亿元，而且环境问题仍然在继续恶化。中国最突出的十大环境问题包括大气污染、水环境污染、垃圾污染、土地退化、水土流失、干旱与水灾、生物多样性减少、工业污染、库区环境下降和有机物的污染。出现这种状况的一个重要原因是在发展的决策过程中，没有彻底将环境的成本纳入经济核算，也就是说，我们现阶段的发展成果尚未计算并扣除环境成本。

没有将环境成本纳入决策的一个主要原因是缺乏适用的理论和方法，将生态系统服务功能的价值进行核算。过去所采用的核算方法要么过于简单不能反应现实的状况，要么特别复杂，需要大量的科学研究才能得出，所得出的结果没有说服力。《价值——生态系统水基础设施的价值评价》一书是2004年世界自然保护联盟（IUCN）水与自然动议（Water & Nature Initiative）组织编辑出版的“水资源与环境丛书”的第三本。本书在总结了多年的研究成果的基础上，以案例为基础介绍了评价水生态系统服务功能价值的各种方法，为我们提供了有益的借鉴，可供在水利、水电、生态环境、地质地貌、农林、牧业、水产、交通、生物、化学、经济、管理、信息科学、系统科学、安全科学等方面，从事科学研究、生产实践和宣传教育的科技、行政管理人员和其他相关人员阅读参考。

在世界自然保护联盟的鼓励和支持下，我们完成了该书中文版的翻译工作。在翻译的过程中得到了段昌群、何俊的支持，在翻译稿的修改过程中得到了周鸿、宣卫、吕祖新、王志、关德华、李作洪和李育成的大力协助。中国科学院生态环境研究中心赵景柱、赵同谦和国家环境保护总局生态司段光明对本书主要经济术语和概念的翻译也提出了修改意见。在排版和印刷过程中得到了世界自然保护联盟中国联络处谢端端的大力协助。在此我们为《价值》中文版的顺利完成，向支持和帮助过我们的各位表示衷心的感谢。

致 谢

众多的人为这本实用指南做出了贡献，我们要感谢大卫·巴顿（David Barton）和米凯尔·卡莱索（Mikkel Kallesoe）审校本指南并贡献了其中的案例，也要感谢在生态系统经济评估中做出贡献的同事们，包括斯里兰卡的巴提雅·客库兰德拉（Bhathiya Kekulandala）与沙门·韦达纳吉（Shamen Vidanage）；巴基斯坦的乌思曼·伊夫提哈（Usman Iftikhar）；南非的简·特琵（Jane Turpie），布拉得·思密斯（Brad Smith）与乌干达的琼·巴尼斯（Jon Barnes），法兰西斯·卡兰佳（Francis Karanja），威利·卡库鲁（Willy Kakuru），露茜·里安苟（Lucy Lyango），安德鲁·马琳嘉（Andrew Malinga）与柏里犹斯·马富穆波（Julius Mafumbo）；柬埔寨的罗思·赛拉瓦（Ros Seilava）与恒丕里（Heng Pearith）。我们还要感谢海尔·博坎普（Ger Bergkamp）参与指南的编撰，以及梅拉妮·坎德拉思（Melanie Kandelaars）的设计。

最后，我们要特别感谢英国政府国际发展署、荷兰政府国际合作署，以及世界自然保护联盟（IUCN）水与自然动议对我们工作的支持。

第一章

将生态系统列入水平衡方程

1.1 增加水供给及水净化设备的投资

让所有人得到干净充足的水是人类生存最基本的需求，也是今天可持续发展议程中最为紧迫的挑战。尽管对水的关注已经是老生常谈，且水资源长久以来也早已成为政府和资助机构投资战略的基石，近来重申水基础设施发展和投资必要性的呼声尤为强烈。

例如，在八个“千年发展目标”中，使更多的人获得安全的水供给便是目标之一。《约翰内斯堡行动计划》重申了这一目标，并强调了获得卫生用水和制定水资源综合管理及提高用水效率计划的需求。

全球各国政府都力图通过制定新的水资源政策和投资战略来实现这些目标。在过去的几年中，许多国国际援助和国内资源，包括私人和公共部门的各种财政资源都调配给水资源部门。尽管如此，水基础设施仍需要投入更多的资金。

在水资源的海外发展援助方面，业已重申的投资承诺可能扭转以往水资源投资下降的趋势：即1988年的投资是35亿美元，而到2001年仅有投资31亿美元[1]。在2002年“全球可持续发展峰会”召开之后，欧盟发起了“生命之水”的项目计划，美国宣布在今后三年内为水和卫生设施投资将近1亿美元。联合国获得了额外20项与水相关的项目承诺，总价值至少有2,000万美元[2]。

“水投资方面已重申的投资承诺是否足够；且这些投资是否投放在正确的地方和针对合适的人群？”

这些新投资遍布全球大部分地区。在2002年，亚洲发展银行通过绿色通道为“亚洲国家城市水计划”贷款500万美元。由非洲发展银行主办的“非洲水基金”也启动了一项至少需要5亿美元的投资项目。去年8月，泛美发展银行和荷兰政府为拉丁美洲和加勒比海地区创立了一项1000万美元的“水伙伴合作项目”。

最近，世界水基础设施筹资专家组建议：如果要实现“千年发展目标”，流入水部门的资金必须至少要翻一倍[3]，并且已经有很多迹象表明各国政府正在尽最大努力满足这些资金需求。

然而，就在水部门这种良好发展趋势存在的同时，问题依然存在：这种资金投资够了吗？他们实际上是否能真正惠及需要洁净水的地区和人群，并维持他们的生计呢？

1.2 被忽视的生态系统产品和服务功能

新的投资和发展方面的努力，特别是对贫穷群体安全供水的重视受到了欢迎。但是，要实现全球发展目标，很明显一个重大的挑战是要合理利用和管理这些新的财政资源，要迎接这一挑战需要我们改变我们的视角来审视水基础设施的投资。

一个成功的根本先决条件是规划者和决策者综合计算环境要素价值的能力，特别是自然生态系统与水供需

的联系等因素。尽管健康的生态系统对保障水供给至关重要而水供给对维持健康的生态系统也同等重要，在水的讨论和实践中我们却长期忽略了对生态系统状况和水基础设施之间的关系的认识。

值得关注的是，“千年发展目标”将逆转环境资源丧失的需求和改善安全水供给的需求联系在一起。然而，这种关系从来没有被清楚地表述过，或深入地探讨过。

“一个成功的根本先决条件是综合计算环境要素价值的能力。”

环境需要水的认识也在不断地加强，但决不是广泛的认识。譬如，1993年《都柏林水与可持续发展宣言》和“世界可持续发展实施计划”都强调了维持淡水流以满足环境的需求。同样，这种关系仍然含蓄不明，也没有转化为有实用价值的工具。生态系统在水供给中的地位没有得到应有的重视。简而言之，对水和环境之间关系的认识没有超越污染与水质的简单关系。

将生态系统排除在水的讨论和实践之外最终会使可持续发展和减少贫困的目标走向失败。而这些目标是国际社会倾其力，并做重大的投资以期望实现的：即全民能够高效率、公平而持续地获得水资源及其服务功能。承认生态系统的价值能使我们所做出的努力更具有可持续性。

但是我们还有额外的回报：生态系统的价值还可以提供有利于投资和人类福祉的另一条路径。如果这些价值变为现实价值，则可以将其整合到现有的经济配置中，形成一个新的支持“千年发展目标”的动力、投资和价值链的机制。也许这种努力已超出了本书的范畴，但有偿环境服务的试验和计划已经在孕育中，且可能会引领一个全新的经济领域。

1.3 生态系统的重要性

生态系统在很大程度上仍被排除在水平衡方程式之外，例如如何平衡水资源分配的决策、如何确定水产品和服务的价格、如何获得投资，建设哪种水基础设施等。忽视这一点对而长远的经济和的发展所带来巨大的代价，特别是对世界上最贫穷的人口更是如此。

关于水分配、定价、投资的决策常常是通过满足不同水需求的经济回报，与水供给的经济成本的比较来决定的。传统的古训认为水应被分配到能产生最高使用价值的方面，并以最低的水基础设施投资获得最高利润为原则。此外，还认为在对水的产品和服务定价上应考虑供给的成本和需求的价值。

在供需两方面，虽然生态系统总是其中的重要组成部分，但常常被忽视。

生态系统虽然需要水维持，却为人类的生产和消费提供了多种多样的产品和服务功能。例如鱼类、木材、燃料、食物、医药、庄稼及牧场。在水平衡方程式的供给方，自然生态系统如森林、湿地生态系统会提供重要的经济服务功能，即保持水供给数量和质量。此外，他们也有助于减缓、转移与水有关的灾难，如洪水干旱。与人为的替代方式相比，生态系统常常能提供更有效的，更高效益、更公平、更实惠的生态系统的产品和服务功能。然而，在进行以水有关的决策和制定投资计划时，生态系统常常不能分配到足够的水量和资金。

“已经证明：很多情况下在与水有关的决策中财政和经济没有达到最佳状态”

最需要关注的是，经济规划人员在做水资源价值核算时对生态系统重要性的反应迟钝。经济上的争辩（如使用水的回报，或提供某种水服务的成本）和经济上的决策支持工具（如成本效益分析和其他类型的投资评估）

是确定水量分配、使用和获得投资的重要的决定因素。然而，很少有人认识到这样一个事实：生态系统才是水的真正使用者，是水供给链中的经济因素，是构成水行业投资的基础部分（虽然经常缺乏资助）。生态系统的价值很少包括在制定经济决策的过程中。

有鉴于此，与水有关的决策在很多情况下并没有在财政和经济上达到最佳状态。不仅对投资者和水开发者是这样，对那些需要干净安全的水供给的人群也是这样。例如，当生态系统被排除在水平衡方程式外时，大量人口将会失去很多重要的由生态系统用水而产生的产品；或者，由于没有对维持水的数量及质量的生态系统投资，使得水基础设施发展的寿命和未来的收益下降，或增加了维护成本。

实践经验告诉我们，由于在与水有关的决策中没有综合考虑生态系统的价值，从而导致重要的生态经济产品和服务功能的丧失，造成了水的用户、投资者或发展机构在相当长期的一段时间内无法承担的费用。经验也告诉我们，与此相反的是，投资于生态系统产品和服务功能是一个减少成本增加回报的良策。

1.4 将生态系统视为水行业的一部分

如果要实现“千年发展目标”，如果要使水行业所有的新投资能发挥其最大的潜力，如果要使最贫穷的人群真正以公平、便宜的方式来获得充足干净的水，那么主要的挑战就是要克服对生态系统价值的忽视，并将生态系统纳入到与水有关的决策过程中。

开发经济学的工具，认知生态系统在水资源供需中的作用就是这个过程的核心。这也就意味着要将生态系统看作是水基础设施的一个经济学的成份。

“投资于生态系统的产品和服务功能是一个减少成本、增加回报的良策”

《价值》一书正是回应了这一未来的愿境，提出了将自然生态系统包涵在水开发的经济规划中的一系列实用工具和技术。本书讨论的是如何将生态系统作为水资源的经济使用者和供给者进行评价，以及怎样把由此而产生的信息用于影响与水相关的决策。《价值》一书的最终目的是展示怎样评价生态系统在水平衡方程式中的价值，才能帮助我们更好地实现为所有人提供干净充足的水的宏伟目标。它也警告我们在决策、制定政策、开发市场和确定价格中忽视生态系统价值会造成严重的经济后果。

为实现上述目的，《价值》一书跟踪了一系列的事件，这些事件最终没有把生态系统作为水基础设施的经济组分纳入水的开发过程。它突出强调了决策过程中忽视生态系统价值和所产生问题，探求可能用于克服和解决这些问题的经济方法。本书中的每项技术具体针对决策过程和生态系统的经济评价中的不同阶段。

自然生态系统常常作为水的直接来源而被使用。照片中是一名妇女在马达加斯加潘加兰运河中沐浴

《价值》一书提出了一系列的逻辑步骤，其中提出了将生态系统作为水基础设施的经济因素考虑的必须条件：

- 首先，强调了调正资产负债表的问题，以保证把生态系统作为水供给链中的经济因素和经济上的用水者。在与水有关的决策过程中的一个主要问题是：似乎从来都没有明确过生态系统和水之间的关系，或没有从经济学的范畴来准确地阐述过。对生态系统价值的低估已反过来惩罚了水的投资者和使用者，且削弱了实现可持续发展目标的基础。第二章中介绍了生态系统、水和经济之间的联系，并提出了一些有用的指标以论述与水相关的生态系统的经济价值。

- 在定义并介绍一种评估与水相关的生态系统的总体经济价值的框架后，下一个步骤就是考察这些价值的各个独立组成部分，再累计求出收益和成本。这为主要针对决策中对信息需求，亦即获得足够的数据，使得生态系统的产品和服务功能可以从经济的角度来计算，并把他们和总体经济中的其它活动和行业进行比较。第三章列举了一些量化的方法，这些方法可以用于把生态系统作为水基础设施进行评价。

- 下一步就是确定生态系统价值，把成本和收益数字转化为有用信息为与水有关的决策服务。传统的投资评估和经济分析技术在计算各种计划、项目和政策的收盈、经济活力和可持续性时并没有包括生态系统的收益和成本，而仅是权衡资金、土地和资源的不同利用方式的相对适于程度。第四章确定了一些用来描述与水有关决策评价中生态系统的价值的测量、标准和指标。

- 在确定用于计算生态系统水基础设施经济组成部分的技术后,生态系统价值就能被稳固地纳入与水有关的决策议程中。但是在从决策到行动的过程中,表述生态系统与水的关联的经济价值不是我们的最终目标。具体的现实状况告诉我们所产生的信息还必须有政治的、政策的、沟通交流的、意识的和能力的支撑框架。第五章讨论另外一些工具和方法，可以用来说服相关利益群体和决策者。通过改变工程设计、项目规划和政策形成的方式，这些工具促使生态系统的价值成为水行业的一部分。

第二章

调整资产负债表

在谈及经济评价的技术之前，回过头来考察决策的框架，将会有助于改善决策。这需要承认生态系统和水之间有不同联系，了解他们是怎样维持大范围的生产和消费过程的。承认健康的生态系统带来的一系列的收益，对于实现可持续发展目标，明智地投资于发展项目和实施生态系统价值评估是有必要的。在这一框架内，为了有效地应对某个与水有关的管理问题，评估研究就需要选择特定效益来评估。

2.1 生态系统与水密不可分

当我们评价生态系统的产品和服务功能时，我们必须深入准确地考察什么是我们所需要的内容。一项评价工作基本上要涉及生态系统的功能，即生态系统所发生的生物物理过程，正是它们产生了人类所需的特定产品和服务功能[4]。这也可以简单地定义为物种及其所组成的自然生态系统系统所创造的条件和所形成的关系维持和满足了人类生活的需要[5]。在水领域中，这种关系转换为生态系统对水的供给和水质的保障，以及生态系统通过用水来生产的其他经济产品和服务功能。（见表格 1）

不言而喻，服务功能的性质和数量取决于生态系统的类型、大小、复杂性和物理特征、状态和管理方式——不同的土地利用方式[6]。尽管如此，我们仍然有可能将与水有关的生态系统的产品和服务功能分成两大类：一类与水的供给相关，另一类与水需求相关。

供给方面：在水供给链各种组成部分中，生态系统所提供的服务包括：

- 保持水循环与水供给，例如水源补充、水储备和水流调节。
- 调节水质量，例如废水净化、沉积控制和淤积控制。
- 最大程度地减少与水相关的危害和灾害，例如分洪、保持旱季和旱灾期间的水供给。

需求方面：在有关水需求或用水方面，生态系统所提供的产品和服务功能包括：

- 保持水生和陆生资源的生产力及所提供的相关产品，例如，渔业、种植、牧场和林产品。

当讨论生态系统、水和经济的关系时，上述的产品和服务功能我们必须要考虑到。

表1. 森林和湿地：生态系统的水服务功能[7]

湿 地	森 林
水供给和水流调节 通过在水循环中起作用，河流、湖泊和地下含水层提供了可更新的淡水水源。大部分类型的湿地储藏、调节和补给地表、浅层地下水和深层地下水。通过担任水库和海绵一样的存储水，湿地还可以在长时间内均匀释放水，平缓水流峰值，因此有助于减轻下游的洪灾。在旱季，他们可以充当储备水库，逐渐释放水来维持径流。	**水供给和水流调节** 森林覆被有助于减弱降雨的影响。森林植被可以保持水，这意味着水缓慢地渗透到土壤，稳定地流入溪水和河流。森林土壤也常常比非森林土壤具有更高的储水能力。通过减缓地表径流的速率，森林有利于最大限度地减少洪水，且有时候在旱季还能增加最小流量。
水质 很多类型湿地可以吸收、过滤、处理和稀释营养物质、污染物和废物。他们常常有很高的营养保持能力，并且能有效地去除细菌和微生物。湿地植物以物理、化学和生物的方式消除污染和收集沉积物。固体悬浮物、污染物和病原生物在湿地的底沉积物中累积并分解，湿地还有助于稀释污染物。	**淤积和沉积物控制** 地表覆被、林下植被和枯枝落叶层能保护土壤不受穿过树冠的降水的影响。庞大的根系有助于更坚固地保持土壤，阻止滑坡。总起来，它们能减少通过水流通过河道运输的淤积和沉积物。
水生生物生产力 湿地在食物链中占据着重要的生态位。他们为所有形式的生命提供丰富的营养物质，包括鱼类。湿地还是淡水或海洋物种所偏好的繁殖地和保育场所。从湿地中可以收获多种多样的产品，如鱼类和其他的水生物种、建筑材料、燃料、野生食物和药材、饲料和牧草等等。	**水质** 森林土壤比其他大部分土壤都要湿润，含有更多营养物质，这使得过滤污染物成为可能。净化并促进森林生长。

2.2 生态系统服务功能对经济的贡献

这些需求和供给双方之间的关联不仅仅是生物的、生态的或水文学方面的，生态系统的用水和供水还支撑着一系列的生产和消费过程——正因为如此，他们通常具有很高的经济价值。这些生态系统的供水价值往往反映在经济产出、生产过程和消费过程中，以节省成本和降低开支的形式体现。这些价值通过很多不同的方式累积，并受益于众多不同的群体和行业部门。

“淡水生态系统常常具有很高的经济价值”

例如，湿地资源养育着大量的人口，特别是较贫困的群体，由湿地的服务功能所提供的水供给和水质保证的效益，是维持城乡地区生活标准的根本基础。乌干达帕里沙（PALLISA）地区的湿地就是这种贡献的最好例证。

案例1．基于水的生态系统对乌干达帕里沙地区城乡生计的价值[8]

帕里沙地区位于乌干达东部，拥有50万人口，占地近2,000平方公里。该地区三分之一（或71,100公顷）的面积是湿地，这些湿地成为当地生计系统的重要组成部分。然而，尽管湿地产品和服务功能产生很高的经济

效益，但他们的价值却鲜为人知。其结果是湿地常被该地区和国家的规划者视为"废地"，而不是自然资本的价值储备。如果这种储备能得到可持续的和明智的利用，则能够为当代和后代生产稳定和持续的经济效益流。

