

千年生态系统评估

生态系统与 人类福祉

评 估 框 架

张永民 译 赵士洞 校

中国环境科学出版社

生态系统与人类福祉： 评估框架

张永民 译 赵士洞 校

千年生态系统评估项目概念框架工作组的报告

中国环境科学出版社·北京

图书在版编目 (CIP) 数据

生态系统与人类福祉：评估框架/ 编.
—北京：中国环境科学出版社，2006.
ISBN 7- - -

. ① - - ② - -
- .

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2006) 第 号

责任编辑 赵惠芬 李恩军
责任校对
封面设计

出版发行 中国环境科学出版社
(100062 北京崇文区广渠门内大街 16 号)
网 址：<http://www.cesp.cn>
联系电话：010-67112765 (总编室)
发行热线：010-67125803

印 刷
经 销 各地新华书店经销
版 次 2006 年 00 月第一版
印 次 2006 年 0 月第一次印刷
印 数 1 - 000
开 本 000×000 1/00
印 张 000
字 数 0000 千字
定 价 00.00 元

【版权所有。未经许可请勿翻印、转载，侵权必究】
如有缺页、破损、倒装等印装质量问题，请寄回本社更换

译者序

千年生态系统评估 (Millennium Ecosystem Assessment, 缩写为 MA) 是由联合国秘书长安南宣布, 于 2001 年 6 月 5 日正式启动的。这是一个由联合国有关机构及其它组织资助, 为期 4 年的国际合作项目。它是世界上第一个针对全球陆地和水生生态系统开展的多尺度、综合性评估项目, 其宗旨是针对生态系统变化与人类福祉间的关系, 通过整合现有的生态学和其他学科的数据、资料 and 知识, 为决策者、学者和广大公众提供有关信息, 改进生态系统管理水平, 以保证社会经济的可持续发展。在该项目理事会和评估委员会的领导和指导下, 经过来自 95 个国家的 1360 位知名学者的共同努力, 目前该项目已经圆满结束。作为 MA 主要成果的技术报告、综合报告、理事会声明、评估框架和若干个数据库, 都已经在 2005 年圆满完成并公开发布。

MA 的实施, 为在全球范围内推动生态学的发展和改善生态系统管理工作做出了极为重要的贡献, 它是生态学发展到一个新阶段的里程碑。MA 的贡献主要有以下几个方面: 1. 首次在全球尺度上系统、全面地揭示了各类生态系统的现状和变化趋势、未来变化的情景和应采取的对策, 以及它们与人类社会之间的相互关系, 为在全球范围内落实环境领域的有关国际公约所提出的任务, 进而为实现联合国的千年发展目标提供了充分的科学依据 2. 丰富了生态学的内涵, 明确提出了生态系统的状况和变化与人类福祉密切相关, 将研究“生态系统与人类福祉”作为现阶段生态学研究的核心内容和引领 21 世纪生态学发展的新方向; 3. 提出了评估生态系统与人类福祉之间相互关系的框架, 并建立了多尺度、综合评估它们各个组分之间相互关系的方法。通过 MA 的实施, 标志着生态学已经发展到以深入研究生态系统与人类福祉的相互关系, 全面为社会经济的可持续发展服务为主要表征的新阶段。因此, MA 的实施受到了各个阶层的广泛关注, 其成果在全世界引起强烈的反响。

我国目前已经进入到一个以建设以人为本, 社会经济全面发展为目标的和谐社会的历史新时期。当前我国所面临的情况是, 一方面, 在社会经济发展领域取得了举世瞩目的成就; 另一方面, 由于人口多、经济

结构不尽合理和有些地方对自然资源的掠夺式开发等原因，我国目前仍然面临着水旱灾害频繁、水土流失严重、荒漠化扩展、水体污染加剧、外来物种入侵以及生物多样性丧失等生态问题，这已成为严重影响我国社会经济可持续发展，构建和谐社会的障碍。生态系统是地球生命支持系统的核心组成部分，健康的生态系统是人类生存和社会经济发展的基本保障。因此，解决我国当前所面临的诸多生态和与此有关的其它问题的根本出路，在于更新观念，改善生态系统的经营管理，稳定并提高生态系统向人类社会提供服务的能力。在这些方面，MA 的成果对我们有着极为重要的借鉴意义。

受 MA 秘书处和美国世界资源研究所的委托，由我的博士生导师赵士洞先生负责翻译并在中国印刷《生态系统与人类福祉：综合报告》、《入不敷出：自然资源与人类福祉——理事会声明》、《我们人类的地球：提供给决策者的概要》、《生态系统与人类福祉：荒漠化综合报告》、《生态系统与人类福祉：湿地与水综合报告》、《生态系统与人类福祉：健康综合报告》及《生态系统与人类福祉：评估框架》这几份报告和翻译 MA 网站上部分重要内容的工作。上述报告，连同由香港 BEC 负责翻译的报告《生态系统与人类福祉：工商业面临的机遇与挑战》一起，将于 2006 年 9 月底前在北京正式出版。在赵先生的指导下，我完成了《生态系统与人类福祉：评估框架》译文的初稿，由他负责对译文进行了全面的校对。

《生态系统与人类福祉：评估框架》共 8 章，245 页，由 51 位来自世界各国不同领域的知名学者合作完成。该报告于 2003 年出版，是 MA 诸报告中最早出版的一部。该报告的重要意义在于明确界定了千年生态系统评估有关的定义，提出了评估框架，为解决在评估工作中可能出现的各种疑难问题拟定了解决的途径，同时明确指出评估工作将会遇到的困难和挑战。《生态系统与人类福祉：评估框架》的出版，实际上为整个评估工作的顺利开展奠定了良好的基础。同时，由于该报告所涉及的生态系统与人类福祉间的相互关系和对这些关系的评估框架的创新意义，因此它的问世，是生态学发展到一个全面为社会经济可持续发展服务的新阶段的里程碑。

由于 MA 的创新意义，所以它的报告涉及到包括自然科学和社会科学在内的许多学科领域，提出了一系列新的定义及内涵，这给我的翻

译工作带来了严峻的挑战，使得翻译工作在最初阶段极为艰难。为此，我在翻译过程中，查阅了有关学科的文献，虚心向老师和同事请教，终于按时完成了翻译任务。尽管如此，我仍然感到自己在知识储备和翻译技巧方面有许多不足之处，需要今后不断充实和提高。值得庆幸的是，赵士洞先生曾担任 MA 评估委员会的委员，自始至终参与了该项目的组织与实施工作，因此对于 MA 的有关问题有深刻的认识。在翻译过程中，赵先生利用他广博的学识和经验，帮助我解决了翻译过程中的许多难题，在我的译文初稿完成以后，他又仔细校阅了全文。正是在赵先生的全力帮助下，才使得该报告的翻译准确、规范，确保了译文的质量。

中国科学院地理科学与资源研究所所长刘纪远研究员和河南财经学院院长李小建教授一直积极支持对 MA 报告的翻译工作；中国生态系统研究网络综合研究中心主任于贵瑞研究员和河南财经学院资源与环境科学系主任樊明教授为我们的工作提供了必备的条件；MA 项目秘书处的 Christine Jalleh 女士和赵士洞先生的助手赖鹏飞先生热情地为我提供了许多帮助。在出版过程中，得到了中国环境科学出版社李恩军和赵惠芬等同志的全力支持。在此，谨向他们表示诚挚的谢意！

张永民

2006年9月
于河南财经学院

千年生态系统评估理事会

MA 理事会代表了应用项目评估结果的用户。

主席

Robert T. Watson, 世界银行
A.H. Zakri, 联合国大学

机构代表

Delmar Blasco, Ramsar 湿地公约
Peter Bridgewater, 联合国教科文组织
Philbert Brown, 防治荒漠化公约
Hama Arba Diallo, 防治荒漠化公约
Max Finlayson, Ramsar 湿地公约
Richard Helmer, 世界卫生组织
Yolanda Kakabadse, 世界自然保护联盟
Arnulf Müller-Helmbrecht, 迁移物种公约
Alfred Oteng-Yeboah, 生物多样性公约
Seema Paul, 联合国基金会
Mario Ramos, 全球环境基金
Thomas Rosswall, 国际科学理事会
Dennis Tirpak, 气候变化框架公约
Klaus Töpfer, 联合国环境规划署
Jeff Tschirley, 联合国粮农组织
Alvaro Umaña, 联合国开发计划署
Meryl Williams, 国际农业研究咨询集团
Hamdallah Zedan, 生物多样性公约

理事会扩大成员

Fernando Almeida	José María Figueres	Paul Maro	Ismail Serageldin
Phoebe Barnard	Fred Fortier	Hal Mooney	David Suzuki
Gordana Beltram	Mohammed H.A. Hassan	Marina Motovilova	M.S. Swaminathan
Antony Burgmans	Yoriko Kawaguchi	M.K. Prasad	José Tundisi
Esther Camac	Corinne Lepage	Walter V. Reid	Axel Wenblad
Angela Cropper	Jonathan Lash	Henry Schacht	Xu Guanhua
Partha Dasgupta	Wangari Maathai	Peter Johan Schei	Muhammad Yunus

千年生态系统评估项目秘书处

千年生态系统评估项目秘书处的运作由联合国环境规划署 (UNEP) 负责协调, 其秘书处依托于以下合作机构:

联合国粮农组织 (FAO), 意大利
经济增长研究所, 印度
Meridian 研究所, 美国
国家公共卫生和环境研究所 (RIVM), 荷兰
国际科联环境问题科学委员会 (SCOPE), 法国
联合国环境规划署世界自然保护监测中心, 英国
Pretoria 大学, 南非
Wisconsin 大学, 美国
世界资源研究所 (WRI), 美国
世界渔业中心, 马来西亚