帕里沙及其湿地周边的泛滥区和退潮区大部分都用于自给自足农业，主要用于种植水稻和放牧。湿地给当地的社区提供多种多样的其它效益，如手工艺品和建筑材料、鱼类和野生蔬菜等食物源、治疗各种病痛的药材和便利的运输条件。湿地还给农民和该地区的城镇人口提供其它有价值的服务功能，如控制洪水、净化水质，并维持着城镇、工业和农业灌溉的全年用水。

总的来说，湿地每年可给帕里沙地区带来巨大的经济价值，产品和服务功能达到3,400万美元（大约每公顷500美元），其中包括直接和间接价值以及加工和出售湿地产品的增值价值的总和。尽管利用和出售湿地资源也给当地带来相当部分的收入，并给地方政府带来收入和节省成本，但大部分的价值体现在家庭层次的基本生计中。

湿地资源有特别高的价值，不论是从绝对意义上来说，还是相对于人们的生计来源，特别是对贫困人口、弱势群体和妇女而言都是如此。除了在人们日常收入和生活中占很大比例外，在旱灾、旱季和和缺乏其他生产来源（如庄稼）时，他们构成了的一个至关重要的退路和保障。湿地服务功能也提供了经济发展的重要支持来源。具体而言，湿地供水和保障水质的服务起着重要的作用，填补了因快速增长的城镇人口的基本服务水平要求与目前政府尽力能提供的基本服务水平之间差距。

巴基斯坦印度河三角洲的证据说明一个事实：从小村庄到各个大行业的成百上千万的人口都依赖水生资源和靠水维系的生态系统所提供的产品、收入和就业。

案例2．巴基斯坦印度河三角洲对生态系统不适宜的淡水分配的代价[9]

巴基斯坦广袤的灌溉网是由3个主要储水水库，19座堰及石坝，43个总长为57,000千米的运河，89,000条总长超过1,650,000千米的水道所构成。他们哺育着1500万公顷的农田，使国家拥有全世界最高的灌溉率，及灌溉农田和"雷响田"的比例，所以灌溉用水占河流取水总量的绝大部分也就不足为奇了。

印度河是巴基斯坦最重要的水系之一，其总长超过3,000千米，流域面积约有950,000平方千米，总计可用淡水流量为1,800亿立方米。在过去的60年中，印度河上游地区修建了一系列的水坝、堰及灌溉工程，灌溉着巴基斯坦80%以上的灌溉土地。

由于上游取水，不能留出足够的水量给下游，在印度河汇入阿拉伯海的入海口的三角洲地区，水量不足以维持的自然生态系统。结果是这一区域的土地不再适宜农业，可饮用水源十分稀少或完全丧失。三角洲口的萨挞（THATTA）的红树林被严重破坏，约三分之一的土地受到海水倒灌的影响，有12%的可耕种土地彻底丧失生产力。

由于缺乏足够的淡水流入，导致生态系统的退化，已经给经济带来了破坏性的影响。印度河三角洲地区众多的利用土地和资源的机遇已经减少或不复存在，包括农耕、牲畜养殖、渔业和林产品采集等。这影响到从红树捕捞鱼类的收益，其价值高达每年2,000万美元，损失薪柴的价值超过50万美元，损失草料和牧草的价值约150万美元，以及价值成百上千万的农作物生产。由于四分之三以上的当地人口以这些产品为生的，造成的结果是大量的人口不得不迁出该地区。

2.3　生态系统的价值在决策过程中被忽略

不幸的是，虽然生态系统有高额的经济价值，水行业和其他经济发展部门的决策者和规划者依然没有重视这些效益，依然在低估生态系统的用水需求和供水的经济地位。

事实上，并不是因为水生态系统没有经济价值，而是我们对这种价值的认识还很肤浅，而且也从来没有明确地论述过，在决策过程中常常不给于考虑。传统经济分析的法则是："最好"或最有效的资源分配就是要获得最高经济回报。然而这条法则并没有完全付诸于实践：在计算不同的土地、资源和投资方案的经济回报时，大部分的计算都没能正确地处理生态系统的价值。因此这种工作方式及结果是不完整的。

“生态系统的价值没有得到充分的认识，也没有明确地论述过，且常常被排除在决策过程之外”

在土地使用决策、水资源分配和规划基础设施发展的过程中低估生态系统的价值将使生态系统边缘化了。决策者过去很少把管理生态系统的经济和财政效益作为水基础设施的一部分，也几乎没有看到由于生态系统恶化和服务功能丧失而产生的经济和财政成本。

低估生态系统的价值是一个普遍的问题。就像上述案例中所讨论的一样，许多湿地象帕里沙一样被继续开垦利用，因为湿地被看成是一种不经济的土地利用方式，换成其他方式可能获得更好的发展且产生更大利润（案例1）。河流下游的生态系统得不到足够的淡水分配，因为与农业灌溉所带来的短期的利益相比，这种水的使用并没有被认为是高产的利用方式，比如印度河比三角洲的例子（案例2）。投资评估、项目评估和政策分析中绝少把投资于生态系统的经济效益看作是水供给的一部分，或是由于水分配不足而导致的生态系统退化和丧失而带来的经济成本。

忽视生态系统的价值已经对能自身提供水产品和其他服务的自然生态系统带来了破坏性的影响。缺乏资金和水补给一直困扰着生态系统的维护，并受到许多破坏性的土地利用和资源利用的威胁。此外，由于低估了生态系统的价值，与水有关的决策一直是建立在部分信息的基础上，使得决策更偏重于短期（且常常是不可持续的）发展的目标。

“低估生态系统的价值会破坏水的可用性、减少与水相关的效益，不能实现可持续发展的目标。”

由于缺乏生态系统价值的有关信息，已经使得相当部分的资源配置不合理，无法计算的资源浪费，导致巨大经济成本的增加[10]。低估生态系统的价值影响了自然生态系统本身的地位和完整性，也面临着破坏水的可用性、减少与水相关的效益，不能实现可持续发展的目标的危险。

2.4 计入生态系统的价值使投资者受益

水用户和投资者希望获得未来报偿和回报，很多情况下低估生态系统的价值在经济上被证明是目光短浅。越来越显而易见的是，现在对生态系统的投资能够保障未来的收益，还可以节约较为可观的费用。例如，对生态系统进行有效的管理以提供水服务功能，有利于延长水坝和水库的寿命，保证未来生活与工业用水的供给，并保持商用鱼类和植物的生产力。

大量的事实已证明，有效管理生态系统比利用人工的设施更经济有，当生态系统的基础产品和服务功能丧失后，用人工技术和措施来补救费用会更高。例如，保护河流上游的森林与森林服务功能的成本，要比投资建过滤和去污处理工厂或是采取昂贵的清淤活动相比，其成本要低得多。保持湿地来控制洪水比重新修建被毁坏的道路、桥梁或建筑更经济。对水投资者来说，未来的效益下降，成本上升以及额外补救措施的投入都将付出更加昂贵的代价。这些投资都会或是通过提价或是通过降低服务质量，最终都将转嫁到消费者即最终水用户身上。现实中没有人可以从生态系统的丧失和恶化中长远受益。

“现在对生态系统的投资可保障未来的收益”

据估计，全球13%的土地面积需要保护以保证水供给，而且随着全球人口的增长，这一面积还会扩大[11]。尽管这样做会有巨大的经济效益，但这一目标还远没有实现。例如，在美国俄勒冈州的波特兰、缅因州的波特兰和西雅图的华盛顿，人们已经发现，在流域保护上每投资1美元，就可以节约用于建设水处理和过滤新设施的费用7.5–200美元[12]。通过对卡茨基尔（Catskills）地区上游森林的保护，纽约可望节省价值为40–60亿美

元的保持城市水质的基础设施投资建设[13]。在老挝首都万象，湿地每年提供削减洪水和处理废水的服务功能，价值为200万美元[14]，这是现有城市基础设施不可能提供的。据测算，这些生态系统服务功能节省了很大一笔投资，包括避免了1,800多万美元的损失和使用人工技术投入以保证相同功能的150万美元[15]。

2.5 承认生态系统价值有助于实现可持续发展

低估生态系统价值也会影响可持续发展，特别是对实现扶贫目标的影响。而这一目标是现今政府制订社会经济政策和捐助机构援助计划的驱动力。

从地方、国家和国际的层面来看，在涉及经济增长、减少贫穷发生率、改善水和卫生设施条件等领域已经设定了一系列明确的目标。从全球范围来看，世界可持续发展执行计划和“千年发展目标”的主旨是：到2015年，将全球每天收入低于1美元的人口减少一半，这些人口承受着饥饿，无安全饮用水，缺乏基础卫生设施。承认生态系统的价值并相应对其投资，对于实现这些目标并长远地完善可持续发展的指标至关重要。

直到可持续发展和减少贫困的目标得以实现为止，生态系统及其所提供的与水有关的产品及服务功能将继续为最贫穷的大众提供一条至关重要的生命线。目前仍有超过10亿的人口无法获得安全饮用水，有多达30亿的人口没有基本的卫生服务[16]，8亿人口长期处于营养失调的状况，全球大约三分之一的人口缺乏粮食安全[17]。生态系统所提供与水相关的产品和服务功能，常常是最贫穷的人口可以获得或偿付得起的惟一来源，是他们困难时的唯一靠山，是他们洪灾旱灾之时的唯一保护。

“生态系统将继续为最贫困人口提供至关重要的生命线”

印度人民在恒河中早沐是生态系统存在价值的最好例证

生态系统提供的与水有关的产品和服务功能对于可持续发展有着很大的裨益。例如在老挝，全国1/3到1/2的蛋白质消费总量来源于鱼和其他水生动，为全国1/5的农村人口提供收入和生计，其测算的价值达到每年1亿美元[18]。在乌干达，使用内陆水资源的价值达到每年3亿美元，森林流域的保护功能和水土流失防治功能对国民经济的贡献每年超过1亿美元，全国大约有100万的城市居民依靠自然湿地的废水截污和净化服务[19]。在非洲南部的赞比西河盆地开展的工作表明，自然湿地在减少与水相关的破坏性损失方面具有300万美元以上的净价值，地下水补给方面相当于1,600万美元的价值，在水净化处理服务方面产生大约4,500万美元的价值[20]。

通过提供这些基础的产品和服务功能，生态系统创造出非常可观的经济和发展价值。这些价值对最贫穷人群的基本生产和消费尤为重要，因为这些群体没有能力从其他地方获得类似的服务或产品。忽视这些效益将会危及到经济上十分重要的产品和服务提供，而它们在人类、可持续发展和扶贫方面具有非常的价值。

2.6 用总经济价值来评估水与生态系统的关系

显而易见，低估由生态系统所提供的具有经济重要性的产品和服务价值，已经被证明是一种非常昂贵的做法。这样会破坏环境，损害可靠的洁净水供给，危害许多人、产业和投资者的利益。忽视生态系统所提供的产品，意味着所做出的经济决策最终会减少维系生产、消费和支撑生命的价值源泉。这种忽视会带来长期性的成本，例如利润下降、缺乏食物安全、支付高额费用以替代因生态系统服务功能丧失而导致的影响或损失。

如果将来想避免这种成本，保证水使用者和投资者的经济和财务效益，那么生态系统水价值概念的构建、表述和分析的方式就必须做出重大的转变。

造成生态系统水功能价值被低估的主要原因是，效益定义在传统经济价值概念中一直是很狭隘。经济学者们往往只看重生态系统中可在正规市场中交易的原材料和物质产品的价值。然而这种直接利用的价值仅仅是生态系统总体价值的很小一部分，其总价值所产生的经济效益和服务功能远远超过物质产品或上市交易的产品。

在经济价值的概念中排除这些更为广泛的效益，意味着一些由生态系统产生提供的与水相关的产品和服务功能最重要的价值被忽略了。尽管它们具有很高的经济价值和重要性，很多生态系统的产品和服务功能并没有以直接贸易的产品或原材料的形式体现。可以概括地说，在确定水量分配、水利用和水发展的经济和财务计算时，这些价值没有被纳入考虑。

幸运的是，长夜之后还有黎明。近几年来，经济学的定义已经有了进展。现在的定义能更好地处理生态系统的产品与服务功能，包括与水有关的产品与服务功能。总经济价值的概念大约在10年前得以引入[21]，现在已成为识别和判别环境效益最为广泛使用的框架之一[22]。

“总经济价值的概念涵盖了生态系统的多种价值”

总经济价值为考察与水有关的生态系统产品和服务功能的价值，并将其计算在经济评价中提供了一个有用的框架。考察生态系统的总体经济价值从根本上涉及到全面考虑它们作为综合系统的全部特征，包括：资源储备即资产、环境服务功能的流向以及生态系统作为一个整体的各种属性。换而言之，它涵盖了全部生态系统所产生的各种不同的、现有和未来的、销售性和非销售性的与水有关的产品和服务功能：

广义上，生态系统的水服务功能的总经济价值包括（表格2）：

- 直接价值：基于水或有水支持的原材料和物质产品，它们可以直接用于生产、消费和出售。例如能源、庇护所、食品及农业生产、木材、医药、运输和娱乐游憩环境等。
- 间接价值：维持和保护自然和人类系统的生态环境服务功能，例如保持水质和水流量，防治洪水和抵抗暴风雨，保存营养和稳定小气候，以及所支持的各种生产和消费活动。

- 期权价值：维持大量将来有用的保证价值，各种基于水或有水支持的物种、基因资源和景观的价值，其中一些价值目前可能是未知的。例如，休闲的、商业的、工业的、农业的、医药的应用和以水为基础的发展。
- 存在价值：不考虑现有或将来使用的可能性，那些与水有关的内在价值及组成部分。例如文化的、美学的、遗产和传承的价值。

表2. 水生态系统的总体经济价值

实用价值	*非实用价值*
直接价值 可直接用于消费和加工的产品：如木材、饲料、燃料、非木林产品、鱼类、肉类、药物、野生食品等。	**存在价值** 资源、景观的内在价值，如文化、艺术和传承的意义等
间接价值 生态服务功能，如防治洪水、调节水供给及水流量、固碳、保持营养和调节气候等。	
期权价值 目前未知但未来有直接和间接用途的资源与自然风景的保证价值。	

2.7 界定评价的范畴

总体经济价值的概念有利于界定评估研究中的大量参数，有助于评估一个特定的生态系统与水产品和服务功能之间的经济联系。然而，没有必要、也不适宜、甚至是不可能量化一个生态系统总经济价值中每个组成部分。仅在很少的情况下，研究总经济价值才会对相关政策有用。例如：只有在一个生态系统面临彻底的或不可逆转的破坏时，或者加强人们对生态系统在整个经济中多重价值的意识时才有研究总经济价值的必要。

“针对水管理面临的问题，评价生态系统特定的价值。

然而，在绝大多数实例中，重点只会针对生态系统总经济价值中的某些因素，至于是哪些因素，评价要深入到何种程度则在很大程度上取决于所针对的水管理的目标、焦点、问题以及正在分析的决策类型。例如，在很多情况下，根本就不可能用货币的形式来表述期权价值或存在价值。在一项评估森林流域服务功能对下游水力发电项目的经济价值时，量化使用木材和非木材产品的回报可能就没有用也没有必要。展示生态系统恢复项目的合理性时也许只需要注重生态系统资源对贫困家庭或当地经济的直接价值即可。

在随后的第三、四章中介绍的生态系统价值评估的例子说明了一点：案例描述的是评价生态系统总经济价值中的部分价值，以便针对特定的目标和管理问题，或者针对不同类型的效益、成本、和受益人群。

第三章

将生态系统作为水基础设施进行评价

正是在这个总经济价值评估的框架内，水与生态系统之间的联系可以从经济的意义上得到最佳的理解和表述。总经济价值提出了一项评估生态系统对于水的经济效益的框架，框架还可以用于选取那些形成某一研究焦点的效益。

在定义了生态系统对于水的总经济价值后，下一步就是要通过数字形式来表述生态系统价值，以填补以往的空白。多年以来我们还没有这些方法，即便在有经济规划者和决策者也很少采用他们。

“有许多方法可以用于评价生态系统的效益”

在过去十年中，在总经济价值的定义和概念构建方面取得进展的同时，量化环境效益和将效益以货币的形式表述的技术也有了长足的进步[23]。现今有许多评价生态系统水功能多重效益的方法，后面的章节将分别对描述介绍这些技术。

3.1 量化生态系统价值以服务于决策

毋庸置疑，在做与水有关的决策时，生态系统的价值被低估了，并由此损害了水行业的目标及利益。然而，有人会问为什么有必要将生态系统的效益以货币的形式来表达，有众多的因素影响着水的决策，而且生态系统在水的供求关系中许多方面的作用被低估了，如在社会、文化、精神上所扮演的角色。那么，为什么重点要放在货币价值的评价上呢？

一种回答就是：经济上的考虑仍然是一个强有力的决定性因素，它决定人们如何行为、如何决策和如何制定政策（生态系统价值评估的作用在经济决策支持工具，如成本效益分析将在第四章中讨论）。货币也是一个基本的、有可比性的经济价值指标。有鉴于此，经济评价能提供令人信服的论据，把生态系统放在与水有关的议事议程上，尽管它不是在做与水有关决策时唯一要考虑的因素。用一些可以和其他的经济部门和活动相同的指标术语来判断生态系统的效益也是一种很好的方法。

“在投资评估中，经济评价使得生态系统的产品和服务功能与其他的行业具有可比性”

评价的基本目标是判断人们的取向：人们愿意为生态系统的产品与服务付出多少，以及他们认为生态系统的产品与服务功能的的变化所带来的改善或恶化的程度。通过表述这些取向，评价的目的是构建一个可比的基准。由此，在评估投资、计划活动、制定政策和开发利用资源等决策中，生态系统产品和服务功能也与其他经济行业的因子一样，具备了可比性。虽然更好地理解生态系统的经济价值并不一定有利于生态系统的保护及可持续利用，但至少它使生态系统可以与水、土地、资源和基金的其他可能的利用方式一样，被认为是经济生产系统。

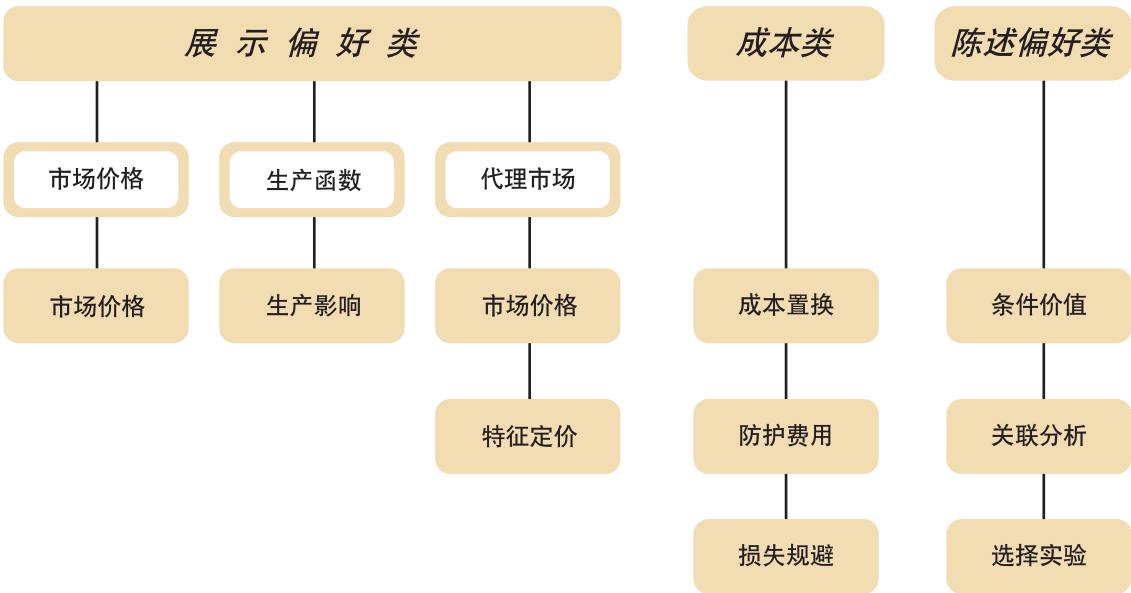
3.2 生态系统价值评价技术综述

现今有大量的方法可以用于评价生态系统总经济价值的各个组分，最常用的可以大致归为五个主要类型：

- *市场价值法*：此法考察生态系统产品与功能功能的市场价格。
- *生产函数法*：这些方法包括对生产影响的评估，即将实际商品或服务的产出与生态系统提供的产品和服务质量和数量变化联系起来，通过分析两者之间的生物物理或计量—反应关系，来评估生态系统价值。
- *代理市场法*：这些方法包括：旅行成本法、特征定价法，考察人们在其他市场产品与服务的来间接反映出生态系统产品与功能的价值。
- *成本类的分析方法*：这些方法包括替代成本法、防护费用法及损失规避评估法，他们着眼于市场折衷成本或为获得生态系统的产品和服务功能所避免的维护成本。
- *陈述取向类（意愿调查类）方法*：此法要求人们直接表述他们的取向，而不是通过市场的生产量和消费量来揭示人们对生态系统产品和服务功能的取向。最为人所熟知的方法是条件价值法，用得较少的陈述偏好类中的关联分析法和选择试验法等。

在 2003 年大旱期间，印度纳特瓦尔伽德（Natwarghad）村的居民聚集在一口巨大的水井旁取水

图1. 常用的生态系统评价方法分类图示



以下几部分将介绍各种方法在实践中运用来评价生态系统水功能的价值进行叙述。

3.2.1 市场价格法

方法概述

评价任何产品或服务的最简单、最直接、最常用的方法就是考察其市场价格：花多少钱才能买到，或多少钱可以卖掉。在一个运行良好的竞争性的市场[24]，这些价格取决于相应的供求现状，价格反映了产品或功能的真实稀缺度，并等同于其边际价值[25]。

"最简单的方法是考察产品和功能的市场价格"

理论上，市场价格法适用于任何可自由买卖的生态系统的产品和服务功能。而它尤其适用于评价与水有关的生态系统资源和产品，例如：木料、薪材、渔产或非木林产品。赞比西河盆地的案例就用此法估算了湿地产品，包括农作物、家畜、渔产和旅游的价值。

案例3. 使用市场价格法评估南非赞比西河盆地的淡水湿地[26]

赞比西河流经安哥拉、赞比亚、博茨瓦纳、纳米比亚、津巴布韦、马拉维和莫桑比克等南非国家。它贯通众多湿地，共同生产着许多具有经济价值的产品和功能。依赖于湿地而生产的产品和服务功能包括洪泛区的农业、渔业、野生动物、牧草业、森林资源、天然产品及药材、生态旅游等。

有一项研究运用市场价格法，评估赞比西湿地的产品的价值。研究首先列出了每片湿地产品和服务功能的清单，然后运用市场价格来计算各处湿地所产生的价值。具体如：农作物和家畜产值来评估；捕渔业用当地的出售价格来计算，以及用旅游收入和使用收费来计算野生动物的价值，湿地产品的市场价格则应用于自然资源的使用情况来评价，假设捐赠机构的资助则反映生物多样性的保护价值。

扣除投入和其它生产成本后就可计算出湿地资源的边际价值。假设所有湿地的土地和资源利用的强度和广度相同，从而推算总体使用价值，其结果是：位于赞比西河盆地主要的10片湿地的边际价值达1.45亿美元，即平均每公顷48美元。

数据采集和分析的要求：

运用市场价格法评价生态系统产品和和功能时，要分三个步骤收集和分析数据：

- 确定使用、生产和交换的产品数量；
- 收集他们的市场价格；
- 数量与价格相乘得到价值。

这些数据一般比较容易收集和分析。市场信息，如历史趋势，可以从多渠道获取，包括政府的统计数据、收入与消费调查或市场研究调查。大多数情况下有必要用原始数据对这些二手数据进行核实与补充。例如通过市场核实或进行某种形式的社会经济调查等。

在应用这项技术方法时，要注重把握数据覆盖的时间段，以及生产者或消费者的抽样样本。需牢记各种因素变化的可能性，即价格、消费和生产会有季节性的变化，在不同社会经济群体之间存在着差异，在不同促销阶段和增值链之间的差异，以及在不同地点间的差异。

适用性、优势和缺点：

此法基于观察实际的市场行为，其最大优势就是使用相对简单。该方法几乎没什么假设和详尽的模型，只需要做简单的统计分析即可。

"许多生态系统的产品和服务功能没有市场"

一个主要的缺点是，许多生态系统的产品和服务功能没有市场，或是受制于一个高度扭曲与不规则的市场。在这些情形下不适宜用市场价格评价法。

- 生态系统价值如流域保护或养分维持的服务功能极少可以用于出买卖，因为它们有太多公用物品的特征[27]。事实上，市场能否准确地对其进行分配或定价还是个疑问。
- 许多生态系统产品和天然产品的利用还仅停留在维持基本生计上，它们没有在正规的市场中进行交易，仅作为维持基本生计的家用品。
- 形形色色的补助和市场干预扭曲了天然产品或是依赖生态系统的产品的价格。例如，水电补助，中央制定的特别税费如木材，以及由国家控制其价格的基本粮食和消费物品等。
- 由于大多数生态系统产品和服务功能的市场没得到良好的开发，其产品显得没竞争力。当然，价格也很难成为反映其真正的社会与经济价值的指标，就像是天然产品和服务功能一样，具有额外的社会和环境效益附加值，却只有少数的买家和卖家，或者还没有完整的市场信息。
- 在许多情况下，一件生态系统产品即使具有市场及价格，但是不可能量化这种产品生产或消费的数量。尤其是当其使用处于维持基本生计时，自然资源的消费和出售具有季节性和不规则性，一些产品只在一年的特定时间、特定条件下使用，或这些产品的采集和使用有很强的机会性。生态系统的产品也经常作为不可分割总体的一部分被收集和使用，或是具有很高的替代性[28]或互补性[29]。例如，它们只是在其它产品不可用或是价格上无法承受时才使用，或者仅仅是生产其他产品的临时投入。
- 即便是一种生态系统产品或服务功能具有市场，而且可以度量其销售和购买的数量，它的价格还是无法反映它对社会究竟有多重要，也无法反映一些买家实际上愿意支付多少来购买。

在这些情况下，我们通常需要使用在后面几页中介绍的替代评价方法。

3.2.2. 生产率变动评价法

方法概述

虽然很多时候生态系统产品和服务功能并不具备自己的市场,但其他市场化的产品往往需要依赖它们作为其基本投入。例如下游水力发电及灌溉依赖于上游的流域保护功能,渔业需要洁净的水供给,还有许多工业生产将天然产品作为原料。在这些情况下,我们可以通过它们对其他产品生产来源的贡献来评估其价值,并在生态系统产品及服务功能的质量和数量变化后,对这些更大范围的产出及利润的影响进行评价。

"河流下游的水力发电和灌溉需要上游的流域保护"

生产影响评估法适用于作为市场化的生产过程投入的生态系统产品及服务功能,例如流域保护、水质保障或作为原材料的自然资源。以下案例从云雾林的水文价值和洪水控制两方面对农作物生产的贡献进行测算评价。

案例 4.应用生产影响法评价东马达加斯加岛的森林减轻洪涝的效益[30]

曼达迪亚国家公园保存的高地森林,形成了东马达加斯加岛伏依加河的流域区。研究计划用生产影响法对此高地森林的价值进行评价。生产力分析衡量了森林的流域效益,其指标是流域对农民经济增收的效益,这些效益来自于减少洪灾,这与建立国家公园及其缓冲区,减少毁林,因而减少洪灾紧密相关。

研究采用一个三阶段模型来考察经济价值与保护区的生物自然维度之间的联系。首先,建立土地利用变化与下游洪灾发生程度的联系,通过应用遥感技术构建研究区域的毁林历史,并由此确定年均毁林的速率,通过分析河流月径流量的记录确定洪水发生的频率及时间趋势,并量化土地利用变化对洪灾的影响。

第二阶段的工作是确定洪涝灾害增加对农作物生产造成的影响。洪灾对农作物的破坏要通过一系列参数来测算。例如,洪泛区面积,洪水深度、延续时间、季节性及频率。统计研究主要针对水稻种植业,因为它是一种高价值的、与洪灾联系紧密的农业生产方式。

评价研究的最后一个阶段是采用生产力分析的方法对洪灾的破坏进行评价,其指标是生产者盈余额的损失。以洪水对水稻造成的影响为例,通过估算净市场价值的损失,来评价生态系统质量变化所造成的经济影响,。由此发现,曼达迪亚国家公园森林流域保护的净现值高达 126,700 美元。

案例 5. 使用生产影响法评价危地马拉云雾林在水供应中的作用[31]

本研究考察云雾林水平降水,增加额外水源,进入水文循环的服务功能价值。调查研究针对危地马拉斯拉德拉斯米纳斯(Sierra de las Minas)人与生物圈自然保护区云雾林的水文和社会经济效益。有 60 多条永久性河流源于这个保护林区,它们为提供了灌溉、家庭用、工业和水力发电的用水。

研究的重点是云雾林对灌溉农业所提供的水服务的价值。许多农夫和大农场都依赖源于斯拉德拉斯米纳斯人与生物圈保护区的河流来灌溉玉米与大豆等基本粮食作物、甘蔗和咖啡等传统经济作物和瓜类、烟草、豆蔻香料、葡萄以及蔬菜等出口作物。

首先,衡量云雾林中水平降水及相关土地利用对流量的影响。然后进行社会经济调查来确定灌溉的费用并建立可用流量与灌溉面积的对应关系。灌溉用水的价值则通过比较灌溉农业与依靠天然降水农业的生产力来评价。研究假设两河流域有 20–30% 的森林遭砍伐,这意味着被灌溉土地会因水流量的减少而丧失生产力,由此造成的损失估计有 15,000–52,000 美元的农业净收益。

数据采集和分析的要求:

运用生产影响评价法评价生态系统产品和服务功能,采用三步收集和分析数据:

- **确定生态系统产品和服务功能对相关产品来源的贡献,并详细说明特定生态系统产品及服务功用的数量和质量的变化与产出间的关系。**

- 建立生态系统提供产品和服务功能中某一特定变化与相关生产产品的产量与可用性的物质变化之间的联系。
- 对生产变化的市场价值进行评估。

生产影响评价法的逻辑简单，收集和分析生态系统关联生产产量变化的市场信息相对容易（见上面的市场价格评价法）。

此法最困难的方面是测定和量化生态系统产品和服务功能的数量和质量的变化，与关联生产的原料的生物物理或计量－－反应关系。例如：本方法需要详细的数据包括在流域内毁林与特定的土壤侵蚀率、水力发电站造成的沉积率、发电量减少等，或精确地评估湿地生境对水质净化功能对当地渔业产量的影响。要肯定地明确这些关系常需与其他专家进行广泛的咨询，可能还需要进行特定情景实验或野外研究、控制性实验、具体的模型和回归统计分析。

适用性、优势和弱点：

生产影响评价法使用普遍，并已广泛地应用于各种生态系统产品和服务功能的评价。此方法的弱点是采集充分的数据，建立生物物理或计量—反应关系比较困难。这些关系往往是模糊的、未证实的，或是很难用量化手段展示的。应用生产函数影响类的评价法经常需要简化一些假设。

需要额外考虑的是影响产品市场和价格的因素有许多。在使用生产评估法时其中一些因素可排除在外。在有些时候，生态系统提供的产品和服务功能的改变不只导致关联生产的变化，也能对其产出价格产生影响。这个产品可能因稀缺而增加生产成本，有时候生产者和消费者可能转而采用其他产品或技术以应对生态系统提供的产品和服务功能的稀缺。此外，有些因素应排除在统计分析之外，如一些影响生产和消费的非生态系统的产品和功能因素及一些外生因素。

3.2.3 旅行成本法

方法概述：

生态系统作为游憩资源或娱乐的目的地有很高的价值。即使享受这些效益无需直接的费用，人们花费时间和金钱前往游览生态系统。这些旅行消费可被表达为生态系统的游憩价值。我们可以在全面的生态系统层面使用这些方法，综合考虑生态系统的所有属性和组成成分，或某种具体的产品或服务功能，如珍稀野生动物或开发利用产品的机会（如渔业，资源采集，或与其功能相关的活动，如徒步旅行或划船）。

"人们花费时间与金钱游览生态系统"

在下面的两个案例中，通过考察游客旅行的费用来评价热带雨林旅游的价值（案例6）和改善的淡水生态系统的质量（案例7）。

案例6．使用旅行成本法评价哥斯达黎加热带雨林旅游的价值[32]

盟特韦尔德（Monteverde）云雾林生物自然保护区是国内外游客重要的游憩目的地。1988年有3,000多哥斯达黎加人游览了这个保护区。一项研究采用析旅行成本方法，对盟特韦尔德国内旅游价值进行了评估。

准备好的调查问卷被分发给游客，集中收集到自然保护区总部。问卷包含了各种关于在盟特韦尔德观光费用的信息和被调查者的社会经济特征。作为奖励，完成调查表格的游客将获得野生动物照片。

调查将哥斯达黎加的每个行政区作为观察区，用所获得的观光旅行次数除以该区人口，计算出每个行政区的观光率。根据地图上的干线公路和支线公路，测量每个行政区到自然保护区之间的距离。每公里的旅行成本计算包括了直接的现金支付，部分固定成本和旅途时间，然后根据观光率与旅行成本的关系构建了一个线性需求函数。结论是每公里0.15美元的旅行成本，可产出240万到290万美元的年消费者盈余，约每次35美元的国内旅游盈余。

挪威自由流淌的河流可供划船，并提供了一系列的旅游和游憩机会

案例 7.用旅行成本法评价美国净水娱乐环境质量改善的影响[33]

美国的自然保护区计划的目标是减轻农业对环境的影响。为此开展了一项研究，以验证非市场评价模型对各种确定保护计划如自然保护区计划的帮助。研究内容之一是确定改善环境质量对淡水游憩业所带来的影响。

这项研究基于水娱乐、渔业、打猎及野生生物的价值评估调查中得到的数据。调查在4个地区级的抽样1,500份，请被调查者回忆一年到湿地、湖泊和河流旅游的次数，因为水是他们旅游这些地方的理由。然后通过旅游成本法来估算这些旅行次数的花消。

随后，建立了自然保护区计划对改善环境质量以及消费者福利影响的模型。研究发现，美国的淡水游憩业的综合收益每年略多于370亿美元，通过游行成本所反映的自然保护区计划，对环境质量的贡献估计超过3,500万美元，约每公顷2.57美元。

数据采集和分析要求：

运用旅行成本法评价生态系统的产品和服务功能时，可以分六个步骤来收集和分析数据：

- **确定到生态系统观光游憩游客来源的总面积，并把游客来源总面积划分为次区域，每个次区域内旅行成本大致相等。**
- **在每个次区域内抽样调查游客观光生态系统的信息：包括旅程的费用，旅游的动机，旅游的频率，旅游点特征，以及游客的来源、收入、年龄、教育程度等社会经济的变量数据。**
- **获取各区的访问率，并通过这个数据测算分配到当地人口的人均总旅行天数。**
- **估算旅游成本，包括直接费用（如油费、车费、膳宿、装备器械）和时间消耗。**
- **采用回归分析检验访问率与其他说明性因素之间的关系，如旅行费用和社会经济的变量。**

- 构建游客量同旅游成本间的需求曲线模型，预测不同价格下的访问率，并计算游客的消费盈余[34]。

旅行成本法需要一个相对较大的数据量。其复杂的统计分析及模拟法是为了能够构建游客需求曲线。基础数据的获得一般是通过对游客的问卷调查与访谈的形式。这需要想方设法将调查覆盖一年各个季节的不同时段，并要保证游客样本代表不同地点的情况。

适用性，优势和弱点：

旅行成本法的主要用来计算休闲价值，虽然在有些情况下也应用于评价消费生态系统产品的使用价值。

它的主要弱点是它依赖于大量详细的数据，以及相对较为复杂的分析技术。开展旅行成本调查一般比较昂贵而且耗时。另外一个复杂的原因是有多个因素的影响，使得用旅行成本法很难单独区分某个生态系统的价值，要避免高估计生态系统的价值，就必须要考虑这些因素。游客在某次旅游中经常有多个动机和目的地，而其中一些是与研究中的生态系统无关的。他们也经常享受单生态系统的多个方面和各种特征。有时出行的目的不是观光，而仅仅是为了旅行而旅行。

3.2.4 内涵定价法

方法概述：

虽然生态系统本身并不具备市场价格，但其产品和服务功能的存在与否和质量的高低影响人们支付或者提供其他产品和服务的价格。享乐定价技术着眼于因生态系统的产品及服务功能的存在或质量水平不同所造成的价格差异。这种方法常用于考察环境质量和景观价值的不同的两地，其地产价格与工资水平的差别。下例中城镇湿地的价值是通过它对地产价格的影响来评价的。

案例 8. 使用享乐定价法评估美国城镇湿地的价值[35]

本研究旨在评价俄勒冈州的大都市地区波特兰的湿地环境效益。它通过享乐价值定价评估法测算城市居民愿意为居住在湿地附近而支付的资金。

研究使用了将近15,000份观测资料，每份资料显示每次住房的出售情况。每次销售信息记录了与该地产相关的价格和一系列结构的、地产的邻居和环境特征，以及与购买者相关的社会经济特征等因子。湿地共分为四种类型蜒开阔水域型，挺水植被型，森林型和灌木丛型，并同时记录它们的面积及距地产的距离。

第一阶段的分析使用普通最小平方回归法来估算内涵定价函数，即关联地产售价与地产结构特征、邻里特征、附近的沼泽、其他环境资源的愉悦价值。第二阶段的分析包括为居住地构建一个湿地的面积大小与支付意愿的函数。结果表明湿地的毗邻度与面积的大小对地产价格有着显著的影响，尤其是开阔水域类型和大块湿地的影响尤为突出。

数据采集和分析要求：

应用内涵定价法来评估生态系统的产品和服务功能的价值，需要分5步骤来收集和分析资料：

- 确定指标，它将用于测量与特定的工作或与地产相关的生态系统产品和服务功能的质量和数量。
- 将工资与地产价及所有相关的属性（包括生态系统产品和服务功能）的函数关系具体化。
- 收集不同情况下工资和地产的价格数据，以及具有不同生态系统产品和服务功能的数量和质量和面积数据。
- 使用多元回归分析来获取工资、地价与生态系统产品和服务功能的相关性。
- 推导出生态系统产品和服务功能的需求曲线。

享乐定价法需要收集大量的数据，且必须对这些数据进行详尽而复杂的分析。数据一般通过市场调查、问卷调查、访谈等形式收集，以力求涵盖不同的区位情况和时间区间。

“地表水及沼泽的毗邻度对地价有显著的影响”