生态系统与人类福祉： 评估框架

作者

Joseph Alcamo	Rashid Hassan	Daniel Pauly
Neville J. Ash	Eric F. Lambin	Steve Percy
Colin D. Butler	Louis Lebel	Prabhu Pingali
J. Baird Callicott	Rik Leemans	Robert Prescott-Allen
Doris Capistrano	刘纪远 (Liu Jiyuan)	Walter V. Reid
Stephen R. Carpenter	Jean-Paul Malingreau	Taylor H. Ricketts
Juan Carlos Castilla	Robert M. May	Cristian Samper
Robert Chambers	Alex F. McCalla	Robert (Bob) Scholes
Kanchan Chopra	Tony (A.J.) McMichael	Henk Simons
Angela Cropper	Bedrich Moldan	Ferenc L. Toth
Gretchen C. Daily	Harold Mooney	Jane K. Turpie
Partha Dasgupta	Shahid Naem	Robert Tony Watson
Rudolf de Groot	Gerald C. Nelson	Thomas J. Wilbanks
Thomas Dietz	牛文元 (Niu Wen-Yuan)	Meryl Williams
Anantha Kumar Duraiappah	Ian Noble	Stanley Wood
Madhav Gadgil	欧阳志云 (Ouyang Zhiyun)	赵士洞 (Zhao Shidong)
Kirk Hamilton	Stefano Pagiola	Monika B. Zurek

协助编写的人员

Elena M. Bennett
Reinette (Oonsie) Biggs
Poh-Sze Choo
Jonathan Foley
Pushpam Kumar
Marcus J. Lee
Richard H. Moss
Gerhard Petschel-Held
Sarah Porter
Stephen H. Schneider

评估委员会主席

Angela Cropper
Harold A. Mooney

生态系统评估项目主任

Walter V. Reid

编辑委员会主席

José Sarukhán
Anne Whyte

各章审稿人

Gilberto Gallopin
Roger Kasperson
Mohan Munasinghe
Léon Olivé
Christine Padoch
Jeffrey Romm
Hebe Vessuri

千年生态系统评估项目评估理事会谨以此报告献给 Angela Cropper 女士已故的丈夫 John Cropper、母亲 Maggie Lee 和姐姐 Lynette Lithgow-Pearson。他们在一生的工作和生活中，倾注了对自然界的热爱和对改善人们生活状况的关注，充分体现了千年生态系统评估的精神和宗旨。

目 录

前 言	iii
致 谢	vi
摘 要	1
1 引言和概念框架	26
引言	27
概念框架概述	34
多尺度方法	43
评估的知识类型	44
结构性偏误的最小化	45
在制定决策中的应用	47
2 生态系统及其服务	49
引言	50
生态系统的边界和类型	51
生态系统服务	56
生物多样性和生态系统服务	62
生态系统的状况与可持续利用	63
3 生态系统与人类福祉	72
引言	73
构成人类福祉的关键要素	74
生态系统服务和人类福祉之间的联系	77
可替代性和福祉	81
平衡优先权：当前与未来	82
制度与自由	83
结论	85
4 导致生态系统及其服务发生变化的驱动力	86
引言	87
以前研究导致变化的因素的途径	89
对驱动力的概述	91
生态系统内部的决策者	92
外部决策对生态系统的影响	95
导致生态系统发生变化的驱动力	97
驱动力之间的相互作用	105

5 处理与尺度有关的问题	108
引言	109
尺度为什么重要	111
尺度转换	114
时空域	116
人文系统与生态系统的惯性	119
在具体的情境中考虑特定的尺度	120
生态系统与人文系统的尺度	121
尺度与政策	124
多尺度评估的指导原则	127
6 生态系统价值的概念与价值评估途径	130
引言	131
效用途径与经济价值评估方法	133
非效用价值	143
结论	150
7 分析方法	151
引言	152
数据	155
分析与报告中使用的单元	162
模拟问题	165
情景分析	168
跨领域问题	176
结论	180
8 策略性干预、响应对策与决策制定	181
引言	182
决策制定过程	183
对策与策略性干预	186
可以使用的知识	190
处理风险与不确定性的问题	196
决策分析框架与工具	198
附录 1 作者	204
附录 2 评审人员	209
附录 3 缩略语	210
附录 4 术语表	211
参考文献	219
索引	243

前 言

千年生态系统评估 (Millennium Ecosystem Assessment, 缩写为 MA) 是一项为期 4 年的国际合作项目, 其目标是满足决策者在生态系统变化与人类福祉之间的相互联系方面对科学信息的需求。《生态系统与人类福祉: 评估框架》是该项目的第一个成果。MA 是由联合国秘书长安南于 2001 年 6 月宣布启动的, 它的主要评估报告将于 2005 年发布 (译者注: 目前已经出版)。MA 的工作主要侧重于以下几个方面: 生态系统服务的变化是怎样影响人类福祉的? 在未来的几十年中, 生态系统的变化可能会对人类产生怎样的影响? 为了改善生态系统的经营状况, 从而提高人类的福祉水平和减缓贫困, 人类在局地、国家和全球尺度上可以采取怎样的响应措施?

《生物多样性公约》、《防治荒漠化公约》、《Ramsar 湿地公约》和《迁徙物种公约》的缔约方, 已经要求 MA 提供有关的科学信息, 以帮助这些条约的实施。此外, MA 还将考虑其他一些利益相关方的需求, 它们包括私营机构、民间社会组织和原住民团体。MA 的实施将和其他一些国际评估项目密切配合, 例如, 政府间气候变化委员会 (IPCC) 和全球国际水资源评估, 它们是针对某些特殊的变化问题, 或者针对导致变化的某些特殊驱动力进行深入研究。这些项目提供的科学评估可以为各类定期出版的年度和双年度报告提供坚实的基础, 例如, 《全球环境展望 (Global Environmental Outlook)》、《世界资源报告 (World Resources Report)》、《人类发展报告 (Human Development Report)》和《世界发展报告 (World Development Report)》等。

MA 的理事会由 5 个国际公约、5 个联合国机构和一些国际科学组织的代表, 以及来自私营机构、非政府组织和原民团体的负责人共同组成。在该理事会的指导下, 来自 100 多个国家的著名科学家将参与 MA 的工作。如果事实证明 MA 对有关单位和个人确实有用, 那么可以预见, 今后模仿这一范式的生态系统综合评估将会在全球尺度上每隔 5~10 年重复进行一次, 并且生态系统评估在国家或亚国家尺度上将会定期开展下去。

生态系统评估可以在以下几个方面为所有国家、地区或公司提供帮助:

- 深入了解生态系统和人类福祉之间的关系;
- 论证生态系统在减少贫困和改善人类福祉方面的潜力;
- 评价由各级机构所建立的政策兼容性;

- 将经济、环境、社会和文化方面的目标进行综合；
- 对自然科学和社会科学方面的信息进行整合；
- 确定并评价为保证生态系统服务的可持续性，以及保证其与人类的需求相协调所制定的政策和管理对策；
- 促进对生态系统的综合管理。

通过选择现有的方案和确定新的途径，MA 将从这两个方面帮助各国完成在可持续发展世界首脑大会（WSSD）上所通过的“执行计划”，以及实现“联合国千年发展目标（United Nations Millennium Development Goals）”。WSSD 反复重申了那些“联合国千年发展目标”，并且声明“为了尽快地扭转当前的自然资源退化趋势，在加强区域、国家和地方层次的能力建设的同时，还必须实施一些策略，这些策略应该包括为了保护生态系统和对土地、水及生活资源进行综合管理而在国家和地区层面上通过的有关目标。”

通过以下几个方面，MA 将直接为这一目标的实现做出贡献，并对 WSSD 的号召做出响应：

即通过加强自然科学家与社会科学家之间、科学家与决策者之间的合作，以及其他方面的有效措施，包括在各个层次上采取应急措施，来改善各个层次的政策及决策水平，以便达到以下目的：(a) 加强对科学知识和技术的运用，以及在尊重知识持有人和遵守所在国法律的前提下，加强对各种地方的和原住民的知识的运用；(b) 更广泛地运用综合科学评估、风险评估，以及跨学科和跨部门的途径等。

MA 同时也谋求增强个人和机构的能力，使其能够开展生态系统综合评估，并在评估结果的基础上采取行动。在最终分析阶段，要求社会团体能够借助于他们现有的资源，来更好地管理他们的生物资源和生态系统。增强人类在这方面的能力至关重要。凡是在开展了生态系统评估的地方，都会留下一个对生态系统了解得更透彻，并且愿意合作的队伍，他们将继续为更合理、更有效地管理生态系统而工作。

本报告是 MA 的第一本报告，阐述了 MA 在实施过程中将会采用的概念框架。它不是对有关文献开展正式评估，而是对评估工作组在为分析工作制定框架和整理所要论述的议题时，所选择的方法进行科学透彻地表述。该报告中详细阐述的概念框架对一些途径和假设进行了描述，这些途径和假设将是开展 MA 分析工作的基础。这一框架是由参与 MA 的专家和将来要采用 MA 成果的一些单位和个人共同完成的。它提出了一个检验生态系

统与人类福祉之间相互关系的手段，这一手段在科学上是可靠的，而且与决策者密切相关。为分析工作和决策所撰写的这一框架，应该会对那些试图把生态系统服务的重要性融入到评估、计划和行动之中的个人、政府机构、私营部门和民间社会组织有用。

由相关国际公约秘书处和私营机构提供的详细的用户需求清单，以及以下 5 个跨领域的问题，将被作为确定本次评估议题的指南。

- 生态系统以及与其相关的人类福祉的现状和发展趋势是什么？
- 今后，生态系统和生态系统服务的供需状况可能会发生什么变化？在这些变化的作用下，人类的健康、生计、安全和其他方面的福祉要素将会随之发生哪些变化？
- 我们如何才能既提高人类福祉，又保护生态系统？为了实现某种有利的前景或者避免某种不利的后果，目前可供考虑的各种响应对策、行动及程序都有哪些优点和缺陷？
- 影响生态系统服务供给（包括由此对人类健康、生计和安全造成的影响），以及影响其他管理决策和政策制定的最为确定的调查结果（robust findings）和关键的不稳定性是什么？
- 在 MA 提出和使用的手段和方法当中，哪些可以提高对生态系统、生态系统服务、生态系统及其服务对人类福祉的影响，以及各种响应对策的优缺点的评估能力？

MA 于 2001 年 6 月正式启动，将于 2005 年出版最终的全球评估报告。此外，将针对特定群体的需求——如国际公约和私营部门，MA 将编写一系列的简短的综合报告。同时，MA 还将采用这一相同的概念框架，在局地、国家和区域的尺度上开展 15 个亚全球评估，亚全球评估的设计是为了提高这些尺度上的决策水平。目前，这些亚全球评估项目已发布了一些初步成果，此项工作将一直延续至 2006 年。在评估过程中，评估专家将一直与全球和亚全球尺度上的用户保持沟通，以确保评估工作能够响应用户的需要，并确保用户能够随时了解评估结果所带来的潜在价值。（译者注：目前 MA 的评估工作已经完成，英文报告已经出版，其他语言的报告正在翻译和出版之中）

迄今为止，本报告已经通过了两轮同行评审，第一轮是由参与 MA 其他部分的专家进行的评审，第二轮是由专家和各国政府（通过《生物多样性公约》、《防治荒漠化公约》、《Ramsar 湿地公约》在各国的履约部门，以及各参与国的国家科学院）共同组织的评审。

致 谢

自 1998 年以来，经过许多人员的共同努力 MA 的概念框架才最终得以完成，这些人员包括 MA 探索指导委员会的成员、MA 理事会的理事，以及所有参加过于 2001 年分别在荷兰和南非举行的 MA 项目设计会议的代表。我们要特别感谢《生物多样性公约》(CBD)、《Ramsar 湿地公约》和《防治荒漠化公约》(CCD) 的科学技术专家组的指导和支持。在他们的帮助下，MA 的工作重点才得以确立。

我们感谢所有作者为本书做出的重要贡献、同时感谢他们的工作单位为他们参与 MA 计划所提供的支持。我们感谢 MA 秘书处及 MA 技术支持小组的依托机构为本书的前期准备工作所提供的支持，这些机构包括位于马来西亚的世界渔业中心；位于英国的联合国环境规划署 (UNEP) 世界保育监测中心；位于印度的经济增长研究所；位于荷兰的公共卫生与环境国家研究院 (RIVM)；位于美国的世界资源研究所、Meridian 研究所和 Wisconsin 大学的湖泊研究中心；位于法国的环境问题科学委员会；以及位于墨西哥的国际玉米和小麦改良中心 (CIMMYT)。我们感谢以下个人对本书做出的特别重要的贡献：感谢 Sara Suriani, Christine Jalleh, 和 Laurie Neville 为本书的前期准备工作所做的行政管理及后勤支持；感谢 Linda Starke 为本书所做的编辑工作；感谢 Lori Han 和 Carol Rosen 在本书印制过程中所做的管理工作；以及感谢 Maggie Powell 为本书准备的插图和最终文本。同时，我们感谢 MA 理事会的前任成员对帮助制定 MA 的工作重点及整个计划所做的贡献。这些成员包括 Gisbert Glaser, He Changchui, Ann Kern, Roberto Lenton, Hubert Markl, Susan Pineda Mercado, Jan Plesnik, Peter Raven, Cristian Samper 和 Ola Smith。我们还要感谢对本书的初稿提供评审意见的个人、机构及政府（具体清单见附录 2）。

感谢以下组织和机构为 MA 和 MA 的亚全球评估工作提供的资金支持，它们包括全球环境基金 (GEF)、联合国基金会、David and Lucile Packard 基金会、世界银行、联合国环境规划署 (UNEP)、挪威政府、沙特阿拉伯王国、瑞典国际生物多样性计划、Rockefeller 基金会、美国航空和宇航航行局 (NASA)、国际科学理事会 (ICSU)、亚洲和太平洋地区全球变化研

究网络、Christensen 基金、英国环境、粮食与农村事务机构 (DEFRA)、国际农业研究咨询集团 (CGIAR) 和 Ford 基金会。同时, 感谢以下组织和机构为 MA 提供的巨大的非现金实物支持, 它们包括联合国开发署 (UNDP)、联合国教科文组织 (UNESCO)、联合国粮农组织 (FAO)、世界卫生组织 (WHO)、世界鱼类研究中心、中国政府、德国政府、日本环境省、亚太环境创新战略项目 (APEIS)、世界农林业研究中心 (ICRAF)、瑞典 Stockholm 大学、印度政府、Zimbabwe 大学热带资源生态研究计划 (TREP)、菲律宾环境与自然资源部、加拿大不列颠哥伦比亚省沿海信息中心, 以及为雇员参与 MA 的工作时间和旅行提供了支持的许多其他机构 (捐赠方的详细名单见 <http://www.millenniumassessment.org> 网页)。

感谢以下组织和机构为 MA 的立项和设计工作提供的赠款, 它们包括 Avina 集团、David and Lucile Packard 基金会、全球环境基金、挪威政府、瑞典国际开发合作组织 (SIDA)、政府首脑基金会、联合国开发署、联合国环境规划署、联合国基金会、美国国际开发署 (USAID)、Wallace 全球基金和世界银行。

摘 要

完善对地球上生态系统的管理，以确保对生态系统的保护与可持续利用，是提高人类福祉和推动可持续发展进程的重要保障。但是，随着对生态系统服务（例如食物和洁净水）的需求日益增加，同时人类活动却在导致许多生态系统提供这些服务的能力持续降低。合理的政策和管理措施通常可以扭转生态系统的退化趋势，并增强其对人类福祉的贡献。但是，准确把握采取干预措施的时机和方式，却需要充分了解有关生态系统和社会系统的作用机理。比较充分的信息本身虽不能确保决策的尽善尽美，但它却是制定合理决策的先决条件。

千年生态系统评估将帮助决策者为完善生态系统管理决策提供必需的知识库，并加强在分析和补充所需信息方面的能力建设。为此，本章提出了一套概念与方法体系，MA 将利用该方法体系对可能会提高生态系统对人类福祉的贡献的各种方案进行评估。同时，这一方法体系也可以为政府部门、私营机构，以及民间社会组织在制定它们各自的规划和行动时，把生态系统和生态系统服务纳入其规划与行动当中提供合理的依据。

人类的生存总是依赖于生物圈及其生态系统所提供的各项服务。其实，生物圈本身就是地球上生命过程的产物。生物圈中大气和土壤的物质组成、通过空气和水进行的元素循环，以及许多其他类型的生态资产，都是生命过程作用的结果，并且都是由现存的生态系统来维持与补充。尽管人类在通过文化与技术来缓解目前严峻的环境状况，但是人类的生存最终还是完全要依靠各项生态系统服务的供给来维持。

目前，一方面生态系统退化对人类福祉和经济发展造成的冲击正日益加剧，另一方面，为消除贫困和实现可持续发展而必须更合理地管理生态系统也为人类提供了难得的机遇。正是基于对以上形势的充分认识，联合国秘书长安南于 2000 年 4 月在联合国成员国大会上所做的千年报告中讲过下面这一段话：

如果没有充分的科学信息，就无法拟定有效的环境政策。目前，虽然我们已经在许多领域的数据获取方面取得了重大进展，但是我们所具备的知识仍然非常欠缺。特别是到目前为止，我们尚没有实施一项针对全球主要生态系统的综合性评估计划。作为为了描绘地球健康状况而开展的一项重要的国际合作计划，千年生态系统评估计划就是对这一需求的积极响应。

千年生态系统评估计划是在政府部门、私营机构、非政府组织和科学家的共同参与下成立的。该计划的主要目的，一是综合评估生态系统变化对人类福祉产生的各种影响；二是分析可以用于加强生态系统保护和提高生态系统满足人类需求的贡献的各种方案。千年生态系统评估计划的成果的服务对象包括：生物多样性公约、防治荒漠化公约、迁徙物种公约和 Ramsar 湿地公约。此外，MA 还将为政府部门、私营机构和民间社会组织的需求提供帮助。MA 的开展将有助于实现联合国千年发展目标，并可以帮助实施在 2002 年可持续发展世界首脑大会上所通过的“执行计划”。为实现以上目标，MA 将动员来自世界各国的数百名科学家为该评估提供信息，并阐明其中与决策者关系最为密切的科学问题。在评估过程中，MA 将确认那些已经取得广泛的科学共识的领域，同时还要找出那些仍在进行科学争论的领域。

MA 的评估框架可以在以下几个方面为决策者提供参考：

- 确定更好地实现人类发展与可持续性这些核心目标的方案。目前，所有国家与社区都面临着对食物、洁净水、健康和就业方面的需求持续增长的挑战。所有决策者，不管是私营机构还是公共部门，都必须结合对环境保护的需求综合权衡经济增长与社会发展的问题。所有这些问题都与世界上的生态系统存在着直接或间接的联系。在所有尺度上开展的千年生态系统评估，将针对生态系统、人类发展与可持续性间的联系为满足决策者的需求提供最好的科学依据。
- 在制定与环境有关的决策时，更加充分地了解有关部门和利益相关方之间的利害关系。长期以来，在处理与生态系统有关的问题时往往使用就事论事的方法，而很少考虑各部门间的共同目标。实践证明，这种方法的问题很多，因为它往往以牺牲其他目标（例如生物多样性保护与改善水质）的发展为代价，而换取另一目标（例如不

断增加粮食产量)的发展。通过指出各种潜在的政策选项对所有部门和利益相关方的影响,MA 框架可以弥补以往的部门评估所存在的欠缺。

- 针对不同的管理层次制定相应的对策,使其发挥最大效力。有效的生态系统管理需要在从局地到全球的所有尺度上采取行动。实际上,当今的人类活动对世界上的所有生态系统都有直接或间接的影响。因此,生态系统管理所需采取的行动,是指为改变人类活动对生态系统的直接或间接影响而可能采取的所有措施。在这些不同的尺度上,现有的管理与政策选项以及利益相关方所关心的问题大不相同。例如,同为保护生物多样性,基于“全球”价值在某一国家划定的优先保护区,和根据当地的社区价值所划定的区域将会相差甚远。MA 提出的多尺度评估框架,可以为分析所有尺度(从当地社区到国际公约)上的政策选项提供一套全新的方法。

问题是什么?