适用性，优势和缺陷：

此法虽然在理论上能应用于评价任何以工资和地价市场为背景的产品或服务。

实际上将这一方法用于评价与水相关的生态系统产品和服务功能的例子为数不多。其中的一个理由，也就是此方法的一个缺陷，它必须要收集大量详尽的、涵盖影响价格的主要特征的数据集。此外，要把具体的生态系统影响从其他决定工资与地价的因素区分开来常常很较困难。

另一个潜在的问题是，此法有着一个根本假设，即工资和地产价格对生态系统的产品和服务功能的质量和供给具有敏感性。许多情况下地产和就业市场并不是完全的竞争性市场，且生态系统的质量也并不能界定人们购买地产和参与就业的特征。

3.2.5 重置成本法

方法概述：

有时我们可以用人造的产品、基础设施或技术代替、复制某种生态系统产品或服务功能。例如，人工水库能取代天然湖泊，具有污水处理功能的工程能取代湿地的污水处理功能，以及许多天然产品都有人造的替代品。替代某生态系统产品或服务功能的成本，可以视为生态系统帮助节省的开支，作为其价值的指标。下面的两个案例通过分析用人工手段取代湿地的水质功能和生命支持功能来评价生态系统的的产品与服务功能的价值。

案例 9. 使用重置成本法评价乌干达纳凯努波湿地的水质净化服务功能[36]

本研究运用重置成本方法对乌干达纳凯努波（Nakivubo）湿地的污水处理服务功能进行评估。纳凯努波湿地总面积 5.5 平方千米，集水区面积 40 平方千米。它源于乌干达首都坎帕拉的中心工业区，流经密集的居民区，最后注入默奇森海湾的维多利亚湖。

纳凯努波湿地最重要的价值之一是保障坎帕拉城区用水的质量。坎帕拉城中，90%以上的市民使用不到的管道自来水，仅有的污水处理的排水口以及该城的主要水源出水口都在湿地的顶端。纳凯努波湿地就起到了缓冲区的作用蜒城市大部分的工业及废水在流入维多利亚湖前经过湿地的物理、化学和生物作用过滤了其中的营养和污染。它的这些功能是非常重要的蜒经过净化的水流入维多利亚湖，它距离嘎巴（Ggaba）自来水厂的取水口仅有 3 公里。

这一研究考察了以人工技术代替湿地污水处理功能的成本。重置成本包括两部分：将纳凯努波渠道与经过扩充处理额外污水量的污水处理厂连接的成本，以及建设处理附近贫民住宅区污水的成本。调查的数据来源包括国家供水与排水公司、民用建筑工程公司以及一个由资助机构支持的水供给与卫生的项目。该项目已经在附近的城市湿地区域内投入运行。研究还考虑了在某种程度上更有效地管理纳凯努波湿地以加强水处理的干预措施，其中主要是扩展注入湿地的污水管网。这些成本在评价湿地效益的时候已经扣除。研究发现要建设与湿地所提供的废水处理能力相当的基础设施（扩建管网及处理设备等）每年需要 200 万美元。

案例 10. 使用重置成本法评估瑞典马尔特波湿地的功能价值[37]

哥特兰岛的马尔特波（Martebo）湿地在大范围的排水后，导致了其大部分源于生态系统的产品和功能的丧失。本研究通过计算使用人工技术代替这些已丧失生命支持功能的成本来评估其价值。

本研究记录了与马尔特波湿地相关的各种主要的生命支持功能，并评估了替代这些功能所需要的技术。这些服务功能（及其替代物）包括：泥炭沉积（假定用人工肥料和沟渠再排水替代），维持水质水量（安装管道、打井、过滤、质量控制、净化厂、粪便处理、抽水机和水坝），水流调控（水泵和输水），废物处理和过滤（污水处理厂），食品生产（农业生产和进口增加），渔业支持（渔场），以及某些不能替代的产品和功能。重置成本按市场价格进行评估，研究结果显示，替代马尔特波湿地服务功能一年的成本高达 35–100 万美元。

这一研究还有另外非常有意义的一方面，它运用了能源分析估计维系生命支持能力所需要的能源。方法是比较维持替代技术所消耗的工业能源，以及湿地生产和维持相似的生态功能所需要的太阳能。分析结果表明替代技术的能源消耗（每年 15 – 50 千焦耳的石化燃料当量）几乎与生命支持服务功能的损失相当，其测定的指标是植物固定太阳能的能力（每年 55–75 TJ 的石化燃料当量）。

数据采集和分析要求：

运用重置成本法评价生态系统产品和服务功能需要三个步骤收集和分析数据：

- 确定与某生态系统产品与服务功能相关的效益，以及如何适用这些效益、谁在用者、受益的数量与范围。
- 确定最有可能的替代的产品、基础设施和技术来源，它们应能为同等的人口提供同等水平的效益。
- 计算生态系统产品与功能的替代设施的引进和分配，或安装与运行的成本。

本方法的数据收集相对较直接，通常依赖一些二手资料，即某种生态系统产品和服务功能效益或可能替代的物品相关的效益。在大多数情况下，可通过专家咨询、专业估测及补充性的直接观察确定。

适用性，优势和弱点：

重置成本评价法特别适用于生态系统功能的评价。该方法运用和分析简单，有较大优势，尤其是在不可能进行详细的调查和野外作业时，仅有有限的时间，或可用的经济资源十分有限时有用。

“要找到生态系统产品和服务功能的完美的人工替代品较困难”

此方法的主要弱点就是找相似的替代品常常比较困难，替代品必须象生态系统产品和服务功能样，给同样人口提供的同等水平效益。有时会导致低估生态系统的价值，因为人工替代品产生的产品与功能的数量与质量要更低。但有时也会导致高估了生态系统的价值，因为在一些情况下，替代品、基础设施或技术会与二次效益或额外的积极影响相联系。此法的现实意义有时也会受到质疑，人们会问在缺乏一个功能良好的生态系统时，这些成本实际上是要支出的或是值得投入的。

3.2.6. 防护费用法

方法概述：

当一种具备经济价值的生态系统产品和服务功能丧失后，或其数量质量的减少和降低都会造成负面效应。所以有必要采取措施缓解或避免这些负面影响以避免经济损失。例如，上游丧失蓄水保护的服务功能后就需要对水库和水坝进行清淤；湿地的净化功能丧失则需要更新水净化设施。这些可缓解或避免的开支可用作为评估生态系统产品和服务功能维护价值的指标。以下两例中，通过防护费用评价法评估沼泽削减洪水（案例 11）和除氮（案例 12）服务功能。

案例 11. 运用防护费用法评价斯里兰卡湿地削减洪水的服务功能[38]

该项研究运用防护费用法评价斯里兰卡的穆特拉加维拉 (Muthurajawela) 湿地削减洪水的功能。穆特拉加维拉湿地，面积约为31平方千米，位于斯里兰卡首都科伦坡北部沿印度洋海岸10–30千米处，其最重要功能之一就是控制当地的洪水灾害。

研究首先对沼泽的生物物理特征进行了调查，并力图找出湿地与当地洪水发生的规律性联系。通过水文调查获得的数据，估算出沼泽地的最大蓄水量为1,100万立方米，最大泄洪量为每秒12.5立方米，停留期为10天以上。通过分析历史降雨量和水流量数据，发现雨季有来自降雨及周围高地的地表径流，以及通过丹度伽目沃亚（Dandugam Oya），卡拉沃亚（Kala Oya）和克拉尼·甘伽（Kelani Ganga）等河流的大量水流进入湿地。穆特拉加维拉湿地对这些洪水起了缓冲作用，并将其缓慢排入海中。

如果湿地服务功能丧失，就必须修建必要的防洪设施和措施，可以用这些防洪设施和措施的成本评价该湿地服务功能的价值。与土木工程师的咨询表明，洪水控制需要建立一套排水系统和泵站，拓宽并加深沼泽与大海之间的水道，建设基础设施将洪水引入滞洪区，并抽水入海。这一类洪灾防治措施的成本已经有估算的例子，穆度艾拉（Mudu Eela）湿地最近被改造为住宅区。该地区投资建设了基础设施，保证180平方千米的排水，以便改造和利用140平方千米的湿地。借助穆度艾拉的数据，推断出穆特拉加维拉沼泽区的服务功能价值，结果是每年削减洪水的价值可达500万美元，或者1000平方米湿地价值为1,750美元。

案例12．运用防护费用法评估瑞典的沼泽地去氮功能的价值[39]

质量低下的饮用水是瑞典哥特兰岛的一个主要问题，其硝酸盐含量为世界卫生组织的安全浓度的两倍。该研究的目的是评估天然湿地减少水体中硝酸盐服务功能的价值。

研究运用防护费用法分析降低水体中硝酸盐浓度的各种方法的成本，包括沼泽的修复、减少农民的化肥和农家肥的施用量、以及增加民用和工业污水处理设施的能力。

利用安全支付意愿开展条件价值研究，开展从而获得改善水质的价值函数同时利用水文模型建立用氮量与地下水质的关系。湿地的氮净化服务功能则通过二手资料和相关研究获得，并与湿地面积关联。这样就可以计算出沼泽除氮的总价值，并将这一价值与扩充污水处理设施和减少化肥使用的成本进行比较。

研究发现，投资人工基础设施，实现降低水含氮量的成本是保护生态系统产品和服务功能免破坏措施成本的两倍。降低水含氮仅是湿地的次级服务功能或效益，湿地还具有多种主要的服务功能和价值。

数据采集和分析要求：

运用防护成本法评估生态系统产品和服务功能的价值是，需要分四步来收集和分析数据：

- **识别丧失某种生态系统产品和服务功能所带来的负面影响及危害。**
- **确定丧失的生态系统产品和服务功用影响的区域及人口，并确定临界点，超出其范围影响则不纳入分析。**
- **获得人们关于缓解或避免因生态系统产品和服务功用丧失而带来的负面影响的反馈意见和需要采取措施的信息。**
- **计算缓解与避免因生态系统产品和服务功能破坏所采取措施的成本。**

数据采集与分析相对直接，一般需要综合各种调查方法，包括访谈、调查、直接观察及专家咨询等途径。

适用性，优势和弱点：

防护费用法对于评估生态系统产品和服务功能的价值尤为适用。和其他基于成本的方法一样，该方法的一个优势是实施与分析较为容易，且数据量要求较少。

与重置成本法相似，防护费用法中的防护措施往往不能与生态系统产品和服务功能等同。实际上，在有些情况下人们会怀疑防护费用是否会支出，或者是否值得支出。运用此方法时应考虑的另外一个重要因素是，人们对因生态系统丧失所造成的影响，以及缓解或避免这些影响所需要的投入的理解和“专家”意见可能并不一致。

3.2.7. 损失豁免法

方法概述：

生态系统的服务功能常常保护着其它具有经济价值的资产。例如，流域保护功能的丧失会导致下游淤积与洪灾的增加，并由此破坏了基础设施、居民区和农业。这类损失的成本通过损失豁免的形式来代表生态系统的经济价值。在以下两个案例中，通过考察保护生态系统，用避免的损失成本来测算湿地削减洪水的价值（案例13）以及森林的流域保护功能的价值（案例14）。

案例13. 运用损失豁免法评估马拉维和莫桑比克低君湿地与赞比亚的巴罗泽泛滥平原的削减洪水功能的价值[40]

马拉维和莫桑比克低君湿地（Lower Shire Wetlands）和赞比亚的巴罗泽泛滥平原的面积大约有1500平方千米，提供着多种有重要经济价值的生态系统产品与服务功能，其中之一就是削减洪水。该湿地能存储水体并在长时间内逐步释放，在削减洪峰和减缓洪水流速中起着不可忽视的作用。在雨季开始或水流高峰期间，广阔的水面与水深和水量的比例意味着该湿地能够在大范围内接纳并分散水体。洪泛区泄洪的时间可为初始洪峰到高洪峰季节时期的四倍。例如：巴罗泽泛滥平原在洪水高峰期可以蓄积超过17.2 x 10^9立方米的水体，由此可以将下游洪水高峰推迟3–5周左右。

控制洪水的经济价值是通过考察湿地减小下游洪水泛滥的程度，以及由此而避免的基础设施、土地、相关居民点和生产的机会成本的损失来评估的。评价研究包括评估洪水的频度，影响的严重程度及所造成的经济损失。通过土地利用和居民点的分布图确定受灾区，受灾区的人口和生产活动密集，也需要地区级的人口和产量统计数据。历史记录提供了洪水的频度与影响的信息，以及由于洪水所导致的生产量与基础设施破坏的价值损失。

在考虑到临时灾民安置的费用，修复损毁的道路和铁路设施，农地、家畜和居民点的损失后，研究发现两片湿地削减洪水服务功能的现值超过300万美元。

案例14. 使用可损失豁免法评估柬埔寨森林的流域保护功能在卡木凯水电项目中的价值[41]

金波哥（Phnom Bokor）国家公园位于柬埔寨西南沿海，它是一片面积约1,500平方千米的茂密热带森林，它形成了许多河流集水流域，如卡木凯（Kamchay）河。计划中的卡木凯水电项目将布局在波哥国家公园内，占地超过25平方千米，装机容量为120MW，年发电量潜力达到470GWh，设计满足周围省份及国家首都金边的用电需求。该项目预计投资2.8亿美元，计划2008年投产运营。

"流域管理投资的失败可能损失200万美元的发电收入"

该研究运用了损失豁免法，评估波哥国家公园流域保护功能对拟建中的卡木凯水电项目的贡献价值。研究着重考察了上游流域给大坝的供水和保护库区的所避免的损失。

首先，该研究调查了卡木凯河上游的流域继续退化后会以何种方式影响大坝的运行和收益。这需要分析不同土地利用的方式下水土流失的侵蚀模数，确定不断增加淤积输入对缩短大坝服务期的影响，以及对因大坝蓄水量减少而造成的发电损失的影响。

发电损失是通过电站落成时预测电价来评估的。土壤侵蚀率和并发的淤积物输入库区的模型模拟表明：如果不把流域管理作为大坝维护的一部分进行投资，在电站投入运营时将会损失净现值为200万美元以上年发电收入。

数据采集和分析要求：

运用损失豁免法评估生态系统产品与服务功能的价值时，需要分四步骤采集和分析数据：

- 确定生态系统的保护功能，其中包括保护的程度和失去这些保护后可能在区内和区外造成的损失。
- 针对生态系统所提供的某一服务功能的变化，界定这种破坏影响的基础设施、产出和人口，并确定一个临界点，不再分析超出临界点以外的影响。
- 获得关于生态系统发生不同退化的情景下，灾害发生的可能性、频度，所产生的影响与损失的信息。
- 估计损害成本，计算生态系统服务功能减少或避免这些损失的贡献。

大部分数据收集是直接的，通常需要综合历史记录分析、直接观察、访谈以及专业评估。预测并量化在生态系统不同退化情景下灾害的可能性与影响就更为复杂，需要具备更详尽的数据和建模。

适用性，优势和弱点：

损失豁免法特别适用于评估生态系统服务功能的价值。有人经常将损失豁免法的应用与生产函数评价法相混淆，这里要强调的是，损失豁免法针对的是污染和自然灾害（属于典型的外部影响）等方面避免的破坏或损失，而生产技术的改变常常与投入的变化相关，如水的投入（属于典型的内部转变）。

该法一个潜在的缺陷是：大多数情况下对所避免破坏或损失的评价仅仅是假设，是基于在生态系统服务功能减弱或丧失的情况下，预测可能发生的结果。即便评价是基于类似情况的真实数据，也很难将这些损害与生态系统状况的变化相联系，或确信特定生态系统服务功能的退化是否会造成同样的影响。

3.2.8 条件价值法

方法概述：

生态系统服务功能缺乏市场或价格，没有近似替代品，缺乏与其他产品及消费过程的联系，但这并不代表它们对人们没有价值。在假定可以购买到这些产品和服务功能的前提下，条件价值法通过直接询问人们对生态系统产品和服务的支付意愿（WTP）或人们为其损失接受的补偿意愿（WTA）来推断出人们给生态系统产品与服务功能赋予的价值。

“没有市场价格并不代表生态系统产品与服务功能对人们没有价值”

举例而言，条件价值法可以问人们愿意为保持水质多支付少的水价，愿意为管理上游的集水区以维持水源供给而多支付费用，愿意为保护优美的景观与稀有物种的基金多做多少贡献，或在多大程度上他们愿意共同分担维护重要生态系统水服务功能的费用。在下面的案例中，流域缓解旱灾的功能是通过询问当地农民愿为这一功能支付的费用来评价的（案例15）；同样，住户愿为保护沿海湿地支付的费用可用于评估其价值（案例16）。

尼日利亚爱比小镇的妇女在卖鱼

案例15. 运用条件价值法评估东印度尼西亚的农民愿为流域缓解干旱服务功能支付的费用[42]

该研究针对东印尼茹藤（Ruteng）国家公园流域保护功能。它运用条件价值法估算缓解干旱对当地农民的经济价值，它从减轻旱灾所增加的农业收益中推算出农民愿意为流域保护功功能所支付的费用。

通过调查获得了国家公园周围居住的农业人口的社会经济数据。住户的直接回答他们为缓解旱灾服务功能支付的费用。用统一的标准介绍国家公园的机制和管理，从而引入条件价值问题，以确保被调查者获得一致的信息。随后，提问一些预设的主观题，提醒农民其环境的制约因素与替代环境功能的可能性，并描述解释集水区缓解旱灾的作用。以国家公园官员征收流域保护费用的付费形式，引导出支付意愿的具体价格。所有参与调查的住户都被问及它们是否愿意为缓解旱灾的服务功能支付一笔年费，根据它们的回答，询问有关费用高低的情况。

农民的反馈表明它们意识到，并对其环境状况及与水利用相关的联系感兴趣。被调查者愿意支付初始的费用和今后的年费以缓解旱灾。调查数据反映出不同的社会经济特征与环境状况对回答的内容有显著的影响：期望从稻米的收入中获取更多收益的农民愿意为这些功能支付更多的费用；同样，更富有和受教育程度更高的住户也高估了从防治旱灾中预期的收益。相比之下，居住在森林覆盖率更高和降水更多的流域的农民愿意支付的费用则要少一些。可能是因为他们认为对保护森林的需求不多，而且没有经受过旱灾。总之，研究发现缓解旱灾功能的支付意愿在每户2–3美元之间，相当于每年10%的农业成本，75%的灌溉费用，或3%的食品消费。

案例 16．运用条件价值法评估韩国沿海湿地的价值[43]

研究运用条件价值法评估韩国洋珊河（Youngsan）周围沿海湿地的非消耗性效益，并主要着眼于湿地的景观、游憩、康乐及存在价值。

研究对1,000多名当地居民进行了调查。调查以家庭附加税的形式，得出居民为沿海湿地的保护计划的支付意愿，而不把湿地作为它用。调查问卷确认了回答者的态度及对沿海湿地的看法，他们愿意支付的最低或最高的附加税额，同时收集了社会经济的数据，如年龄、教育程度、收入、婚姻状况和娱乐消费等。

通过建立社会经济变量的数据与被调查者的支付意愿的关系，该研究建立了一条湿地的需求曲线。总的来说，被调者表示他们愿意为保护沿海湿地，每户每月支付40美元，这意味着每年的价值可达1.76亿美元以上。