生态系统服务是指人类从生态系统获得的各种收益。MA 将这些收益描述为供给服务、调节服务、支持服务和文化服务(见专栏 1)。生态系统服务包括食物、燃料和纤维等产品,调节气候和调控疾病等方面的调节服务,以及精神或美学收益等方面的非物收益。以上这些服务的变化可以通过多种方式对人类的福祉状况产生影响(见图 1)。

当前,由于人类对各种生态系统服务的需求极大,因此权衡各种生态系统服务之间的利害关系,已成为一项重要的原则。例如,一个国家可以通过把森林转化为农业用地来增加粮食供应。但是在这样做的时候,它却会降低一些可能同等重要或者更加重要的生态系统服务的供给,例如洁净水、木材、生态旅游地以及调控洪涝与干旱。许多迹象显示,在未来的几十年里人类对各种生态系统的需求将仍然大幅增加。根据当前的估计,至 2050 年,世界人口将净增 30 多亿,而世界经济总量将翻两番,这意味着人类对生物与物质资源的需求与消费将会剧增,同时对生态系统及其服务的影响也逐步增强。

专栏 1 重要定义

生态系统：生态系统是由植物、动物和微生物群落，以及无机环境相互作用而构成的一个动态、复杂的功能单元。人类是生态系统的一个不可分割的组分。生态系统的空间尺度变化很大，树洞里一个临时的小水洼，以及辽阔的海洋盆地，都可以被称之为一个生态系统。

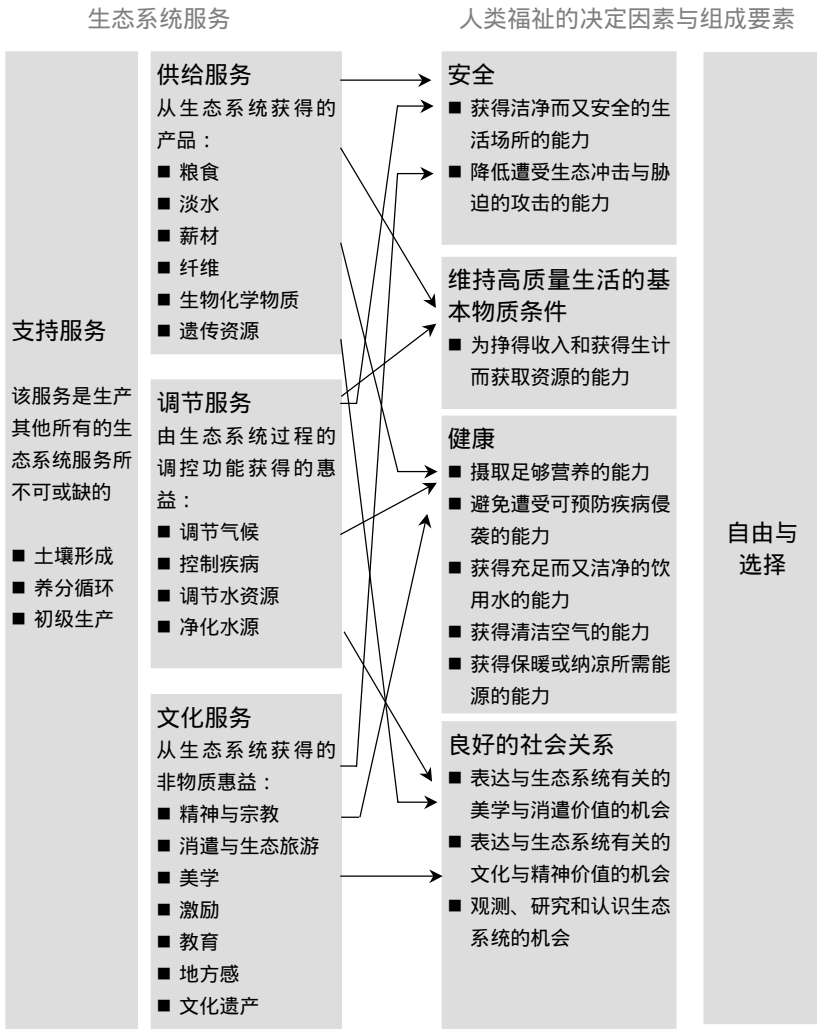
生态系统服务：生态系统服务是指人类从生态系统获得的各种收益。它们包括供给服务（例如，食物和水）、调节服务（例如，调控洪涝、干旱、土地退化和疾病）、支持服务（例如，土壤形成和养分循环）和文化服务（例如，消遣、精神、宗教以及其他方面的非物质收益）。

福祉：人类福祉具有多重成分，包括维持高质量生活所需要的基本物质条件、自由与选择、健康、良好的社会关系以及安全保障等。福祉和贫困是一个连续的统一体，福祉在该连续统一体中位于和贫困相反的一端，而贫困的定义是“对福祉的明显剥夺”。福祉的组成要素，正如人们所经历和所意识到的那样，它与周围的环境密切相关，可以反映出当地的地理、文化与生态状况。

由于生态系统提供服务的能力日益严重衰退，所以因对生态系统服务的需求持续增长而引起的问题也变得更加复杂。例如，由于过度捕捞，世界渔业目前正在衰退；还有，在过去的 50 年中，由于侵蚀、盐碱化、板结、养分耗损、污染和城市化等原因，导致世界范围内大约 40% 的农业用地已经退化。此外，人类活动还对生态系统造成了一些其他方面的影响，包括对氮循环、磷循环、硫循环和碳循环的改变，结果导致了酸雨和藻类水华的发生，以及河流和沿海水域的鱼类死亡等，同时也对气候变化产生了巨大的作用。当地社区掌握的知识与经验有时可以帮助实现对生态系统的可持续利用，但是，在世界上的许多地方，由于这些知识与经验的相关丧失，结果导致生态系统服务的这一退化状况进一步恶化。

图 1 生态系统服务以及它们与人类福祉之间的联系

生态系统服务是指人类从生态系统获得的各种收益。它们包括可以对人类产生直接影响的供给服务、调节服务和文化服务，以及维持其他服务所必需的支持服务。通过影响安全保障、维持高质量生活所需要的基本物质条件、健康以及社会与文化关系等，这些服务的变化可以对人类福祉产生深远的影响。反过来，福祉的以上组成要素又可以和人类获得的自由与选择产生相互影响。



面对日益退化的生态系统，人类对其服务的需求反而持续上升，这使得人类实现可持续发展的前景受到了严重的影响。人类的福祉状况不仅受生态系统服务供需差距的影响，而且个体、社区和国家的脆弱性增强也对其具有重要影响。高生产力的生态系统及其服务，可以为人类和社区提供多种资源和选项，人们可以用其作为应对自然灾害或社会剧变的安全保障。经营良好的生态系统可以降低各种风险与脆弱性，而经营较差的生态系统却往往通过增加洪涝、干旱、农作物歉收或者疾病的发生风险，从而加剧各类风险与脆弱性。

和城镇人口相比，生态系统退化对乡村人口的危害往往更为直接，并且大多数直接而又剧烈的冲击常常是加害于贫困人群。究其原因，这是由于富裕人群控制着较大份额的生态系统服务，以更高的人均比率消费这些服务，而且他们还可以通过（通常是以高额成本）购买稀缺的生态系统服务或替代产品，进而缓冲或降低生态系统服务变化产生的影响。例如，在过去的一个世纪里，尽管许多海洋渔业资源已经衰竭，但是富裕消费人群鱼类供给并未减少，这是因为捕鱼船队已经能够转移到以前开发受限的渔场进行捕鱼作业。相比之下，贫困人群却往往缺乏开发替代资源的能力，从而在由于生态系统变化造成的饥荒、干旱或者洪水等自然灾害面前显得脆弱无助。他们常常是生活在对环境威胁特别敏感的地区，而且缺少应对这些环境威胁的资金与制度保障。例如，由于当地渔民缺乏开发替代渔业资源的能力，而且社区成员可能缺少购买鱼类产品的足够收入，因而沿海渔业资源的退化导致了当地社区对蛋白类食品消费的降低。生态系统的退化直接威胁着他们的生存。

生态系统变化不仅可以对人类，而且还可以对无数的其他物种产生重要影响。因此，人类制订的生态系统管理目标和为此而采取的行动，不仅要考虑生态系统变化对人类产生的影响，而且还要考虑人类赋予其他物种与生态系统的内在价值的重要性。内在价值是事物自身及其内含的价值，而与对其他人有用与否无关。例如，印度的村庄总是将所谓的“神地”保存为相对自然的状态，即使根据严格的成本效益计算，那些土地应是转变为农业用地更为合理。同样，尽管保护濒危物种是纯粹的经济投入，但许多国家还是根据物种具有生存权利的观点通过了濒危物种保护法。因此，合理的生态系统管理不仅要考虑