数据采集和分析要求：

运用条件价值法评估生态系统的产品和服务功能的价值，需要五步骤收集和分析数据：

- 询问调查对象对某一生态系统产品与服务功能的支付意愿或接受补偿的意愿。
- 绘制不同意愿频数关联分布图，即意愿支付数额大小与相应的人数。
- 建立被调查者的社会经济特征和其它的相关因子与支付意愿的交叉结构表。
- 运用多元统计方法，将支付意愿与被调查者的社会经济特征的属性进行关联。
- 汇总样本结果以获取所有人口，或全体使用者可能赋予生态系统产品与服务功能的价值。

此评估方法需要复杂的数据收集和繁杂的统计分析与建模，这些内容在其它文献中有详细的论述[44]。

大多数条件价值评价研究是通过个人访谈或邮寄函件调查进行的，有时也有小组访谈。研究使用了多种方法引导人们表明他们对某生态系统产品与服务功能质量与数量变化的看法，以及它们对支付意愿的出价。该评价方法有两个主要的变化：

1.二分选择法，给出了一个最高和一个最低的估计数，被调查者必须从两者的范围中选择一个值；或，
2.开放选择，该方法由被调查者决定自己的标价。

有时还使用更复杂的方法，如运用权衡博弈法或接受与放弃的实验等。而特尔斐方法则更多地采用专家观点，而不是直接研究生态系统服务功能和产品消费者。

适用性，优势和弱点：

条件价值法最主要的一个优势是：因其不依赖于客观市场或行为观察，所以理论上它可用于评价任何状况、任何产品或服务功能。它仍然是几种能应用于评价期权价值和存在价值的方法之一，并广泛应用于测定生态系统服务功能的价值。条件价值法常与其它评价方法结合使用，以对其结果进行充实或交叉检验。

条件价值法最大的弱点是调查的工作量大、费用高、数据复杂和分析方法复杂。另一个限制因素是它依赖于假定的情景——假定可能不能反映现实状况，或让受访者信服。

条件价值法需要人们表明他们对生态系统产品与服务功能的偏好，容易受限于多方面的偏见的影响，最常见的偏见形式有战略的、设计的、工具的和起点的等。在被调查者认为他们对“支付意愿”和“接受补偿的意愿” 如果被调查可以通过回答问题而影响事件的真实方向时，战略偏差就产生了，例如被调者可能认为，某项调查中强制性增收水费或生态系统服务功能费用的假定情景是实际在酝酿的行动。设计偏差是由于调查工具中表述信息的方式不同而造成的，如，某项调查会提供关于假定情景的不准确信息，或被调查者被情景的描述误导。工具性的偏差源于被调查者对提议付费方式的强烈反对，例如他们会厌恶新税种或费用而增加账单。起点偏差来源于所确定的出价起点，它偏离了答案中可能的价格范围，因为起点价要么太高，要么太低，要么与回答者的支付意愿相差较大。通过精心的调查设计，这些偏差大部分都可以减少或消除。

3.2.9 其他陈述取向偏好法：耦合分析法和选择试验法

其他陈述取向偏好的方法包括耦合分析法和选择试验法。由于它们需要复杂的数据与分析，而且很少有用来评价生态系统水服务功能的案例[45]，所以这些方法不在此作详细介绍。

耦合分析法最初产生于市场营销与心理学领域，主要用于测定个人在面临多特征或多属性问题时的取向偏好。与条件价值评价法相比，耦合分析法并不明确要求个人陈述自己愿意为环境质量支付多少费用。相反的，耦合分析要求被调查者考虑世界的现状与可替代情景的情况，描述一个具体的假定情景，以及多种环境产品与服务功能的供选择。该方法从被调查者对不同的环境产品和服务功能的各种替代品的取向偏好，以及个人对不同价格和成本的取向中获取评价所需的信息。

选择试验法给出一系列可替代的资源或生态系统用途的选择，每一种替代用途用包括各种属性与价格。从一系列替代用途中选择某一类就表明了他们赋予该生态系统服务功能属性的价值。与意愿调查法类似，选择实验法的数据采集和分析较为复杂，该方法通常用问卷调查和访谈进行，它要求被调查者评价一系列的“组合”，其中每组合都包含许多不同的生态系统产品与服务功能。通常每种选择都是由多种属性来定义的，如：对于某一具体的生态系统，这些属性可能就包括物种组成、生态系统状况、景观、区域的面积以及价格或成本等因素。这些属性因不同的替代选择而各不相同，方法要求被者做出其最偏好的选择。累计选择频率，最终推导出各项属性对选择的相对影响；同时，使用统计方法计算某一给定选项中各个属性的边际价值。

3.3 经济评价的适用性与局限性

由于生态系统评价强调了过去被忽视的成本与收益（成本的承担者和受益者），因而提供了有用的和令人信服的信息。正如本章开始提到的，在与水有关的决策议程中，生态系统评估的结果并不是惟一考虑的因素，且常常不是其中最重要的因素。我们需要牢记的是，评价仅仅提供了一系列工具，利用他们可以做更好的、信息更充分的决策。所以，生态系统评价有许多缺点和不足。

“生态系统评价仅仅提供了一系列的工具，利用这些工具，可以做更好的决策。”

应当认识到生态系统服务功能评价不是一项孤立的工作。仅仅考虑生态系统的水效益是没有意义的，其准确性也往往有限，除非这种评价是基于对生态系统管理和水的产品和服务的生态的、水文的、制度的和社会各方面的准确评价和高质量的信息，才能得出准确的结果。更重要的是，评价研究需要提供生态系统现状效益的相关数据，特别是关于权利、职责分工和获取生态系统管理、水产品和服务功能的使用权等等方面的详细信息。第 4 章中将对这些方面作进一步的阐述。

即便评价是必须的，但仍然会失之偏颇。评价更容易处理能够进入市场营销的或与市场有联系的生态系统产品与服务功能。此外，评价也不总是能够准确地表达生态系统产品与服务功能的全部价值， 所表达的仅仅是估计数，或是将价值统计局限在一系列可以计算的方面。许多情况下，评价的方法实际上低估了生态系统水服务功能的价值：生态系统的作用尺度大，作用微妙复杂，以至于无法用技术的手段效仿它的功能[46]，抑或是它们的影响远远超出可买卖的产品或市场指标的范畴。总而言之，一些生态系统的价值始终无法测量和量化，因为还没有必需的科学的、技术的或经济的数据。

一些生态系统的效益与人类生活、文化或宗教的意义息息相关。在这些方面，对评价提出了一些严肃的伦理问题。在某种程度上，在生态系统评价只关注财务的或现金效益，并由此而损害其它无法评价的（或不应评价的）价值，这种评价甚至具有危险性[47]。生态系统经济评价本质上是一种功利性的方法，在考察文化的、本质的和核心价值方面它还有欠缺[48]。

“一些生态系统的价值不能，或不应该进行评价。”

一种错误是认为生态系统评价研究的结果在不同情况与地点之间都是确定的、准确的或可移植的，其实研究结果通常都是某人或群体对某生态系统服务功能在具体时间、地点的理解和认识。在不同群体、区域、生态系统之间或随时间的推移，生态系统评价不一定普遍有效，或者能够推导。

评价的工作本身往往受其评价的目标和目的的严重影响。在生态系统评价中，有时急切希望证明与水有关的效益，或为了促成一项保护议程，都会导致评价价值偏高。在开展评价研究时，由于没能在生态系统、水和经济之间建立合适的自然联系[49]，可能会高估生态系统服务功能的价值或对他们的影响做出毫无根据的假设。

最后，我们并不能保证这些经济评价的发现都能支持为更好水服务功能而有效利用和管理生态系统。虽然很多生态系统都被经济学家赋予一定的价值，但评价本身并不能保证生态系统能得到保护[50]。有些时候，利用评价研究来寻求和促成通过市场和生态补偿途径，获取生态系统价值的新方法可能是一把双刃剑[51]：如果管理不当，这些市场实际上可能会破坏生态系统的水服务功能。

在与水有关的决策中运用生态系统的价值

第四章中阐述的方法和技术都可以用来表达水生态系统产品和服务功能的货币价值。这就解决了一个重大问题：即证明了对与水有关的资源而言，生态系统确有其经济方面的显著意义，并且能够清楚表达为具体经济价值，可以和其他经济行业以及土地、资源、投资基金的用途进行比较。

评价就能为与水有关的规划、政策和管理实践提供相关的基础信息，提供信息本身并不能保证生态系统就会被考虑纳入现实世界与水有关的决策。在添加与水相关的生态系统成本和效益后，我们有必要将这些原始数据转化为可以用于影响决策的具体的、与政策相关的信息。本章阐述了许多分析框架和支持工具，可以帮助更好地适用生态评价的数据，以便支持与水有关的决策，同时，强调了在不同情况下所需要的信息。

4.1 将生态系统价值纳入管理决策中

环境经济学方法论已经向前推进，我们也看到不断增加的论著和文献，讨论与水关联的生态系统的价值。虽然核算与水关联的生态系统价值的信息不断增加，令人鼓舞。但遗憾的是，在确保这些研究成果及其产生的数据真正运用到决策的过程中，并影响保护与发展的议程方面，进展不大。因此，生态系统评价仍未发挥其潜在作用。

努力搭建产生知识和影响政策与实践的桥梁是很重要的。虽然计算与水关联的生态系统的经济价值会是一种极有意义的学术探讨，但这并非其目的之所在，而应是一种提供信息的途径，所提供的信息能运用于更好的、信息更充分的、与水有关的决策。

在与水有关的决策中经济论点与经济工具仍然是重要因素。项目、计划、政策分析、投资评估和利润预测都依赖经济分析，这些方法通过运用诸如成本效益分析等决策支持工具，表述可预见的未来的成本和收益。

确保在经济分析方法中考虑生态系统的价值是提供决策支持信息的一种方法。也是建立一致、可比较的基础，确保将生态系统价值与其他与水相关的经济成本和效益同等考虑。例如，它可以用经济成本的形式，在开发工程的评估中包括因生态系统退化而造成的经济损失，体现在水资源分配中反映使用生态系统所带来的效益，或在产出与利润预测方面，把生态系统管理作为水基础设施的一部分来投资，反映因节约成本或增加收益所带来的经济收益。

把生态系统价值计算在内也是改善决策质量、使经济和财务效益最大化的一种方法。在我们做经济决策时，如果没有考虑这些价值就意味着我们面临着丧失产生或保持关键利润流的潜力，或最终导致难以维持的成本或不必要的开支。例如，它能使我们认识到，生态系统可以通过延长设施寿命，减少维护费用的方式，节省水基础设施费用；或充分考虑发展效益，保护那些构成农村生计基础的水产资源。

“我们需要将生态系统的价值表述为对于决策者有意义的度量标准”

在我们能够将与水关联的生态系统的效益量化时，便有了一个重要的挑战：我们如何处理这些数据以使之影响决策？例如，在流域规划决策中如何考虑生态系统：评估如何在不同的用途和使用者之间分配水资源；怎样开展成本效益分析；以选择建设水电站或灌溉设施的设计方案；怎样利用收益率的预测，以决定是否将流域保护作为供水计划的部分工程；怎样比较不同土地利用方式的相对回报，以决定是否将湿地区划为保护区或将其改造为农业用地和居民点等；我们将怎样确保生态系统的价值得到综合考虑？

要做到这些，我们需要将生态系统的价值表述为度量标准，对决策者认真权衡各种与水相关的资金、土地和资源管理的选择时具有重要意义。本章阐述了将生态系统价值的数据转化为度量标准、指标和标准的方法，以便在与水有关的决策时权衡与生态系统关联的各种选择和替代方案。

4.2 提供决策对生态系统价值影响的数据

开展评价研究为我们提供了特定的、与水相关的生态系统产品和服务功能的经济价值数据。例如，一片森林对缓解下游洪水的贡献价值，这包括避免破坏、减少淤积的功能对水电项目的价值，或湿地资源可为地方收入或国家总收入的贡献价值，及储留土壤养分的功能为水处理方面节约的费用，或由于使河流和湖泊免受污染而用于游憩娱乐，城市居民对此所赋予的价值。

但是对决策来说，重要的是要能够了解并表述不同的土地、水、资源或投资资金的替代方案之间是如何影响生态系统价值的。例如，森林退化会导致多少与洪灾相关的额外费用，以及额外增加的淤积量会给下游带来多少生产损失？如果某块湿地被开垦，会在水处理和净化方面额外增加多少投资？又如，如果要保持某条河流或湖泊的水质，有多大的潜力可以从城镇居民中增收税收？

“决策者想要了解并表述不同的土地利用与投资选择的经济后果”

要回答这些问题，我们需要超越经济价值的底线，进一步了解因采取某一行动过程，从而带来的生态系统资源贮备、生态系统服务功能流向，或生态系统属性的变化所带来的经济意义。我们需要将这些变化因素纳入可行性、受益性和可持续性的度量标准中。换而言之，我们需要知道，根据生态系统的成本和效益，某个与水有关的决策对经济有什么样的影响。

图2. 运用生态系统评价提供决策所需要的信息

生物经济学模型

简单的生物经济学模型为我们提供了一种有用的技术，用以跟踪伴随着不同的生态系统影响及管理体制而发生的价值变化。通过其中的许多步骤，我们能把生态系统价值的本底数据转化为可用于评价因与水有关的决策所带来的经济影响（见图2）：

- 建立生态和社会经济的背景和测量指标：如第二章所述，它包括识别、定义和了解生态系统的状况及其水文产品和服务功能之间的联系，水效益与受益者，以及对其产生影响的诸多社会、机制和管理的方面。
- 计算经济价值基线，并以此度量生态系统的变化：如第三章所述，它包括实施部分或全部的评价研究。
- 将生态系统状况自然变化整合到经济价值的变化中：它包括跟踪不同的与水有关的决策对生态系统提供产品与服务功能的影响，并决定这些变化对生态系统价值的影响。
- 将这些结果表达为指标或度量标准，以便于整合到更广的经济评估或分析过程中：它包括将（生态系统）价值变化的结果表达成可以整合到更广泛的决策支持框架中的量化指标或度量标准。我们将在以下的章节中解决这个问题。在某些情况中，这些模型的应用可以更进一步，关于生态系统价值的信息还用于确定水和生态系统管理的财务和经济度量标准（这些财务和经济的度量标准没有包括在《价值》一书中，因本书重点讨论经济评价和决策的技术方法）。

不同生物经济学模型的范围、尺度和产出也各不相同。如果考察整个生态系统[52]的总体经济价值，在时间和空间上明确框架中整合经济和环境过程，便能获得最全面、最准确的生态系统的价值[53]。但是，由于数据的制约评估只能用局部的评价模型，决策也常常只关注特定的资源、区域、群体、地点或结果。

“简单的生物经济学模型可跟踪不同决策所带来的影响。”

开发与应用生物经济学模型的两个案例分别来源于孟加拉国的海尔·霍尔（Hail Haor）湿地管理干预和澳大利亚马兰比吉河（Murrumbidgee）洪泛平原的管理。

案例17. 孟加拉海尔·霍尔湿地管理干预的生物经济学模型[54]

孟加拉的湿地为数百万的农村贫困人口提供了关键的收入和营养来源。不幸的是，由于过度利用、流域退化所造成的淤积速率增加、污染、灌溉调水、农业或城镇发展用地等，这些湿地正在丧失，其生产能力也在下降。

MACH项目旨在开发一些途径，并示范可持续的水资源管理，包括整个湿地生态系统的鱼类、植物、农业、牲畜、林业以及野生动物等。为此，针对海尔·霍尔湿地示范区，开发了一个生物经济学模型，用于分析此项目的影响，及不同湿地管理选择间的相对得失与效益。模型包含了许多对湿地产品及服务功能的考虑，包括鱼类、其他动植物产品、牧场、交通、农业、游憩娱乐、水质、洪灾防治、含水层蓄水和存在价值。模型跟踪了不同的湿地管理模式对这些价值所致的生物自然的和经济的影响。

模型计算出海尔·霍尔的年经济产出为8百万美元，根据回报来展示了不同湿地产品与服务功能，及不同管理选择的价值。在一种可持续湿地管理的设想情景中，湿地生产力的增加与资源退化的减缓也被记录下来。结果表明，湿地管理干预项目获得了很高的效益，项目的回报是投资的成本7.5倍。

案例18. 澳大利亚湿地管理的生物经济学模型[55]

在澳洲东南内陆和新南威尔士马兰比吉河的洪泛平原，湿地所有者和当地社区在如何利用湿地时面临着得与失，生物经济学模型被应用于评估这种得与失。

模型关注在不同利用方式和管理方案之下湿地产生的各种价值的性质和范畴。研究考虑了各种不同的湿地价值，包括放牧、狩鱼、狩猎、游憩娱乐、木材采伐、供水、排水及灌溉用水的供应和贮存。管理的可选方案包括了以下几方面的综合活动，即改善现有湿地的管理，退牧还湿，植被恢复，实施大规模的农场林业，改善水文管理、牧场管理和采伐管理等。

该模型通过提出以下问题，追踪了大量生物自然的和经济的影响，以及各种管理方案的得失：

- 湿地管理及环境质量的变化会产生什么生物自然的影响？
- 在不同的管理方案中，湿地所有者能从中获得哪些效益价值？
- 在不同的管理方案中，更广泛的社区能从湿地中获得哪些价值？
- 不同的湿地管理方案对社会有哪些净影响，哪种方案的净社会效益最大？
- 采用什么样的奖励措施让湿地所有者采纳被认为是更可取的管理策略？

此模型估算了不同管理策略给湿地所有者和广泛的社区带来的经济效益和成本。通过模型研究还发现：在湿地管理中相对较小的改变，就会导致湿地环境效益产出的重大变化，以及与此相关的经济效益的很大变化。然而，由于创造这些经济效益需要湿地的所有者投入相当大的货币成本，模型还检验了各种政策选择，以促进、引导或在某些情况下强制改变湿地管理。

4.3 将生态系统价值表述为经济尺度，以用于支持决策

简而言之，第一步需要建立与有水有关的决策影响生态系统价值以及生态系统价值影响决策的方式。我们需要将这些影响因素表达成量化的尺度或指标，便于将它们整合到决策过程中，并比较选择与水有关的不同决策在经济或财务上的相对可取性。我们需要做出信息充分的决策，即何种水资源分配、基础设施设计或土地利用管理选择会产生最大的回报和效益，并在经济和财务上具有可持续性。

4.3.1 成本效益分析

在评估和比较经济与财务的得失时，成本效益分析（CBA）仍是最常用的辅助决策工具。它是评估和评价项目、工程和政策的标准工具，且是许多政府和资助机构决策过程必须的部分。同时，它也是一种容易整合生态系统价值的框架工具。

成本效益分析是通过比较成本和效益以确定多选择行动方案的决策工具[56]。它根据净现收益来评估利润收益性或者可取性——工程生命期内年总效益减去每年的总成本，并将这一价值用现值单一经济度量来表述。在这一背景下，在计算利润收益时，除了考虑其他工程费用和效益外，我们还将计算生态系统的价值。

“成本效益分析是评估项目、工程和政策的标准工具”

为了将工程的长期效益与成本计入到工程的现值中，我们对每一项费用或成本都要贴现。贴现的本质是复利的反向过程，它给未来价值赋予相对较小的权重[57]。它解释的事实是：人们一般更倾向于现在就享受效益而延迟付费；投入到一个工程中的任何资金，可以在其它地方有效地用于获得回报和利润。因此，在大多数情况下，贴现率是基于资本金的机会成本，即经济活动中在其它地方投资的现行回报率。

成本效益分析表达了三项价值的基本度量，使得不同的工程、项目或政策之间可以相互评估和比较：

- 净现值（NPV）是贴现后净收益的总额（即收益减去成本），它表示工程产生的收益是否高于其成本；
- 成本效益比（BCR）是贴现后的总收益与总费用的比率，它表示工程的效益超过成本的程度。
- 内部收益率（IRR）是工程的净现值（NPV）为零时的贴现率。

总之，如果工程的净现值（NPV）是正值，成本效益比大于1，内部收益率大于贴现率，则认为此工程是值得实施的。正净现价和成本效益比大于1意味着工程产生的效益高于其成本。内部收益率高于贴现率则意味着该项工程产生的回报超过其他的投资选择的预期回报。

在其它同等条件下，工程的净现值、成本效益比或内部收益率的值越高，则从经济或财务的角度可以认为

这一工程值得投入。将生态系统价值引入到这些量化指标中，可以和其它被考虑的费用和效益一样地计算，以评估某项行动的可取性。这样，我们就能从不同的发展或投资选择中，通过全面考虑生态系统影响，在具备充分信息的情况下做出选择（案例19）。

案例19．将生态系统的成本效益纳入肯尼亚塔纳河水坝建设工程的经济评估[58]

塔纳河（Tana）总长约1,000千米，流域面积超过10平方千米，是肯尼亚最重要的水系之一。它构成了干旱区域里惟一的永久性河流，并与一系列高产的自然生态系统相关，也孕育了唯一的、该地区特有的生物多样性。同时，大河还担负着很重的发电任务。到目前为止，在塔纳河上已建有5个大水库，它们共同提供着该国约3/4的电能需求。但是，水坝建设对塔纳河下游的水流和自然特征有着重大的影响，最为显著的是在调节径流和减缓洪水的频率和范围方面。过去，塔纳河常常一年两次淹没它的河岸。一年两次的洪水会淹没泛洪平原和三角洲区域达3米之深，维持着草原、湖泊、季节性径流、沿河的森林和红树林。自1989年以来，当最后一个大坝投入运行后，洪水的流量和频率都极大地减少了。

最近提出的一项新的水电计划，即木通伽（Mutonga）大瀑布大坝计划，将在塔纳河现有水坝的下游建设大坝。与通常重大基础设施建设评估一样，成本效益分析被用来检验此项工程的财务收益率和各种大坝设计、库区及发电量的相对经济可取性。尽管，分析显示了很高的净现值和内部收益率，但没有任何一项经济分析考虑了大坝的环境影响，生态系统退化的实际成本，并为避免或减缓水文、生态或社会经济影响所需要的投资。

所有大坝建设考虑的预选方案都将加重对水文的影响，就像现有水坝所造成的一样。此项提议的工程若完工，将是最后一个梯级，并会完全控制塔纳河的河的水流，除非极端情况下，河流本身将无法得到任何多余的水流。这实际上将终结一年两次的洪水模式，并显著地降低当地的地下水位。下游生态系统已有的变化将加速恶化，包括面积缩小，漫滩与草原混合，地表与地下水位下降，肥沃的河岸沉积物减少，沼泽减少，淡水径流不足将导致牛轭湖、季节性水域丧失和沿河森林和红树林退化。结果是，这些生态系统的丧失将影响直接依赖塔纳河的洪水维持生计的100多万人口，以及靠塔纳河供水的400多万人口。

通过计算拟建项目的环境成本与效益，并将其纳入到经济分析中，修订后的成本效益分析显示：如果拟建项目将进一步导致下游水文变化，结果是项目净现值、成本效益比和内部收益率的指标明显降低。对依赖淡水的生态系统中与水坝相关的变化的评估表明，现存大坝的净现成本已超过26,00万美元，而新增水坝将几乎使该成本翻一番。它显示，大型水坝方案可以产出最大的发电量和年收入，但也将产生最大的环境成本。此外，环境经济学的成本效益分析还表明，投资一项包含模仿下游洪水的水坝设计方案，不仅可以消除许多环境与经济的成本投入，而且还可以逆转过去水坝建设所造成的许多负面影响。同时，它也能产生巨大的效益，也是财务上可行的投资选择。考虑到环境成本和效益，从经济学的角度来说，该项目设计的方案所发生的成本是有充分的依据的。

另一个成本效益的分析应用于论证私人或公共资金投资于生态系统管理或重建的例子（案例20）。

案例20．丹麦斯科吉恩河项目的成本效益分析[59]

社会以相当可观的资源用于产生不进入市场流通的公共利益和服务。因此，市场机制并不能保证那些用于这些部门的资源被高效地利用。同时，环境决策分析是非常复杂的，常有许多可行的可选方案，每个方案都能获得一组不同的环境服务。因此，决策者就面临以下问题：如何用可比的条件来衡量一般意义上不同的效益？如何在不同水平的生态修复成本与效益之间进行比较？

在近几十年中，自然修复在丹麦受到广泛的重视，尤其是河谷的洪泛平原。这是由于大部分丹麦独特的生物多样性都是依赖于功能良好的湿地和河滨区域。斯科吉恩河工程就是丹麦最重要的生态重建工程之一，将斯科吉恩水系恢复到原始状态的主要目的是建立大范围、连片的自然保护区，以容纳某些丹麦特有的生物多样性，其中包括许多列入世界自然保护联盟（IUCN）濒危名单的物种，以及为大众提供游憩娱乐机会，并改善附近沿海泻湖的水质。工程涉及恢复河流栖息地、建设一个湖泊，重建三角洲，重建河流与河滨区域之间的通道来引入洪水，以及将耕地恢复为大范围的牧地。

此项研究的目的是通过考虑市场与非市场的产品与服务，比较丹麦斯科吉恩河重建工程的社会效益与成本。该成本效益分析了生物多样性增加的存在价值，户外休闲、垂钓、打猎条件改善的利用价值，以及此项工程的水质净化作用。研究使用了各种市场和非市场的环境经济评价技术，尤其注重了支付意愿评价法。除了考虑生态修复带来的效益（包括节约的抽水费，改善的土地分配，减少的有机污染，芦苇生产，减少的洪水风险，改善的水质，气候影响，生物多样性的存在价值，娱乐和消耗性的资源利用），成本效益分析还考虑了工程成本，包括生产的损失（渔业，农用地地租损失，土地利用变化对其他行

业的影响）和建设和维护的实际成本。

成本效益分析表明，斯科吉恩河工程对丹麦社会来说，被证明是一个好“交易”，也表明从经济的角度来看，生态修复是值得的。同时，分析提供的证据表明：从社会意义来说，分配给该工程的公共和私有资源已经得到了良好的有效的利用。

以上两个案例说明，基本上有两种成本效益分析，即财务的和经济的成本效益分析。财务的成本效益分析只考虑了某个体或群体所获得的私有回报。它按市场价来计算成本与效益，反映当前人们所面对的现金收益和成本。例如，财务的成本效益分析可以衡量与比较不同水坝设计方案对水电公司的相对效益率，衡量为城市消费者改善水利和卫生基础设施的收益，或衡量农民灌溉农作物所带来的最高收入总和。在这里，生态系统价值将首先被引入成本效益分析的计算中，因为它既影响私人成本与效益，又影响投资，且可以表达为市场价格的形式。

“财务的成本效益分析仅考虑了私人回报，而经济成本效益分析则全面考虑了整体的社会效益”

2002 年德国穆尔德河泛滥给德国萨克森州的格力玛镇造成了巨大的破坏。投资于生态系统可以预防或缓和洪灾。

相反，经济成本效益分析则全面研究工程、项目、政策的整体社会影响，它为所有受影响的群体考虑了所有的成本与效益。有时，它优先考虑某些从经济角度被认为尤其重要的群体、效益和成本。有鉴于此，经济成本效益分析主要由关注广泛的发展影响的社会公共部门和捐助机构来完成。

例如，经济成本效益分析会考虑不同水电设计方案的总成本和效益，如异地安置费用，库区尾水导致的生产损失，电力部门新增人员的工资，以及由电气化带来的改善收入的机会和效益。对不同的灌溉作物组合的成本效益分析，可能会考虑由出口农作物带来的额外的对外贸易收入，提高粮食安全保障的效益，以及农产品加工和高附加值产业增加的收入。

因为经济成本效益分析从全社会的观点评估了某项行动方案的可取性，它常调整财务成本和效益，以解决许多市场中不完善和扭曲的部分。它承认市场价格无法体现产品和服务的真实社会和经济价值，是不完善的指标。这意味着生态系统的作用与价值，必须是经济成本效益分析中不可分割的组成部分。

水电项目大坝方案的经济成本效益分析将包括：与水库栖息地丧失，及下游与水有关的生态系统退化的损失，或者从延长水库使用寿命，增加发电量两方面考虑的上游流域保护的效益。再以灌溉农业的经济成本效益分析为例，它可能考虑与不同作物种植的化肥地表流失成本和土壤侵蚀率，以及从自然生态系统中引水灌溉而产生的机会成本。

4.3.2 其它经济决策支持工具

成本效益分析仍是进行工程、项目和政策的财政经济评估时应用最广泛的工具。但它不是水行业惟一的经济决策支持工具。还有一些虽然较少使用的方法，包括以计算价值为基础来评价经济、财务的可取性：

- 成本效率分析：此项决策支持工具可判断实现某个目标的最小成本。它对那些没有可测效益或已设定某个目标（例如保持一定水质）的工程十分有用。它要计算实现既定目标的所有成本，经过贴现，确定成本净现值最低的预选方案。
- 风险效益分析：此项决策支持工具针对预防具有重大风险事件（例如，防治洪水而进行的投资）。它根据某项风险发生的可能性，评估不采取行动的代价。而不采取行动的效益则是节省下来的预防措施的费用成本。在某项工程中，当风险是主要的考虑因素时，这种工具就非常有效，它可以通过货币价值体现风险的代价。
- 决策分析：此项决策支持工具根据对风险态度和预期效用，衡量给定行动的所带来的预期价值值（换言之，根据发生的可能性的角度，衡量可能的价值总量）。它拟定和评估决策者的偏好、判断和得失，以获得带有不同风险水平结果的权重。

4.4 建立生态系统价值与非货币决策工具的联系

尽管经济和财务尺度在水行业和其他领域都是重要和有影响力的决策工具，但它们并不是做出决策的惟一标准。总有某些水资源价值无法表达成货币形式，且在权衡或优选各项工程、政策和项目的预选方案中，也总有许多非经济因素。

“生态系统价值可纳入与水有关的决策框架中。”

许多不同的决策支持框架可以运用到与水有关的决策中，其中包括衡量社会成本与效益、环境风险与影响、技术可行性、制度和政策因素。在很多这类方法中可以融入生态系统价值。

多标准分析：

多标准分析为整合不同的货币及非货币的决策标准提供了最有用，且日渐普及的工具之一。它已被开发成为可以处理必需考虑的多个目标，而且无法简化到用单一维度进行决策。

多标准分析常归类到三个维度：即生态，经济和社会。在任一维度中，都设定了一定的标准，这样，决策者就能权衡各相关要素的重要性。在这里，货币价值和成本效益分析可综合为应予考虑的标准之一，并在决策中与其他因素相权衡。下面的案例介绍了多标准分析在评估红树林管理预选方案中的应用。

案例 21．使用多标准评估菲律宾红树林管理的预选方案[60]

帕格比佬（Pagbilao）市坐落于菲律宾吕宋岛奎松省的南部。由于其红树林和珊瑚礁，帕格比佬海湾成为吕宋岛南部自然海洋资源最为丰富的区域之一。传统上，红树林被当地社区开发利用以获得少量的产品。然而，商业性的采伐和木炭生产，以及水产养殖业的发展正导致红树林的快速毁灭。

这项研究评估了帕格比佬红树林的不同的管理方案，它考虑了保护、维持生计、商品林业，森林经营和水产业的不同组合方案。研究开展了综合经济、生态和社会信息资料的多标准分析，以权衡不同管理预选方案的相对可取性。除经济效率和价值外，该研究还考虑了社会公平性和生态可持续性的目标。它根据与红树林管理相关的不同决策者的观点和目标，分析了不同的标准，其中包括鱼塘主、当地政府、中央政府和资助机构。

此研究综合评估价值、成本效益分析及其他有关效率、公平性和可持续性的指标、尺度，评估了所有不同的标准和目标。研究的结论是：要使经济效益最大化，将红树林改造为水产养殖用地可以获得最大的回报。但是，如果要包括可持续性和公平性目标的话，那么商品林业则是更好的选择。

4.5 连接循环：将生态系统价值用于影响与水有关的决策

以上概述的步骤，为我们将生态系统价值纳入与水有关的决策中提供了基础。在越来越多的案例中，生态系统评价审视了过去与水有关决策的正确性，或改变水行业投资规划与实施的方式。将生态系统成本与效益，以某种方式结合到水资源分配、资金投入或土地与资源利用的可取性的权衡中，可能会极大地改变它们的结果，并且表明计算生态系统的价值对长远的财务与经济可行性、可持续性和可获利性是必须的。

“评价改变了水行业实施投资的方式。”

把生态系统作为基础设施的经济要素来核算的方法越来越受到广泛的接受和使用，我们也看到了越来越多的案例，评价信息被用于证明生态系统是水供应链中基本的经济的组成部分，且生态系统本身是也水的经济用户。例如，与水相关的决策正开始回应经济和财务的论点和衡量方法，以恢复或逆转过去的基础设施建设给生态系统造成的破坏（案例 22），将生态系统作为水投资必需的构成成本计算在内（案例 23），或估量不同水资源和土地利用规划方案的总费用和总效益（案例 4）。慢慢地，在水行业生态系统评价开始被用作决策的工具。

案例 22．将经济分析用于论证喀麦隆瓦匝·龙工泛滥平原的重建[61]

瓦匝·龙工（Waza Logone）洪泛区位于喀麦隆北部，面积约为 8,000 平方千米，它是干旱区域中具有生物多样性和高生产力的关键区域，那里降雨无定，生计无常。洪泛区的自然产品和服务功能为该区域 85% 强的农村人口（125,000 人）提供了基本收入和生计。洪泛区的生物多样性和高生产力在很大程度上依赖于每年龙工河的泛滥。但是，1979 年建设的一项大型水稻灌溉项目减少了几近 1,000 平方千米的洪水区。洪水区的减少对瓦匝·龙工区域的生态、生物多样性及当地居民产生了破坏性的影响。

在瓦匝·龙工洪泛区通过引洪，实施水文和生态修复，是该区域保护与发展项目的重要组成部分。迄今为止，该工程已完成了两次试验性引洪，使洪泛区的动植物种群得到了可观的恢复，也受到了当地居民的欢迎。目前，正计划通过建设引洪水的工程项目，以进一步恢复原来的淹没区。为使政府和捐资机构投资这项引洪项目，在瓦匝·龙工工程开展了一项研究，

旨在评价泄洪产生的环境、社会经济效益，以及到目前为止由于拦截洪水造成的损失。

该研究发现，拦截洪水产生了重大的社会经济影响，自灌溉工程建成的20年来，导致了约5,000万美元的生计费用，近8,000户家庭蒙受了每年200多万美元的直接经济损失，这些损失包括所减少的旱季牧业、渔业、自然资源采收和地表水供给等方面。受影响的人口主要是牧民、渔民和旱区农民，他们代表了该区域最贫困、最易受影响的部分群体。

引洪措施具有恢复高达90%的洪泛区的潜力，需要花费大约1,000万美元的资金。但洪泛区重建的经济价值将是巨大的：淹没区每年为区域经济增加250万美元，或3,000美元／平方千米的收入。在不到五年的时间内，引洪的收益即可以收回初始的投资成本。生态和水文恢复也会对当地脱贫、粮食安全和经济福祉产生巨大的影响。泄洪将恢复近三分之一人口所使用的重要牧场、渔场和农业区，其价值几乎高达每人250美元。

案例23．投资森林管理以保障供水的经济效益示范——厄瓜多尔朴特水电项目[62]

位于厄瓜多尔安第斯山高地的朴特（Pante）水电项目完工于1983年，花费6亿美元。在建设时，厄瓜多尔电力公用事业公司（INCEL）采取了不寻常的措施：投资开展了一系列的上游流域管理活动，以产生水量和水质为效益，维持项目的库容、发电量和工程寿命。

构建了一个简单的模型来评估和展示作为水电项目建设与管理的一部分森林管理投资的经济和财务回报。模型量化了上游流域退化和水土流失增加的成本，以及为避免这些成本所采取措施的效益。同时考察了大坝运营的主要影响因素，并确定了它们的价值。这些因素包括减少的大坝库容和缩短寿命，以通过火力发电获得额外的电量计算，需要花费更高的成本；而上游地区输入的泥沙的增加，则需要额外工程来清除流石和淤积障碍物；此外，还会导致涡轮片或其他设备难以正常运行，需要频繁更换。

为了确定实施流域管理活动给水电项目带来的现值，项目对上述因素进行了成本和效益分析。分析的内容包括发电增加的收入，减少疏浚的费用和延长大坝寿命的价值。分析结果显示了十分可观的现值，其中主要是延长整个项目的寿命所产生的。根据实现效益的速度和程度，这些现值达到1,500万到4,000万美元之间——由此得出上游流域管理是电力事业部门直接经济效益的结论。

案例24．评估不同土地利用选择对生态系统的经济影响，以测定赞比亚巴罗策兰泛滥平原的保护、可持续利用与发展价值[63]

巴罗策兰（Barotseland）泛滥平原及其相关湿地占据着赞比亚西部1200多平方千米的土地，使其成为赞比亚盆地最大的湿地复合体之一。约有25万的人口居住在洪泛区内，并依赖其自然资源维持日常生计和收入。据估测，该湿地的直接总经济利用价值约为每年1,225万美元。通过捕鱼、养殖家畜、种植粮食和采收动植物产品，湿地带来的净财政收益达到每年每户400美元以上。同时，湿地具备各种服务功能，保证和保护了湿地区域以外的生产与消费，包括缓和下游洪灾（计算的净现值为40万美元），补充地下水（520万美元），营养循环（1,130万美元）和碳汇等（2,700万美元）。

在制定这一区域的土地和水资源利用的决策中，这些环境价值大部分被排斥了。然而，把湿地产品与服务功能计算在经济效益中，会极大地改变发展决策的收益性和经济的可取性的指标。以巴罗策兰洪泛区为例，动态生态经济学模型——通过模拟50年期的人类活动对湿地系统的影响，表明了不同的土地管理模式的经济和财务意义。这些包括：任由资源利用和人口增长的“无为而治”模式，基于可持续湿地利用和管理的“合理利用”模式，需要减少或完全限制一定程度的消耗性资源利用的“保护区”模式，以及假定将泛滥平原逐渐改造成大范围水稻种植的“农业发展”模式。

此动态模型清楚地表明，巴罗策兰泛滥平原最有经济价值的未来管理选择是合理利用和保护湿地区域。这种模式产生了约9,000万美元的净现值。相比而言，“无为而治”的模式可获得8,000多万美元，“保护区”模式则少于7,000万美元，大范围农业项目不到8,000万美元。然而，模型研究发现，考虑到可持续资源利用的收益，严格的保护管理制度产生的机会成本很高；将湿地转农用地对当地和国家产生的经济效益和财务收益则远小于因湿地产品和服务功能丧失所带来的成本。有趣的是，可持续管理巴罗策兰泛滥平原所获得的经济和财务价值，从当地的的贡献最为显著。