人类与生态系统的效用联系，而且还要把对生态系统内在价值的考虑融入到决策制定之中。

导致生态系统服务衰退的原因很多，包括由于经济增长、人口变化和个人选择而引起的对生态系统服务的过度需求。市场机制未必总是能够确保对生态系统服务进行保护。究其原因，要么是由于不存在某些生态系统服务（比如，文化服务或者调节服务）的市场；要么是虽然存在这种市场，但是由于政策与制度方面的缺陷，导致生态系统可能会为距离很远的人们提供某些服务，而生活在该生态系统中的人们却不能获得这些服务的收益。例如，由于当地的经营者通常具有砍伐森林的强烈的经济刺激，现在已经开始制定相关的制度，要求森林碳吸收的那些外部受益者给当地的资源经营者支付一定的补偿，以激励他们对森林进行保护。此外，即使存在某一生态系统服务的市场，但是在生态或社会方面，市场作用的结果都可能不甚理想。通过完善的管理，开发某一国家的生态旅游机遇，可以为维系生态系统的文化服务创造强烈的经济刺激，但是如果管理不善，生态旅游活动就会导致其周围的依托资源发生退化。最后需要指出的是，由于生态系统服务的有些变化是不可逆转的，因而依靠市场机制往往不能正确处理在管理生态系统方面的代际和代内公平问题。

近几十年来，不仅世界上的生态系统发生了巨大的变化，而且社会系统也经历了同样复杂的变迁，社会系统的变化既给生态系统施加了压力，也造就了应对这些压力的机遇。随着一系列更加复杂的机构（包括区域管理机构、跨国公司、联合国和民间社会组织）的权力和影响力的上升，单个国家的相对影响已经减小。此外，各利益相关方也已经更加积极地参与到了决策制定的过程之中。目前，由于许多主体的决策都可以对生态系统产生强烈的影响，所以为决策者提供信息的挑战也就越来越严峻。同时，新的制度境况可能会为生态系统信息发挥重大作用提供前所未有的机遇。改善生态系统的经营状况以便提高人类的福祉水平，将需要新的制度与政策组合、以及资源所有权与使用权的改变作保证，在当今快速发展的社会背景下，以上条件的实现比以往任何时候都更有可能。

与通过提高教育水平和完善政府管理而获得的收益相似，对生态系统服务的保护、恢复和增强往往可以产生多重的协同效益。确实，许多

政府正逐步认识到对这些基本的生命支持系统进行更加有效管理的必要性。此外，在民间社会组织、本地社区和私营机构当中，也可以发现在生物资源的可持续管理方面取得显著进展的例子。

概念框架

在 MA 的概念框架中，人类福祉是评估过程关注的核心内容。同时，MA 认为生物多样性和生态系统也具有内在价值，人类在制定与生态系统有关的决策时，既考虑人类福祉的重要性，也考虑生态系统的内在价值（见专栏 2）。MA 的概念框架假定人类和生态系统（译者注：生态系统的其他组分）之间存在着动态的相互作用，一方面，持续变化的人类状况可以直接或间接地驱动生态系统发生变化，另一方面，生态系统的变化又可以导致人类的福祉状况发生改变。同时，许多与环境无关的其他因素也可以改变人类的福祉状况，而且许多自然驱动力也在持续不断地对生态系统产生影响。

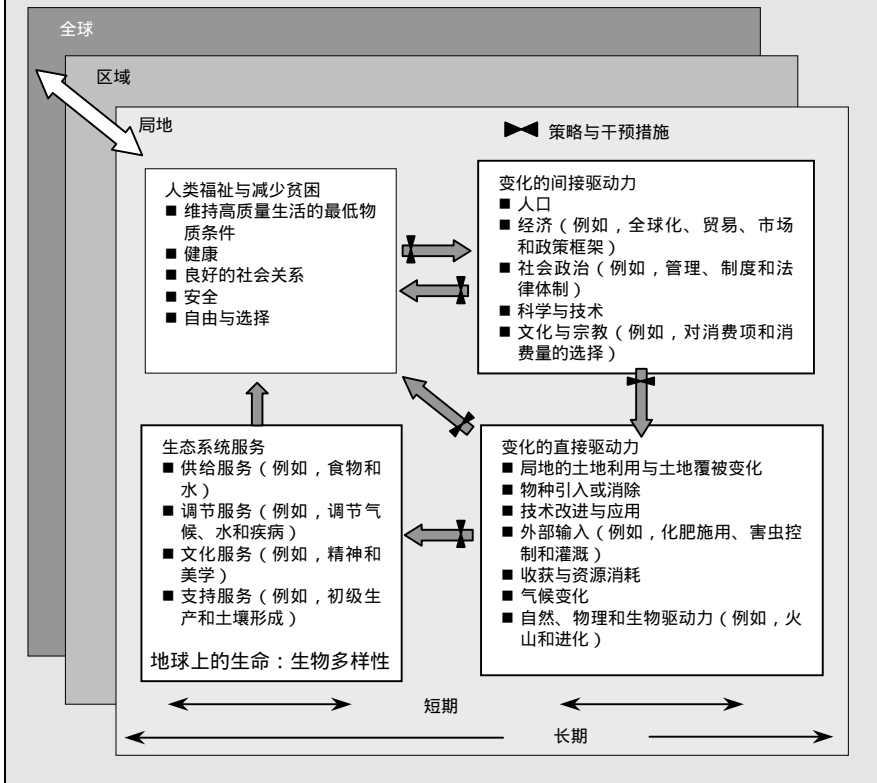
MA 特别关注生态系统服务与人类福祉之间的联系。该项评估涉及所有的生态系统类型——从那些干扰相对较少的生态系统（例如，天然林），到人类利用的各种复合景观以及人类集约经营与改良的各种生态系统（例如，农业用地和城市地区）。

对人类和生态系统之间的相互作用进行全面评估需要通过多尺度的途径。这是因为多尺度途径可以更好地反映决策制定过程的多尺度特性，使得我们可以分析某一特定区域可能存在的外部驱动力，并为分析生态系统变化与政策响应对不同区域及区域内不同群体的不同影响提供有效的手段。

本节将根据专栏 2 中的插图，从其左下角开始按顺时针方向更加详细地阐述 MA 的概念框架的所有构成要素。

专栏 2 千年生态系统评估的概念框架

生态系统的间接驱动力的变化，比如人口、技术和生活方式等（图的右上角），可以导致其直接驱动力发生变化，比如渔场捕鱼、或为提高食物生产而进行的施肥等（右下角）。驱动力引起的生态系统变化（左下角）可以导致生态系统服务发生改变，从而对人类的福祉状况产生影响。以上这些相互作用可能会发生于不止一个尺度之上，而且可以跨越多个尺度。例如，全球市场的作用可能导致森林覆被出现区域性丧失，森林覆被的丧失则会增强相关河流局部河段的洪水量。同样，这些相互作用还可以跨越不同的时间尺度。根据具体情况，在 MA 框架中的几乎所有环节上（以黑色的横杠进行标示），人们都可以采取行动削弱消极的变化或者增强积极的变化。



生态系统及其服务

生态系统是由植物、动物和微生物群落，以及无机环境相互作用而构成的一个动态、复杂的功能单元。人类是生态系统的不可分割的组成部分。生态系统可以为人类提供多种不同的收益，包括供给服务、调节服务、文化服务和支持服务。供给服务是指人类从生态系统获得的各种产品，比如食物、燃料、纤维、洁净水和生物遗传资源等。调节服务是指人类从生态系统过程的调节作用当中获得的收益，例如维护空气质量、调节气候、控制侵蚀、调控人类疾病和净化水源等。文化服务是指通过丰富精神生活、发展认知、大脑思考、消遣娱乐和美学欣赏等方式，而使人类从生态系统获得的非物质收益。支持服务是指生产其他所有的生态系统服务所不可或缺的服务，例如初级生产、制造氧气和形成土壤等。

生物多样性和生态系统是两个密切相关的概念。生物多样性是指所有来源的活生物体之间的变异性，这些来源包括陆地、海洋和其他水生生态系统以及它们所构成的生态复合体。它包括种内和种间的多样性，以及生态系统的多样性。多样性是生态系统的结构特征，同时，生态系统之间的变异性又是生物多样性的构成要素。生物多样性的产品包括生态系统提供的许多服务（例如，食物和生物遗传资源），并且生物多样性的变化可以影响生态系统提供的其他所有服务。生物多样性除了可以提供生态系统服务这一重要作用之外，现存物种的多样性还具有内在价值，而内在价值和人类关注的任何问题都没有关系。

生态系统这一概念为分析人类与环境之间的联系，并据此进而采取适当的行动提供了一个重要的框架。正是由于这一原因，“生态系统途径”已经得到了《生物多样性公约》（CBD）的认可。MA 的概念框架与“生态系统途径”是完全一致的。根据 CBD 的陈述，“生态系统途径”是对土、水及生命资源进行综合管理的一种策略，该策略可以通过公平的方式促进对生态系统的保护与可持续利用。“生态系统途径”认为，人类及其文化多元性是许多生态系统的有机组成部分。

为了实施生态系统途径，决策者必须了解任何一项管理措施或者政策的变化对生态系统产生的多重影响。在对经济系统的状况进行调查之前，国家的决策者将不会做出关于金融政策的决策，因为仅靠单一部门

(如制造业)的经济信息是不够的。同样的道理,对生态系统变化产生的影响也应从多个方面进行调查。例如,使用化肥的政策补贴可能会提高食物产量,但是化肥流失又会导致下游水质退化,进而影响当地的渔业生产。因此,合理的决策还需要了解由此而减少的潜在收益是否会超过它所增加的收益。

为了便于分析和评估,必须依据需要解决的问题采用务实的观点处理生态系统的边界。一个界定合理的生态系统应该是其内部组分之间具有强烈的相互作用,而与边界之外环境的相互作用较弱。生态系统的有效边界,是位于许多属性(例如,生物分布、土壤类型、流域盆地及水体深度等)发生突然变化的重合位置。在更大的尺度上,可以基于多个基本结构单元的共同特征来对区域、甚至全球分布的生态系统进行评估。在MA的全球评估中,将根据海洋、海滨、内陆水域、森林、旱区、岛屿、山地、极地、垦殖和城镇等区域类型进行报告。这些区域本身不是生态系统,但每一区域都包含了许多生态系统(见专栏3)。