第五章

从案例研究迈向规范化实践

5.1 不同的研究导致不同的决策

本书阐述了许多方法，可将生态系统作为水供给和水需求的经济要素来评价，并展示了如何将产生的信息纳入经济评价和指标中，用于水行业的决策。

书中建议在总经济价值框架下确定生态系统水资源效益，并运用一系列市场和非市场的方法，对不同群体各相关价值予以量化。本书遴选了用来构建生物经济学模型的步骤和所需要的信息，建立生态系统的质量或状况与水产品和服务功能的变化与经济价值的变化之间的关系。然后，将这些关联关系表达成可计算的度量和指标，为水行业的决策提供支持工具。工具包括经济与财务度量中的成本效益分析、成本效率分析、风险效益分析和决策分析，以及非货币决策工具如多标准分析等。

在现实世界中，也已经有运用生态系统评价影响决策的真实案例。这些案例阐明了计算生态系统价值的方法，能够和业已应用于不同国家、生态系统、行业和水资源管理。同时指出了什么类型的生态系统价值的经济论据和管理信息，能够影响不同行业中不同类型的水资源决策。

这些案例研究还另有一种用途。它们能指导那些愿意将经济评价引入实践的人，帮助他们定义具体的研究。表 3 阐述了一些不同行业的管理和政策问题，并将它们与评价方法及案例研究相联系。

以下几页展示了表 3：生态系统价值和水资源管理议题：案例研究的总览。此表的目的是引导读者从可能的政策或管理问题深入到已有的案例研究，为具体的生态系统价值评价设计提供帮助。

行业	管理问题	评价重点	评价方法或决策支持工具	决策信息	国家/区域	编号
土地利用规划	将湿地区划为其他土地利用方式的后果是什么？	湿地支持生命的服务功能	重置成本	要替代自然湿地支持生命服务功能需很高的成本	瑞典	案例10
	湿地是否可区划为农业、房产或工业发展用地？	湿地资源的经济价值	市场价	淡水湿地具有很高的经济价值	南非	案例3
	改变湿地及其周围土地的利用类型会有哪些成本和效益？	在不同土地利用方式下，湿地对经济生产的贡献	生物经济学模型	对湿地管理相对较小的改变可产生很高的环境价值，但也需要土地所有者投入很大的资金	澳大利亚	案例18
	特定区域的最佳经济利用模式是什么？	湿地产品与服务功能对农业、资源利用、减缓洪水、补充地下水、营养循环和炭汇的价值		保护与可持续利用是最具经济价值的湿地管理选择	南非	案例24
农村发展	保护地（湿地）对当地社区是否重要？	在不同的土地利用方式中湿地对经济生产的贡献		可持续湿地管理产出最高的经济价值，给投资带来积极的回报	孟加拉	案例17
	是否有政府增加湿地管理拨款的发展案例？	湿地产品与功能对维持生计和地方经济的价值	市场格 替代成本	湿地高速发展和维持生活的价值成为政府的保护干预和预算拨款的依据	乌干达	案例1
	增加灌溉是刺激农村发展的最佳途径吗？	淡水径流不足造成生态系统退化而带来的农村发展成本	市场价	贫困和维持生计成本的增加为保障环境径流提供有力的论据	巴基斯坦	案例2
自然保护区	如何证明保护地为当地社区产生了效益？	在不同土地利用方案中，湿地对经济产出的贡献		可持续湿地管理产出了最高经济价值，并对投资产生积极的回报	孟加拉	案例17
	保护地是否值得投资？对到保护区的访客收费是否合理？	国内森林旅游的价值	旅行成本	游客为森林游憩支付费用的意愿很高，已经超过了当前的门票费	哥斯达黎加	案例6
	管理这片红树林区最优的方式是什么？	红树林产品与服务功能的经济、生态和社会价值	成本效益分析	不同的目标和收益取向影响所谓“最优”的红树林管理选择	菲律宾	案例21
能源	流域上游对工程的经济活力是否重要？	森林水文功能的价值	损失豁免	保护上游流域失败将减少水库的产出、收益和使用寿命	柬埔寨	案例14
	提议的工程会产生什么影响？	下游洪水的经济价值		水坝建设减少了下游的洪水，产生了显著的经济成本	肯尼亚	案例19
	在流域上游投资是否经济？	森林水文服务功能的价值	生物经济学模型	为水电的水资源而投资集水区管理，可获得较大的回报	厄瓜多尔	案例23

行业	管理问题	评价重点	评价方法或决策支持工具	决策信息	国家／区域	编号
健康	我们是否投资于环境净化工厂或湿地管理以降低饮用水中的硝酸盐含量？	湿地的除氮功能	防护费用	投资于除氮管理和湿地恢复有很高的回报	瑞典	案例12
住房、基础设施与城镇	湿地是否是人们希望居住在此地的理由？	城镇湿地的宜人价值	享乐定价	保护城市湿地可获得更高的地价	美国	案例8
	是否应该保护湿地，以预防城镇地区的洪水？	湿地削减洪水的功能	损失豁免	洪灾破坏的高代价证明进行湿地保护和可持续利用是正确的	南非	案例13
	我们应该保护城市湿地，还是可以将其排干用于住房建设？	湿地削减洪水的功能	防护费用	城市湿地削减洪水服务功能的高价值证明，保护湿地而不用于工业或住宅建设是正确的	斯里兰卡	案例11
	我们应该保护城市湿地，还是可以将其排干作为住宅建设用地？	湿地的废水处理功能	重置成本	城市湿地净化水质功能的高价值证明，将其保护而不用于工业或住宅建设是正确的	乌干达	案例9
灌溉、农村发展	改变灌溉项目的运营，并恢复下游河流的投资是否能收回投资？	灌溉项目造成的泛滥平原退化所带来的生计成本和资源利用机会的丧失	市场价格，多标准分析	从经济和脱贫的角度来看，对恢复泛滥平原和改变径流系统进行投资是合理的	喀麦隆	案例22
	保护上游流域对下游的灌溉项目是否有益？	集水区森林对灌溉农业有削减洪水的作用	生产率变动	森林的水文服务功能对当地经济福利的效益证明，保护地的保护政策是正确的	马达加斯加、危地马拉	案例4、5
	保护上游流域对下游的灌溉项目是否有益？	流域缓解干旱功能的当地价值	条件价值	森林的水文功能对当地经济福利的效益证明，保护区的保护政策是正确的	印度尼西亚	案例15
旅游和游憩	在恢复项目中投资公共资源是否正确？	河流生态系统对游憩、生物多样性、水质、削减洪水和气候的经济价值	成本效益分析	从经济和社会角度而言，在生态重建中投资公共资源已经证明是正确的	丹麦	案例20
	为改善环境质量而投资公共资源是否正确？	环境质量改善后对淡水游憩的价值	旅行成本	投资于改善淡水生态系统的环境质量产生很高的游憩效益	美国	案例7
	该地区旅游业的经济回报是多少？	海岸湿地对于当地的景观、游憩、怡人和存在的价值	条件价值	海岸湿地有很高的保护价值	韩国	案例16

5.2 最大化评价结果对决策的影响

以上这些技术提供了方法和分析的框架，使我们能够确定、计算和明确阐述生态系统、水资源和经济之间的关联。但是，生态系统评价的利用仍处于初期阶段。在水基础设施规划时，水资源分配定价时，在水资源部门进行投资时，生态系统评价尚未形成机制，而是额外的零星的工作。

在这方面，我们必须认识到能够以经济价值的形式表述生态系统与水之间的关联还不是我们的最终目标。挑战依然存在，我们将如何促使生态系统评价能够发挥其潜力，影响水行业的经济决策？运用何种方法和策略给生态系统评价带来最好的机遇，以影响水行业的政策、项目和规划。

"现实情况决定了评价是否对决策者具有说服力。"

现有的实际情况，决定了所提供的信息能够在多大程度上对与水有关的决策者具有说服力，以及决策者是否会利用这些信息改变水行业的工程设计、项目规划及政策制定的方式。以下是一些实用的建议，它们能最大化地增加评价结果影响与水有关决策的可能性。

5.2.1 令人信服地交流：展示有用和相关的信息

无论评价研究的结果多好，如果没有人看到、读到，或没有说服力，它们对决策都不会产生任何影响。有效地展示和传播信息是一门艺术。在许多案例中，开展评价研究的技术专家并不一定是开展传播的最佳人选——我们往往需要专业的传播人员和设计合理的传播策略。与水有关的生态系统评价的信息需要以令人信服的方式进行高效而广泛的传播。

在人们发现生态系统水价值信息可以帮助他们更好地理解或处理特定的情况或问题时，信息便最容易得到传播。例如，湿地退化会对家庭收入会产生怎样的影响？通过对流域保护的投资，可为水力发电节约多少费用？通过森林旅游来增加收入的潜力如何？在设计和酝酿评价研究以及提交研究成果时，这都是一个重要的考虑因素。研究必须是实用的，与政策相关的，具有针对性或联系实际的管理问题。仅为了评价本身而开展的评价，无论意义如何，很可能无法说服人们改变其水资源的决策。

有很多人参与与水有关的决策，因而传播评价研究的结果必须在众多层面上进行。我们应尽可能影响最广泛的相关利益群体，从政治家到村民，从经济规划人员到生态系统管理者，从水工程师到水产品与服务功能的最终使用者。要使评价的结果对这些不同的群体都具有说服力，就需要不同的传播策略，不同的信息和展示信息的方法。

在荷兰罗比斯利用鱼类检验莱茵河的水质

5.2.2 改变思路：提升参与和意识

生态系统评价研究不应该、也不可能脱离于那些不同的使用、依赖和管理水资源的群体而独立实施。这些群体包括从当地的土地所有者、行业的专业人员、水资源规划者和环境管理者到政府的高层政策决策者和国外的捐资机构，以及生态学、生物学、水文学和工程等学科的科学家和技术专家，他们为指导水资源决策提供了不同类型的信息。

要获得必需的动力以确保生态系统的价值能纳入到与水有关的决策中，就需要影响这些众多的群体，让他们感到他们参与了评价的实施过程，且评价结果准确地反映了他们的观点和利益。除非关键的相关利益群体参与了评价研究，且意识到评价结果的利用价值，否则其结果不可能获得广泛的支持或产生广泛的影响。

“使关键的相关利益群体参与评价研究，以得到他们的支持。”

培养生态系统、水资源、经济之间的关系及其与决策关系的广泛共识，对于吸引不同群体的参与是至关重要的。评价信息本身就提供了强有力的工具，可用于培养关于生态系统在水供求关系中作用的意识。讨论其货币价值，对人们的生态系统和水资源相关问题的兴趣和意识能产生巨大的影响。

5.2.3 回应战略性机遇：与政策、战略和规划协作

由于经济水平是从宏观的角度来关注，把生态系统评价纳入高层政策、策略和规划中，就为影响与水有关的决策提供了战略性的机遇。

水行业内外的政策、策略和规划既影响与水有关的决策，又被决策所影响。水资源效益、生态系统状况与由某些部门的决策之间有着紧密的联系，这些部门包括财政经济规划、能源、林业、农业、交通部门，基础设施部门和城镇发展部门等。

在宏观经济学和行业性的政策、战略和规划中，确实体现生态系统的价值就为影响与水有关的决策提供了战略性的机遇。以这些最高层次的手段做支撑，既设定发展和投资的目标，决定目标实现的方式，又提供了与水有关决策的指导框架。例如，农业政策通过其鼓励作物与牲畜种类和数量的生产而影响自然生态系统，其生产本身也严重依赖于资源生态系统水服务功能。能源政策特别是水电与水的生态系统有着紧密的联系。至于财政和经济政策，由于它们构建了人们生产与消费的总体框架和目标，所以它们对制定与水有关的决策方法有着重大影响。

“更高层的政策、战略和规划为影响决策提供战略性的机遇。”

政策、战略和计划为引入生态系统评价的要求提供了机会。其后，评价必须要包含在这些行业的工程分析和投资评估的指南中。虽然，在成本效益分析和环境影响评价中综合考虑环境经济已经越来越普遍，但鲜有将生态系统评价作为标准的程序来要求。在政策层面将本书论述的步骤与技术方法标准化程序化，是将生态系统评价纳入到与水有关的决策中的重要前提。

5.2.4 实事求是：平衡政治议程和竞争性利益

在所有决策都是为社会福祉而制定的完美世界中，仅通过提供评价的信息就可能足以确保与水有关的决策能公平地充分地考虑生态系统，不幸的是，一般情况并非如此。在水资源及其基础设施利用中，往往存在着多种甚至是相互冲突的利益，而其中一些利益较之其他利益有更大的影响力。所以，在与水有关的决策舞台上往往看不到政治议程。

在提出生态系统评价研究的结果和建议时，促成这些相互冲突利益间的合作和平衡是非常关键的。为此，重要的是巧妙运用战术，与有真正政治意愿和权力的公众群体合作，影响与水有关的决策。正如生态系统评价旨在明确表述那些传统上在决策过程中被忽略的成本与利益一样，需要代表常常被排除在决策之外的许多群体的利益。例如，参与评价的可能包括捍卫水生态系统的土地所有者，或那些依靠生态系统产品和服务功能谋生的人们。

“展示与水有关的决策是如何有利于关键行动者”

重要的是确保关键方面对生态系统评价的支持，并证明某些与水有关的决策对他们有利。例如，向财政部门展示水资源的生态保护可带来国家发展指标的显著提高，向社区领导指出当地就业主要依赖于生态系统资源，说服政治家相信生态系统中水的价值对他的支持者意义不同寻常。这就需要确认那些有权力、利益或影响（以及责任和委托职责）的群体，使他们推动与水有关决策的改革，他们能将生态系统评价列入政治或政策议程，使他们承诺投入时间和精力做这一工作。

5.2.5 加强能力建设：创建知识和能力资源

在机构的能力、技术专长、方法和信息方面投资，都是将生态系统评价作为与水关于决策规程的根本基础。

生态系统评价仍是专业技术中相对较新的议题和领域蜒大部分使我们能评价生态系统产品和服务功能的基本工具和概念是最近十年中才发展起来的，而且也仅是最近几年才开始运用于水资源的政策和实践的。

在多数国家和部门中，环境或资源经济学家寥寥无几，开展生态系统评价的技能和培训仍然匮乏，也极少有水资源机构配备足够的技术或人力资源来承担生态系统评价研究。从长远来说，开发并加强机构和个人的这种能力，是把生态系统评价列入决策议程中必不可少的部分。

在水行业，生态系统评价的方法和信息基础仍然很薄弱。许多用于生态系统评价的工具已在欧洲和北美洲得到应用，但很大程度上仍然束之于学术和理论之高阁，还没有搬上实践的舞台。目前最紧迫的需求是开发并示范一些具有广泛相关性和适用性的生态系统评价方法，其目标是提供实用的、与政策相关的信息。这些方法要能在有限的时间、资金和技术能力的条件下应用，且数据结果的质量和置信度上是可靠的。

案 例

案例 1. 基于水的生态系统对乌干达帕里沙地区城乡生计的价值.....23

案例 2. 巴基斯坦印度河三角洲对生态系统不适宜的淡水分配的代价.....23

案例 3. 使用市场价格法评估南非赞比西河盆地的淡水湿地.....31

案例 4. 应用生产影响法评价东马达加斯加岛的森林减轻洪涝的效益.....33

案例 5. 使用生产影响法评价危地马拉云雾林在水供应中的作用.....33

案例 6. 使用旅行成本法评价哥斯达黎加热带雨林旅游的价值.....34

案例 7. 用旅行成本法评价美国净水娱乐环境质量改善的影响.....35

案例 8. 使用享乐定价法评估美国城镇湿地的价值.....36

案例 9. 使用重置成本法评价乌干达纳凯努波湿地的水质净化服务功能.....37

案例 10.使用重置成本法评估瑞典马尔特波湿地的功能价值.....37

案例 11.运用防护费用法评价斯里兰卡湿地削减洪水的服务功能.....38

案例 12.运用防护费用法评估瑞典的沼泽地去氮功能的价值.....39

案例 13.运用损失豁免法评估马拉维和莫桑比克低君湿地与
赞比亚的巴罗泽泛滥平原的削减洪水功能的价值.....40

案例 14.使用可损失豁免法评估柬埔寨森林的流域保护功能
在卡木凯水电项目中的价值.....40

案例 15.运用条件价值法评估东印度尼西亚的农民愿为流域缓解
干旱服务功能支付的费用.....42

案例 16.运用条件价值法评估韩国沿海湿地的价值.....43

案例 17.孟加拉海尔·霍尔湿地管理干预的生物经济学模型.....49

案例 18.澳大利亚湿地管理的生物经济学模型.....49

案例 19. 将生态系统的成本效益纳入肯尼亚塔纳河水坝建设工程的经济评估.....51

案例 20. 丹麦斯科吉恩河项目的成本效益分析.....51

案例 21. 使用多标准评估菲律宾红树林管理的预选方案.....54

案例 22. 将经济分析用于论证喀麦隆瓦匝·龙工泛滥平原的重建.....54

案例 23. 投资森林管理以保障供水的经济效益示范——厄瓜多尔朴特水电项目....55

案例 24. 评估不同土地利用选择对生态系统的经济影响，以测定

赞比亚巴罗策兰泛滥平原的保护、可持续利用与发展价值.....55

图 表

表 1. 森林和湿地：生态系统的水服务功能 22

表 2. 水生态系统的总体经济价值 27

图 1. 常用的生态系统评价方法分类图示 31

图 2. 运用生态系统评价提供决策所需要的信息 48

表 3. 生态系统价值与水资源管理的问题：研究案例汇总表 58

参考文献

1 OECD Data; see also Winpenny, J.T., 2003, Financing Water for All: Report of the World Panel on Financing Water Infrastructure, World Water Council, 3rd World Water Forum and Global Water Partnership.

2 Guerquin, F., Ahmed, T., Hua, M., Ikeda, T., Ozbilen, V. and M. Schuttelaar, 2003, Making Water Flow for All, World Water Action Unit, World Water Council, Marseilles.

3 Winpenny, J.T., 2003, op cit.

4 Nasi, R., Wunder, S. and Campos J., 2002, Forest ecosystem services: can they pay our way out of deforestation? Discussion paper prepared for the GEF Forestry Roundtable, UNFF II, Costa Rica. Note 4

5 Daily, G. C., ed., 1997, Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems, Island Press, Washington DC.

6 From Daily et al 1997 op cit.; Johnson, N. White, A. and D. Perrot-Maître, 2001, Developing Markets for Water Services from Forests: Issues and Lessons for Innovators, Katoomba Group, World Resources Institute and Forest Trends, Washington DC; Stuip, M.A.M., Baker, C.J., and W. Oosterberg, 2002, The Socio-Economic Value of Wetlands, Wetlands International and RIZA, Wageningen; Winpenny, J.T., 1991, Values for the Environment: A Guide to Economic Appraisal, Overseas Development Institute, HMSO Publications, London.

7 Chomitz, K. M. and Kumari, K., 1998, The Domestic Benefits of Tropical Forests: A Critical Review, World Bank Research Observer, 13(1): 13-35.

8 From Karanja, F., Emerton, L., Mafumbo, J. and W. Kakuru, 2001, Assessment of the Economic Value of Pallisa District Wetlands, Uganda, Biodiversity Economics Programme for Eastern Africa, IUCN - The World Conservation Union and Uganda National Wetlands Programme, Kampala.