由于人们要从生态系统寻求多种不同的服务,因而他们对生态系统状况的感知与生态系统提供其渴望的服务的能力有关。我们可以使用不同的方法对生态系统生产特定服务的能力进行评估。得到这些评估结果之后,各利益相关方就可以掌握所需的有关信息,确定满足其需求的最佳服务组合。为了提供一种综合的生态系统评估观点,MA将考虑使用不同的标准和方法。虽然对每类生态系统服务的状况进行评估将会使用相对不同的方法,但是对任一服务的全面评估通常都需要考虑其存量、流量和弹性。

人类福祉与减少贫困

人类福祉是由多种要素构成的,包括维持高质量生活的基本物质条件、自由与选择、健康、良好的社会关系以及安全保障。贫困被定义为对福祉的明显剥夺,它也具有多个方面的含义。人们对福祉和贫困的体验与表达取决于周围的环境和情境条件,它反映了当地的自然、社会和个人因素,比如地理、环境、年龄、性别和文化状况等。但是,在所有的情境中,通过提供供给服务、调节服务、文化服务和支持服务,生态系统都是人类福祉所不可或缺的。

专栏 3 千年生态系统评估在报告中使用的系统类型

MA 将使用 10 种“系统”(见下表)报告其全球尺度的评估结果。这些“系统”它们本身并不是生态系统,但每类系统都包含许多生态系统。报告中的各种系统互不排斥,它们的边界可以、而且也的确相互重叠。同一系统类型之内的所有生态系统共享一组生物、气候和社会因素,但不同系统类型的以上因素存在明显差异。因为报告中各类系统的边界范围存在重叠,因此地球上的任何地方都可能会被划入多个系统的边界之内。例如,某一海滨区域的一个湿地生态系统,既可能会在 MA 的“海滨系统”中予以分析,同时也可能会在“内陆水域系统”中给予分析。

千年生态系统评估在报告中使用的系统类型

类型	主要概念	制图的边界范围
海洋	大洋,变化的主要驱动力 通常是鱼类捕捞	深度超过 50 m 的海域
海滨	海洋与陆地的交界面,向海洋大约延伸至大陆架的中间,向内陆延伸至所有受海洋因素影响的区域	位于平均水深 50 m 与潮流线以上 50 m 之间的区域,或者自海岸向大陆延伸 100 km 范围内的低地,包括珊瑚礁、高潮线与低潮线之间的区域、河口、海滨水产作业区和水草群落
内陆水域	海滨之外的永久水体,以及生态条件和利用状况受永久性、季节性或间断性洪水控制的区域	河流、湖泊、洪水泛滥的平原、水库和湿地,包括内陆盐湖系统。注意: Ramsar 湿地公约把内陆水域和海滨都划为“湿地”
森林	以生长树木为主的土地,通常用于生产木材、燃料以及非木材的森林产品	高 5 m 以上,冠层郁闭度不低于 40% 的木本植物群落。同时还有其他一些被承认的定义和标准(例如联合国粮农组织使用的冠层郁闭度的标准是大于 10%)。包括采伐迹地和人工林地,但不包括果园和以生产粮食作物为主的农林复合系统
旱区	植物生产力受水分条件制约的土地,主要用途是养殖大型食草哺乳动物,包括放牧和种植业	根据《防治沙漠化公约》中给出的定义,旱地即指年降水量低于年潜在蒸发量 2/3 的土地,包括干旱和亚湿润区域(降水量与潜在蒸发量之比在 0.50~0.65 之间)、半干旱、干旱和极端干旱区域(降水量与潜在蒸发量之比小于 0.05),但不包括极地区域。旱区包括耕地、密灌丛、疏灌丛、草地、半沙漠和沙漠

专栏 3 千年生态系统评估在报告中使用的系统类型（续）

千年生态系统评估在报告中使用的系统类型		
类型	主要概念	制图的边界范围
岛屿	周围被水域隔离的土地，其中海滨与内陆的比值较高	参考小岛国家联盟的定义
山地	陡峭和高海拔的陆地	参照“山地守护”的定义，根据海拔这一项标准进行划分，但是，在低海拔地区，也结合了海拔、坡度和当地的海拔变化幅度。特别指：海拔高于 2 500 m；海拔在 1 500 ~ 2 500 m 之间，并且坡度大于 2 度；海拔在 1 000 ~ 1 500 m 之间，并且要么坡度大于 5 度，要么局地（半径 7 km）海拔变化大于 300 m；海拔在 300 ~ 1 000 m 之间，并且局地（半径 7 km）海拔变化大于 300 m；以及被山地围绕的孤立的内陆盆地，和面积小于 25 km ² 的高原
极地	一年内大部分时间处于冰冻状态的高纬度系统	包括冰帽、被永冻层、冻原、极地荒漠覆盖的区域，以及极地海滨区域，但不包括低纬度地区的高海拔寒冷区域
垦殖	以种植栽培植物为主，主要用于作物、农林业或者水产生产的土地	每年至少有 30% 的土地景观处于垦殖状态的区域，包括果园、农林复合系统，以及农业与水产产业的复合系统
城镇	人口密度高的人工环境	已知定居人口至少为 5 000 人的城镇，其边界可以通过观测稳定持久的夜间灯光进行确定；但是，在没有这些数据的情况下，可进行推测

一般来讲，人类对生态系统采取的干预措施可以增强其对人类社会的收益。有证据显示，近几十年来，世界范围内人类对生态系统的影响在逐步增强。但是，这却增加了人们对生态系统变化产生的时空影响将会损害人类福祉的担忧。生态系统的变化可以通过以下几种方式对人类福祉产生影响：

- 安全主要受供给服务和调节服务的变化影响。供给服务的变化可以影响食物和其他物品的供应、以及由于资源不断减少而引发冲突的可能性；调节服务的变化可以影响洪水、干旱、山体滑坡或者其他灾难发生的频率与规模。此外，人类的安全保障还受文化服务的变

化影响。例如，生态系统的重要宗教礼仪或精神特性的丧失，将会削弱社区内的社会关系。这些变化可以依次对物质福祉、健康状况、自由与选择、安全，以及良好的社会关系产生重要影响。

- 获取维持高质量生活的基本物质条件与生态系统的供给服务（例如，食物与纤维的生产）和调节服务（包括净化水源）具有强烈的联系。
- 健康与生态系统的供给服务（例如，食物生产）和调节服务（包括可以对传播疾病的害虫的分布、以及刺激性毒剂和病原体在水体与空气中的分布产生影响的那些服务）具有强烈的联系。此外，通过生态系统在消遣和精神方面提供的惠益，人类的健康还与文化服务具有一定的联系。
- 社会关系主要受文化服务的变化影响。生态系统的文化服务可以对与人生体验相联系的品质产生影响。
- 自由与选择很大程度上是建立在人类福祉的其他要素的基础之上的，因而主要受生态系统的供给服务、调节服务，或文化服务的变化影响。

在必要的手段、制度、组织和技术的支持下，通过与生态系统进行可持续的相互作用，人类可以提高自己的福祉水平。通过参与式和公开透明的方式创建以上条件，将会促进人类的自由和选择，以及提高人类在经济、社会和生态方面的安全保障。这里的生态安全，是指为确保可持续的生态系统服务流量而必需的最低生态库存水平。

但是，制度变化和技术进步所增加的收益既不会自动地，也不会公平地得到分享。具体来讲，与比较贫困的国家和人们相比，富裕的国家和人们往往更容易获得这样的机会；有些制度和技术往往会掩盖或加剧环境问题；负责任的政府管治虽然是不可或缺的，但这样的政府管治却又不容易实现；参与式决策是建立负责任的政府管治体系的基本条件，但它的实施和维持在时间与资源方面的成本却十分昂贵。对生态系统服务的不公平获取，结果常常导致以牺牲其他人的福祉为代价来提高少数人的福祉水平。

有时，知识和制造资本（或人力资本）的替代作用可以减缓由于生态系统服务耗损和退化而产生的不利影响。例如，世界上在土地投入方面财力充足的许多地区，已经可以通过对农业系统施用化肥来弥补土壤

肥力的下降；水处理设备有时可以替代流域和湿地的净化水源功能。但是，由于生态系统是复杂多变的动态系统，因而不可能无止境地对其进行替代，尤其是在调节服务、文化服务和支持服务方面更是如此。例如，对于具有重要文化价值的物种（如老虎和鲸等）灭绝，是根本无法进行替代的。此外，对某些服务（例如，控制侵蚀或调节气候）的丧失进行替代，从经济上讲是不切实际的。更为重要的是，由于社会、经济和文化状况的不同，替代的机会差异很大。对于某些人，尤其是最为贫困的人群，进行替代和选择的可能性非常有限；而对于那些相对富裕的人群来说，通过贸易、投资和技术手段，替代就有可能实现。

由于生态系统和人文系统的惯性特征，当前的生态系统变化所产生的影响可能会在今后的几十年里都察觉不到。因此，要想获得可持续的生态系统服务和人类福祉，就必须在短期、中期和长期的时间尺度上，对人类活动、生态系统变化和人类福祉之间的关系进行全面的了解和明智的管理。当前对生态系统服务的过度利用必将危及其未来的供应。这种危机可以通过可持续的利用方式来加以避免。

要实现生态系统的可持续利用，还需要具有高效能与高效率的制度作保障。只有高效能与高效率的制度提供的机制，才能确保以自由、正当、公平、基本能力和公正的理念来支配生态系统服务的获取与使用。这类制度可能还需要对个体利益和社会利益之间出现的冲突进行调解。