9 From Iftikhar, U., 2002, 'Valuing the economic costs of environmental degradation due to sea intrusion in the Indus Delta', in IUCN, Sea Intrusion in the Coastal and Riverine Tracts of the Indus Delta - A Case Study. IUCN The World Conservation Union Pakistan Country Office, Karachi.

10 James, R. F., 1991, Wetland Valuation: Guidelines and Techniques, PHPA/AWB Sumatra Wetland Project Report No 31, Asian Wetland Bureau - Indonesia: Bogor.

11 Johnson et al 2001 op cit.

12 Reid, W.V., 2001, Capturing the value of ecosystem services to protect biodiversity. In Managing human-dominated ecosystems, eds. G. Chichilenisky, G.C. Daily, P. Ehrlich, G. Heal, J.S. Miller. St. Louis: Missouri Botanical Garden Press.

13 Isakson, R. S. 2002, Payments for Environmental Services in the Catskills: A Socio-Economic Analysis of the Agricultural Strategy in New York City's Watershed Manage ment Plan, Report was elaborated for the "Payment for Environmental Services in the Americas" Project, FORD Foundation and Fundación PRISMA, San Salvador.

14 CASE STUDY REFERENCE LAO PDR

15 Gerrard, P., 2004, Integrating Wetland Ecosystem Values into Urban Planning: The Case of That Luang Marsh, Vientiane, Lao PDR, WWF Lao PDR and IUCN – The World Conservation Regional Environmental Economics Programme Asia, Colombo.

16 Guerquin et al 2003 op cit.

17 DFID, 2002, Poverty and Environment, UK Department for International Development, Environment Policy Department, London.

18 STEA, 2003, Lao PDR Biodiversity: Economic Assessment, Science, Technology and Environment Agency, Vientiane.

19 NEMA, 1999, Uganda Biodiversity: Economic Assessment, National Environment Management Authority, Kampala.

[20] Turpie, J., Smith, B., Emerton, L. and J. Barnes, 1999, Economic Valuation of the Zambezi Basin Wetlands, IUCN The World Conservation Union Regional Office for Southern Africa, Harare

[21] Pearce, D. W., 1990. An Economic Approach to Saving the Tropical Forests. Discussion Paper 90-06, London Environmental Economics Centre, London.

[22] Barbier, E., 1994, 'Valuing environmental functions: tropical wetlands', Land Economics 70(2): 155-73.

[23] Gren, I. and T. Söderqvist, 1994, Economic Valuation of Wetlands: A Survey, Beijer Discussion Paper Series No. 54, Beijer International Institute of Ecological Economics, Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm.

[24] A market can be said to be competitive when there are a large number of buyers and sellers, there are no restrictions on market entry, buyers and sellers have no advantage over each other, and everyone is fully informed about the price of goods.

[25] Marginal value is the change in value resulting from one more unit produced or consumed.

[26] From Seyam, I.M., Hoekstra, A.Y., Ngabirano, G.S. and H.H.G. Savenije, 2001, The Value of Freshwater Wetlands in the Zambezi Basin, Paper presented at Conference on Globalization and Water Resources Management: the Changing Value of Water, AWRA/IWLRI-University of Dundee.

[27] A public good is characterised by the non-excludability of its benefits – each unit can be consumed by everyone, and does not reduce the amount left for others. Many ecosystem services are pure or partial public goods – for example scenic beauty (a pure public good), or water quality (which has many of the characteristics of a public good). In contrast a private good is one from which others can be excluded, where each unit is consumed by only one individual. Most natural resources are private goods.

[28] A substitute good or service is one which is used in place of another – for example kerosene instead of firewood, or bottled water instead of tapwater.

[29] A complementary good is one which is used in conjunction with another – for example between other products and fishing activities such as the collection of reeds for fishing baskets or firewood for fish smoking.

[30] From Kramer, R.A., Richter, D.D., Pattanayak, S. and N. Sharma, 1997, Ecological and Economic Analysis of Watershed Protection in Eastern Madagascar, Journal of Environmental Management 49: 277–295.

[31] From Brown, M., de la Roca, I., Vallejo, A., Ford, G., Casey, J., Aguilar, B. and R. Haacker, 1996, A Valuation Analysis of the Role of Cloud Forests in Watershed Protection: Sierra de las Minas Biosphere Reserve, Guatemala and Cusuco National Park, Honduras, RARE Center for Tropical Conservation, Fundacíon Defensores de la Naturaleza and Fundacíon Ecologica.

[32] From Tobias, D. and R. Mendelsohn, 1991, Valuing ecotourism in a tropical rainforest reserve, Ambio 20(2): 91-99.

[33] From Feather, P., Hellerstein, D. and H. LeRoy, 1999, Economic Valuation of Environmental Benefits and the Targeting of Conservation Programs: The Case of the CRP. Resource Economics Division, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture. Agricultural Economic Report No. 778, Washington DC.

[34] Consumer surplus is the difference between the value of a good and its price, in other words the benefit over and above what is paid that is obtained by a consumer who is willing to pay more for a good or service than is actually charged. When a benefit is obtained free, all of its value is consumer surplus.

[35] From Mahan, B.L., 1997, Valuing Urban Wetlands: A Property Pricing Approach, US Army Corps of Engineers Institute for Water Resources, Evaluation of Environmental IWR Report 97-R-1, Washington DC.

[36] From Emerton, L., Iyango, L., Luwum, P., and A. Malinga, 1999, The Economic Value of Nakivubo Urban Wetland, Uganda, IUCN - The World Conservation Union, Eastern Africa Regional Office, Nairobi.

[37] From Gren, I., Folke, C., Turner, K. and I. Bateman, 1994, Primary and secondary values of wetland ecosystems, Environmental and Resource Economics 4: 55-74.

[38] From Emerton, L., and Kekulandala, B., 2002, Assessment of the Economic Value of Muthurajawela Wetland, IUCN — The World Conservation Union, Sri Lanka Country Office and Regional Environmental Economics Programme Asia, Colombo.

[39] From Gren, I., 1995, 'The value of investing in wetlands for nitrogen abatement', European Review of Agricultural Economics 22: 157-172.

[40] From Turpie et al 1999 op cit.

[41] From Emerton, L., Seilava, R. and H. Pearith, 2002, Bokor, Kirirom, Kep and Ream National Parks, Cambodia: Case Studies of Economic and Development Linkages, Field Study Report, Review of Protected Areas and their Role in the Socio-Economic Development of the Four Countries of the Lower Mekong Region, International Centre for Environmental Management, Brisbane and IUCN - The World Conservation Union Regional Environmental Economics Programme, Karachi.

[42] From Pattanayak, S. and R. Kramer, 2001, Pricing ecological services: Willingness to pay for drought mitigation from watershed protection in eastern Indonesia, Water Resources Research, 37(3): 771–778.

[43] From Pyo, H., 2002, The Measurement of the Conservation Value for Korean Wetlands Using the Contingent Valuation Method and Cost-Benefit Analysis, Korea Maritime Institute, Seoul.

[44] Carson, R. and R. Mitchell, 1989, Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method, Resources for the Future, Washington DC.

[45] Examples of the application of these techniques to ecosystem water services include DGA and UAC, 2000, Catastro y localizacíon de usos publicos no extractivos o usos in situ del agua, Gobierno de Chile Ministerio de Obras Públicas, Direccion General de Aguas y Universiad Austral de Chile Facultad de Ciencias Forestales, Santiago; Griner, B.P. and S.C. Farber, 1996, A conjoint analysis of water quality enhancements and degradations in a western Pennsylvania watershed. United States Environmen tal Protection Agency, Washington DC; Kuriyama,K., 2002, Measuring the value of the ecosystem in the Kushiro wetland: an empirical study of choice experiments, Forest Economics and Policy working paper #9802, Department of Forest Science, Hokkaido University Japan; Morrison, M.D., Bennett, J.W. and R.K. Blamey, 1998, Valuing Improved Wetland Quality Using Choice Modelling, Research Report No. 6, Choice Modelling Research Reports, School of Economics, and Management, University College, The University of New South Wales, Canberra.

[46] Nasi et al 2002 op cit.

[47] Hitchcock, P., 2000,. The Economics of Protected Areas and the Role of Ecotourism in their Management. The World Commission on Protected Areas, 2nd South East Asia Regional Forum, Pakse, Lao PDR, 6-11 December 1999. A. G. Galt, T. Sigaty and M. Vinton. Vientiane, IUCN - The World Conservation Union, Lao PDR Country Office.

[48] Brown, K. and D. Moran, 1993, Valuing Biodiversity: The Scope and Limitations of Economic Analysis, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, London.

[49] Chomitz and Kumari 1998 op cit.

[50] Erickson, J. D. , 2000, Endangering the economics of extinction, Wildlife Society Bulletin 28(1): 34-41.

[51] Freese, C. H. and D. L. Trauger, 2000, Wildlife markets and biodiversity conservation in North America, Wildlife Society Bulletin 28(1): 42-51.

[52] Creemers, G. and van den Bergh, J., 1998, 'The use of a hydrological economic model to estimate indirect use values of wetlands: a case study in South Africa', paper presented at 4th Workshop of the Global Economics Network, Wetlands: Landscape and Institutional Perspectives Stockholm.

[53] Bockstael, N, 1996, 'Modelling economics and ecology: the importance of a spatial perspective', American Journal of Agricultural Economics 78: 1168-80.

[54] From Colavito, L., 2002, 'Wetland economic valuation using a bioeconomic model: the case of Hail Haor, Bangladesh', paper presented at Workshop on Conservation and Sustainable Use of Wetlands: Learning from the World, IUCN - The World Conservation Union, Kathmandu.

[55] From Bennett, J. and S. Whitten, 2002, The Private and Social Values of Wetlands: An Overview, Land & Water Australia, Canberra.

[56] For detailed guidelines on the application of CBA techniques, see Winpenny, J.T., 1995. The Economic Appraisal of Environmental Projects and Policies: A Practical Guide, Economic Development Institute of the World Bank, Overseas Development Institute, and Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

[57] It thus follows that a high discount rate reflects a strong preference for present consumption, and a low discount rate reflects longer-term considerations and preferences.

[58] From Emerton, L., 1994, An Economic Valuation of the Costs and Benefits in the Lower Tana Catchment Resulting from Dam Construction, Report prepared by Acropolis Kenya Ltd for Nippon Koei, Nairobi.

[59] From Dubgaard, A., Kallesøe, M.F., Petersen, M.L. and J. Ladenburg, 2002, Cost-Benefit Analysis of the Skjern River Project, Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg; Dubgaard, A., 2003, Cost-benefit analysis of wetland restoration, Paper presented at International Conference 'Towards Natural Flood Reduction Strategies', Warsaw.

[60] From Janssen, R. and J.E. Padilla, 1996, Valuation and Evaluation of Management Alternatives for the Pagbilao Mangrove Forest, CREED Working Paper series No. 9, International Institute for Environment and Development (IIED) London and Institute for Environmental Studies (IVM), Vrije Universiteit Amsterdam.

[61] From IUCN, 2001, Economic Value of Reinundation of the Waza Logone Floodplain, Cameroon, Projet de Conservation et de Développement de la Région de Waza-Logone, Maroua.

[62] From Southgate, D. and Macke, R. (1989) 'The downstream benefits of soil conservation in Third World hydroelectric watersheds'. Land Economics 65(1).

[63] From Turpie et al 199 op cit.

主要经济术语和概念

生态系统水基础设施

将生态系统视为一种天然的供水基础设施的概念，可以计算其所提供的服务价值和维护其正常功能的成本，以便在发展项目的决策中充分考虑生态系统的价值，为保护生态系统提供可比的经济价值依据。

收益成本比

一种衡量项目是否可取或盈利的方法：计算项目总支出与总收益现值之比。

生物经济模型

一种综合模拟自然生态和社会经济运行的模型，可以用于比较分析不同管理模式可能产生的后果和对生态系统价值影响。

选择试验法

陈述偏好类[1] 生态系统和环境资源价值评估法，即针对某种生态环境资源设计一组不同的利用方式，每种方式对使用特征属性包括价格，适用被调查者的选择，分别给予不同的赋值。

互补品

与其他产品或服务一道使用的产品或服务。

关联分析法

陈述偏好取向类生态系统和环境资源价值评估法的一种，即对某方面现实问题设计情景，每一种假设的情景都有一些相关的环境产品和服务功能组合，被访问者必须选择其中的一种情景。

消费者剩余

商品价值与价值间的差异，换句话说就是消费者所获得的商品和服务价值超出其支付价格的部分，愿意支付比其实际定价更高的价格。

条件价值法（CVM）

陈述偏好取向类生态系统和环境资源价值评估方法的一种，即假定可以对某种环境产品或服务的数量或质量变动进行交易，要求受访者对出售或购买这种变动进行报价，从而估算利益相关者对环境变动的支付意愿（WTP）和接受补偿意愿（WTA）。

成本分析方法类

一类生态环境价值评估方法。维持生态系统有利于保证其产品和服务的得失或损失豁免，包括替代成本、防护费用和损失豁免方法。

成本收益分析（CBA）

一种决策工具，通过比较项目的成本收益判断项目是否可取。

成本效用分析（CEA）

一种决策工具，根据实现特定目标的最小成本判断项目是否可。

损失豁免法

一种成本途径方法用于评估生态系统或环境价值，通过减少的下游基础设施、生产力或人力资源的损失来计算现有生态系统产品和服务价值。

决策分析

一种决策工具，通过加权一个行动的各种预期风险和及其收益来评估项目可取性（换句话说，以发生率为权重来加权各种价值）。

直接价值

总经济价值的一部分，即环境或自然资源直接用来做原材料或充当生产、消费和销售的物质产品时的价值。

贴现（折现）

按给定的贴现率把未来收益流折算成现在的价值（现值）的过程，计算方法是 $PV = \sum_{n} P_n e^{-in}$ 其中i表示折现率，n表示年份，Pn表示第n年获取的预期收益。

贴现率（折现率）

把未来的损益流折算为现值的利息率。

经济成本收益分析（Economic CBA）

用实际价格或影子价格对项目、计划或政策的整体社会影响进行评估。

经济回报率

一种衡量项目可取性或可收益性的方法：利用现实价格或影子价格对所有成本和收益进行比较分析，由此来计算项目净收益流的内部收益率。

经济价值

用于度量“真实”经济成本或收益的价值，通常要省略转移支付的影响，并估算所以栏目对社会的机会成本。

生产变动法

生产函数类方法用于生态系统和环境资源价值评估方法的一种，即通过定量分析生态系统产品或服务功能的数量或质量变化与市场价格变化之间的联系来估算相应的生态环境价值。

存在价值

总经济价值的一部分，即环境或自然资源的固有价值，不论人们当前和未来是否使用都具备的价值。

财务成本收益分析（Financial CBA）

用财务价值分析评估项目、计划或政策对相关个体或群体的私人成本收益的影响。

财务回报率

一种衡量项目可取性和收益性的方法：用市场价格核算所有的成本和受益，由此评估项目净收益流的内部收益率。

财务价值

用市场价格度量流出或流入特定个体或群体的价值。

内涵定价法

替代市场类方法用于生态系统和环境资源价值评估的一种方法，即通过分析相关市场价格（如房地产价格和工资收入）的变动评估那些引发此类实际市场变动的生态系统产品或服务的价值。

间接价值

总经济价值的一部分，即维持和保护自然与人类系统的环境服务功能的价值。

内部收益率（IRR）

一种衡量项目可取性和收益性的工具，即项目净收益现值为零时的贴现（折现）率。

边际收益

增加一单位产品或服务的消费所带来的收益变动。

边际成本

增加一单位产品或服务的生产所带来的成本变动。

边际价值

增加一单位产品（服务）的消费或生产所带来的价值变化。

市场价值法

用市场价格评估生态系统或环境资源价值的方法：在现实市场交易中用多少钱购买，多少钱可以买。

防护费用法

一种基于成本分析的生态系统和环境资源价值评估方法，即估算为减轻或转移因生态系统产品或服务缺失必须支付的经济价值，以此推算相应的生态系统价值。

多标准分析

一种决策工具，用生态、社会和经济标准综合权衡各种货币或非货币信息：生态系统产品和服务经济价值属于整合标准中一类。

净现值（NPV）

一种评价项目可取性或收益性的工具，即项目净收益或净支出的折现值。

机会成本

一种商品、服务或资源用于其他途径能够获得的最大净收益[1]。

期权价值

总经济价值的一部分,保护环境或自然资源以用于将来的未知利用方式,而非现在提取其直接或间接价值,为此付出的保护支出即期权价值。

完全竞争

一种市场结构，其主要特征是市场上：(1）产品有众多的卖方和买方；(2）出售的产品没有大的差别，具有完全替代性；(3）没有准入限制；(4）任何卖方或买方相对于其他卖方或买方都没有竞争优势；(5）所有买方和卖方拥有商品价格相关的全部信息。在这种情形下,没有任何一个卖方或买方能够单独影响产品价格等市场行情。

生产函数法

一类生态系统和环境价值评估方法。此类方法将实际商品或服务的产出变化与生态系统产品或服务的质量数量变化联系起来,通过分析两者之间的生物物理或剂量－反应关系评估相关的生态环境价值,如生产率变动法。

私有品

该物品如果被一个人消费其他人就不能再进行消费，其收益具可分性、排他性的物品。

公共品

向部分人供应的同时可以在不增加供应成本的情况下向其他人供应的物品,这类物品的供应不可分割,不具排他性。

重置成本法

一种基于成本分析的生态系统和环境价值评估方法,即根据可以替代生态系统产品或服务的人造产品、设施或技术的成本估算生态系统或环境资源的价值。

风险效益分析

一种决策工具，集中于避免发生高风险事件，评估如果不采取行动所导致的损失。

影子价格

应用于经济分析中的价格，当市场价格不能反映“真正”经济价值采用。

陈述偏好取向类

一类生态系统和环境价值评估方法,通过直接调查消费者给特定生态系统产品或服务价格的评价或偏好情况估算相应的生态系统和环境价值，包括条件价值法、关联分析法和选择试验法等。

替代品

在使用上成竞争关系的产品或服务。

代理市场法

一类生态环境价值评估方法,通过评估人们的相关支出或评估实际市场中相关的产品或服务价格变动,间接地估算生态系统产品或服务的价值，包括旅行成本法和内涵定价法等。

总经济价值（TEV）

生态系统或环境资源的所有市场效益和非市场效益的总和，包括直接价值、间接价值、选择价值和存在价值。

旅行成本法

一种用代理市场评估生态系统或环境资源价值的方法，即通过人们为享受生态系统的游憩服务功能所支付费用，估算相关生态环境价值。

支付意愿（WTP）

为享用生态系统产品或服务支付费用的意愿。

接受意愿（WTA）

对放弃享有生态系统产品或服务而接受补偿的意愿。

照片版权

第 18 页：© Cosmos / Hollandse Hoogte

第 18 页照片注释：©Hollandse Hoogte / Fred Hoogervorst

第 25 页：©Laif / Hollandse Hoogte

第 30 页：©路透社 / Amit Daye

第 35 页：©Anzenberger / Transworld

第 42 页：© 路透社 / Peter Andrews

第 52 页：©Laif / Hollandse Hoogte

第 61 页：© Hollandse Hoogte / Rob Huibers