如果关注的对象不同（是贫困的弱势群体，还是有钱有势的强势群体），那么以提高人类福祉为目标的管理生态系统的最佳方式也各不相同。对于以上的两类群体来讲，确保生态系统服务的长期供给都是不可或缺的。但是，对于贫困的弱势群体而言，还有一个同等重要的需求，即更加公平和更加安全地获取生态系统服务的需求。

变化的驱动力

了解导致生态系统和生态系统服务发生变化的驱动力，是设计干预方案以获得有利的效果，同时将不利影响限制在最小限度的基本条件。在 MA 中，“驱动力”是指导致生态系统的某一方面发生变化的所有因素。它们可分为直接驱动力和间接驱动力两大类。其中，直接驱动力是直接地影响生态系统过程，因而可以根据不同的精确程度对它进行识别和测度。间接驱动力的作用比较广泛，常常是通过对一个或者多个直接

驱动力的改变而起作用，因而对于间接驱动力的影响，我们可以通过了解它对直接驱动力的作用而得以确定。直接驱动力和间接驱动力通常都可以发生协同作用。例如，土地覆盖变化可能会增加外源物种入侵的可能性。同样，技术进步可以提高经济增长率等。

MA 充分认识到了决策者对生态系统、生态系统服务和人类福祉的影响作用。决策的制定一般是通过以下 3 个组织层次进行的，不过这三个层次之间的区别通常比较分散，因而难以明确地界定。

- 在地方层次上（例如，某一块农田或林分）可以直接改变生态系统的某些组分的个人和小团体；
- 市级、省级以及国家级层次的公共决策者和私营决策者；
- 国际层次的公共决策者和私营决策者，例如，国际公约和多边协议。

决策制定是一个涉及多个方面的复杂过程。我们把可以受决策者影响的驱动力称为内部驱动力，而把决策者无法控制的那些驱动力称为外部驱动力。例如，从农场主的角度来讲，农场的化肥施用量是内部驱动力，而化肥的价格却是外部驱动力，这是因为农场主的决策几乎不能直接影响化肥的价格。MA 将对内部驱动力和外部驱动力在时间、空间及组织尺度上的特殊相关性，以及驱动力之间的具体联系和相互作用进行明确地评估。

对于决策者来讲，判断某一驱动力到底是属于外部驱动力还是属于内部驱动力，要视具体的时空尺度而定。例如，地方决策者可以直接对技术选择、土地利用变化和外部投入（如化肥或灌溉）施加影响，但他们却几乎无法控制价格和市场、财产权属、技术进步或者当地的气候。相比之下，国家或区域层次的决策者则可以对宏观经济政策、技术进步、财产权属、贸易壁垒、价格和市场等众多因素施加较大的影响。在短时间内，个人对气候和全球人口的影响甚微。对于决策者来讲，有些驱动力（例如人口）在短时间尺度上是属于外部驱动力；但是，如果从较长的时间尺度去考虑，那么它们就可能变为内部驱动力。这是因为，在较长的时间尺度上通过教育、妇女发展和移民政策等，决策者是可以对那些驱动力产生影响的。

引起生态系统及其服务发生变化的间接驱动力主要包括：

- 人口驱动力（例如，人口数量、年龄和性别结构以及空间分布）；
- 经济驱动力（例如，国民收入和人均收入、宏观经济政策、国际贸易和资本流动）；
- 社会政治驱动力（例如，民主化，妇女、民间社会组织和私营机构的地位，以及解决国际分歧的机制）；
- 科学与技术驱动力（例如，对科研与开发的投资率和新技术的采用率，包括生物技术和信息技术）；
- 文化与宗教驱动力（例如，个人对消费项与消费量及价值的选择）。

以上多个驱动力的相互作用可以依次影响资源的消费水平，以及国家内部和国家之间的消费差异。显然，这些驱动力都在不断变化。例如，人口与世界经济正在增长，信息技术与生物技术已经取得重大进展，世界各地的联系正变得比以往更加紧密等。预计这些间接驱动力的变化将会增加对食物、纤维、洁净水和能源的需求与消费，反过来，这些需求与消费又会对直接驱动力产生影响。直接驱动力主要指物理、化学和生物方面的那些因素，例如土地覆被变化、气候变化、空气和水污染、灌溉、化肥施用、收获以及引入外来种等。直接驱动力的变化也很明显，例如气候正在变化、物种分布范围正在迁移、外来种正在扩散以及土地将继续退化等。

决策的一个重要特点是，任何决策都会产生超越决策框架之外的影响。由于这些影响不在决策制定的计算范围，因而我们把这些影响叫做外部性。外部性可以产生积极的、或者消极的影响。例如，为提高作物产量而实行的化肥补贴政策，可能会增加水体的养分含量而造成水质严重下降，进而导致下游的水产业出现衰退。但是，决策也可能产生积极的外部效应。例如，蜜蜂养殖可以让养蜂人从蜂蜜的销售利润中获得养蜂的动力，同时，大量的蜜蜂还可以提高果树的授粉效果，进而提高周围果园的产果量。

生态系统服务的变化受多种驱动力的影响，而且这些驱动力之间存在着复杂的相互作用。直接驱动力和间接驱动力在驱动生态系统服务的变化方面存在一定的功能相关性；同时，生态服务的变化反过来又对导致其变化的驱动力具有反馈作用。驱动力之间的协同结合普遍存在，而且伴随着多种全球化过程的发展，必将会在导致生态系统服务变化的驱动力之间产生新的相互作用。

跨尺度的相互作用及评估

对生态系统和人类福祉的有效评估，不能只在单一的时间尺度或者空间尺度上进行。因此，MA 的概念框架包含了时间尺度和空间尺度这两个方面。生态系统的有些变化（例如，土壤侵蚀）在几天或者几周的时间尺度上可能对人类福祉影响甚微，但是在几年或者几十年的时间尺度上却可能会产生非常显著的影响（例如，农业生产力持续下降）。同样，局地尺度上的有些变化对当地的某些福祉可能影响甚微（例如，局地的森林丧失对当地水源的影响），但是在较大的空间尺度上却会产生重要的影响（例如，某一流域的森林丧失将会改变下游洪水的发生时限和规模）。

生态系统过程与服务通常是在特定的时空尺度上表现的最为强烈、最易观测，或者是在特定的时空尺度上形成其主导驱动力或产生显著的作用效果。它们通常具有一定的特征尺度，即受生态系统过程影响的典型空间范围和持续时段。空间尺度和时间尺度通常密切相关。例如，食物生产是生态系统提供的一种局地范围的服务，它的变化是以周为基础的；水资源调节是一种区域尺度上的服务，它的变化是以月或者季节为基础的；而气候调节则可能会作用于全球尺度，它的变化是以数十年为基础的。

开展评估的时空尺度必须适合于所调查的生态系统过程或现象。大范围的评估一般是使用粗分辨率的数据，因而不可能发现发生在细微尺度上的一些过程。此外，即使数据资料是在非常细的尺度上收集的，但是为了得到较大尺度上的调查结果，在对数据进行平均的过程中，仍会导致某些局部格局特征或异常现象的信息消失。对于具有阈值和非线性特征的一些生态过程，以上问题尤其突出。例如，由于过度捕捞，某一地区开发的几种渔业资源即使已经枯竭，但是根据所有渔业资源（包括管理很好的健康资源）计算得到的平均捕捞量，将不会揭示该地区渔业资源已经衰竭的程度。如果评估人员事先知道评估对象具有阈值特征，并且可以得到有关的高精度数据，那么即使是在大尺度的评估中也应将以上信息融入其中。不过，较小空间尺度上的评估可以帮助我们识别系统的重要动态特征，否则的话这些特征就可能会被忽视。同样，对于发生在较大尺度上的一些现象和过程，即使在局地尺度上把它们表示出

来，但是在单纯的局地评估中也仍然不会引起人们的注意。例如，大气中二氧化碳浓度的升高，或者同温层臭氧浓度的降低，它们都会产生局地影响，但是，如果不对所有相关的全球过程进行调查，那么将很难追踪到这些局地影响产生的因果关系。

时间尺度对于开展评估也非常重要。人们通常不愿去考虑一两代人以后发生的事情。如果一个评估的时间尺度短于评估对象的特征时间尺度，那么它将不能完整地获得在长周期循环中得以表现的变异性。例如，对冰川作用的评估就属于此类情况。正如气候变化对物种或种群地理分布的影响所显示的那样，缓慢发生的变化过程往往比较难以测度。此外，生态系统和人文系统都具有相当程度的惯性，因而当前变化所产生的影响也许在几年或几十年之后都难以觉察。例如，即使对一些渔业资源的利用已经达到了不可持续的水平，但是捕捞量仍然能够保持几年的增长状态。究其原因，这是因为在突破可持续利用的极限之前，已经生产了大量的幼鱼，从而使捕捞量保持增长。

社会、政治和经济过程也都具有各自的特征尺度，不过它们的作用范围和持续时段可能具有很大的变化。生态过程和社会政治过程的特征尺度通常互不吻合。由于生态尺度、决策尺度，以及制定决策的制度层次互不吻合，因而产生了许多环境问题。例如，在纯粹的局地尺度评估中，可能会发现其中最为有效的社会对策只能从国家的尺度上去实施（例如，取消某项补贴或者建立某种监管规则）。此外，单纯的局地评估可能缺少足够的直接相关性和可信度，因而不能刺激国家或区域层次的变化。另一方面，单纯的全球评估也可能缺乏必需的直接相关性和可信度，因而不能促使局地尺度上的生态系统管理工作发生变化（尽管对当地来说确实需要）。某一特定尺度上的评估结果，总是受到来自其他尺度上生态、社会经济和政治因素的相互作用的严重影响。因此，在评估中仅关注单一尺度很可能会忽略与其他尺度之间的相互作用，而不同尺度的相互作用对了解生态系统的决定因素以及它们对人类福祉的意义却至关重要。

由于对时空尺度的选择可能会有意或无意地偏向某些群体，因此，评估中对时空尺度的选择在政治方面是一件苦恼的事情。对评估尺度以及各尺度详略程度的选择和处理，在不知不觉中就会偏向某些知识系统、信息类型和表达方式，而疏远其他的知识系统、信息类型和表达方

式。例如，在更大空间尺度（或者更高聚合层次）的评估中，常常会遗漏少数民族的一些未加整理的信息和文化知识体系。反映尺度或边界选择产生的政治影响，是 MA 中探索多尺度和跨尺度分析的重要前提条件，这对促进不同尺度上决策和公共政策的制定具有重要意义。

与生态系统相关的价值

当前的决策过程常常忽略或者低估生态系统服务的价值。因为不同的学科、哲学观和思想学派对生态系统的价值的认识不同，所以有关生态系统及其服务的决策制定可能特别具有挑战性。一种被称做效用观念（即以人类为中心）的价值范式，是建立在人类的偏好满足（福利）原则基础之上的。根据这种范式，之所以认为生态系统及其服务对人类社会具有价值，是因为人类可以从对生态系统的利用中获得一定的效用，它要么是直接使用价值，要么是间接使用价值。在价值的这一效用概念中，人们还对当前他们尚没有使用的生态系统服务赋予了价值（即非使用价值）。非使用价值，常常被称做存在价值，是指人们在知道某种资源的存在后（即使他们永远不会直接使用那种资源），对其存在确定的价值。这其中常常包括人们心中根深蒂固的赋予生态系统的历史、民族、伦理、宗教及精神价值，即 MA 所称的生态系统的文化服务价值。

另一种不同的非效用价值范式认为事物具有内在价值，即某人或某物内在的自身价值，而与对其他人是否有用无关。根据许多伦理、宗教和文化的观点，生态系统可能会具有内在价值，而与生态系统对人类福祉的贡献无关。

价值的效用范式和非效用范式具有一定的重叠，并且它们之间存在多种形式的相互影响。但是，它们却使用不同的度量体系，没有共同的度量标准，而且在度量生态系统的价值时，通常不能对它们进行简单地合计，可是这两种价值范式都可以用于决策过程。

根据效途径，人们已经提出了许多试图对不同生态系统服务的收益进行量化的方法。特别是在对供给服务的量化方面，这些方法取得的进展尤为突出，但是最近的工作也已经增强了对调节服务、支持服务和文化服务进行价值评估的能力。在所有的既定情况下，对价值评估技术的选择都取决于每一案例的具体特征和数据的获取情况（见专栏 4）。

专栏 4 生态系统服务的价值评估

价值评估具有多种使用方式，比如评估生态系统对人类福祉的总贡献，了解不同的生态系统管理方式对决策者的激励机制，以及评价多种不同管理方案的实施效果。人类对生态系统及其服务的使用方式受不同管理体制和社会行动方案的影响。基于这一思考，MA 将采用后一种做法对生态系统的价值进行评估，即把它作为一种工具，帮助决策者提高对多种生态系统管理体制和社会行动方案之间的利害得失进行比较评价的能力。这通常需要评价管理方面的某项变化对生态系统服务（价值）产生的综合影响。

在估算生态系统效益的价值变化时，大部分工作是估算效益的物质流的变化（对其中的生物物理关系进行量化），以及对生态系统状态变化和人类福祉之间的因果关系链进行追踪和量化。价值评估中的一个常见问题是只能得到整个关系链中某些环节处的信息，而且这些信息的单位常常又不一致。通过让各学科的科学家的更加清楚地了解价值评估中的信息需求，确保他们的工作可以与其他学科的工作相互结合，以便对由于改变生态系统的状态与功能而产生的后果进行全面评估，在这些方面 MA 可以做出重大的贡献。

这一意义上的生态系统价值只是制定生态系统管理决策的依据之一。此外，还有许多其他因素，包括内在价值观念和社会可能具有的一些其他目标（比如不同人群之间的公平或者代际公平），也将被融入到决策框架之中。然而，即使决策是依据其他因素做出的，但是对效用价值的变化进行估算，这一工作仍然可为生态系统的管理决策提供非常重要的信息。

非效用价值是产生于各种伦理、文化、宗教和哲学的基础之上的。在此，被认为具有内在价值的具体实体和对内在价值的含义的解释，它们都各不相同。内在价值可能会对效用价值的重要性具有补充或平衡作用。例如，如果某一生态系统提供的服务的总效用（根据它的效用价值计算得出的结果），大于把它转变为其他用途的价值，那么作为对效用价值的补充，它的内在价值可能会从另一个角度促进人们对该生态系统进行保护。然而，如果经济价值评价结果显示，将该生态系统转为其他用途的价值大于目前该生态系统所提供的服务的总价值，那么应该确信，

是人们赋予该生态系统的足够大的内在价值促使制定了一项社会决策，要求无论如何都要对它进行保护。从本质上讲，这类决策是行政决策，而非经济决策。在当代的民主制度下，这些决策是由议会、立法机关，或者经过法律授权的监管机构制定的。如果违反了内在价值方面的法规，就会受到惩处。我们可以根据对这些违法行为惩处的轻重，来度量生态系统的内在价值的大小。商业实体、地方社区和个体的决策过程，也可能包括对效用价值和非效用价值的考虑。

仅仅对生态系统服务进行价值量化，这一行为本身并不能改变影响对其进行使用或滥用的各种动机。为了更加充分地考虑生态系统服务的价值，必须对当前的评估工作进行几项调整。MA 将对有关生态系统服务价值的信息在决策过程中的使用状况进行评价。这样做的主要目的，就是完善决策过程和决策工具，并向决策者反馈影响力最强的几类重要信息。

评估工具

每个国家都具有在 MA 框架内开展生态系统评估的信息基础。也就是说，新型的数据资料（例如遥感资料）可以提供全球一致的信息，使 MA 式的全球性评估工作更加精确，但是对这些数据在全球或者局地尺度的使用当中仍有许多问题需要解决。这些问题包括在数据的时空尺度，以及收集的数据类型方面存在的偏差。工业化国家的数据比发展中国家的数据要多得多。某些资源（例如作物产量）方面的数据比其他资源（如渔业、薪材和生物多样性等）的数据更易获得。鉴于以上情况，MA 将广泛使用生物物理和社会经济方面的指标，把它们结合起来形成政策评价标准，进而为评估和决策提供基础。

鉴于模型在阐明系统和驱动力之间的相互作用，以及弥补数据资料的不足（例如，利用模型可对缺失的观测数据进行估算而加以弥补）等方面具有重要作用。MA 将会使用一些环境系统模型，例如，利用它们估算土地覆被变化对河流流量的影响，或者模拟气候变化对物种分布的影响等。同时，MA 还将使用一些人文系统模型，例如，利用它们分析生态系统变化对农户的生产、消费和投资决策的影响，或者评价某一部门（例如农业）生产力的变化对整个经济系统的影响。最后需要指出的是，将环境系统和人文系统集成在一起的综合模型，将会在全球和亚全

球尺度的评估中得到越来越多的应用。

MA 的目标是把正式的科学信息与传统的或者地方的知识都融入到评估之中。传统社会在其发展过程中形成和完善的知识系统不仅对那些社会自身具有直接价值，而且对于开展区域尺度和全球尺度的评估也具有相当重要的价值。这类信息通常并不为科学界所认识，它们一般可能是表现社会与自然之间在其他方面的一些关系，特别是表现对自然资源的可持续的经营方式。对于所有来源（不管是科学的，还是传统的）的信息来讲，为了使其对决策者可信而且有效，我们都必须通过与知识形式相对应的程序对它们进行严格的评价和验证，并把这一过程看做整个评估的组成部分。

当前的行动会对未来产生什么影响？这是防止生态系统服务退化的政策最为关心的问题。因此，模拟生态系统、生态系统服务及其驱动力变化的中长期情景，对决策者来讲可能更有帮助。情景的构建过程通常是由决策者和科学家的合作来完成的，它们是把科学信息和决策过程联系起来的一种极有前景的机制。情景不是试图预测未来，而是希望从科学的角度，客观地表示未来几年可能采取的多种不同的可能选项都会产生什么结果。

MA 将利用情景方法总结和表达未来几十年世界生态系统可能发生的多种变化轨迹。情景是指未来多种不同的可能变化趋势，每一情景就是在特定假设条件下可能出现的一个例子。可以把情景用作对复杂系统和未来的不确定性进行创造性思考的一种系统方法。通过这种方式，情景方法可以帮助我们了解眼前必须做出的各种选择，并且突出当前的发展重点。通过把驱动力的可能变化（具有不可预测和不可控制的特征）与人类对生态系统服务的需求联系起来，MA 将构建多种不同的情景。反过来，这些情景又将把这些需求与服务自身的未来变化情况以及依赖于它们的各种人类福祉状况联系起来。MA 的情景构建过程将在以下几个方面有所创新：

- 构建未来的全球情景，把它们和生态系统服务以及生态系统变化对人类的影响明确地联系起来；
- 根据任何特定生态系统对社会提供的潜在效益，考虑各种生态系统服务之间的利害得失；
- 对联系社会经济驱动力和生态系统服务的模拟能力进行评估；

■ 考虑不明确的前景和可以量化的不确定性。

评估的可信度与它对已知和未知问题的处理方式密切相关。因此，对不确定性进行一致的处理，这是显示评估报告的透明性，并使报告产生效用的重要保证。作为评估过程的一个组成部分，即使难以做到对不确定性的详细量化，对评估结果中的不确定性进行估计仍然至关重要。

策略与干预

为了可持续地利用、保护和恢复生态系统及其服务，人们必须采取许多响应对策，它们包括把生态系统的价值融入到决策当中，为关注当地利益的决策者建立了解各种分散的生态系统惠益的有效途径，建立市场与产权制度，知识教育与知识传播，增加投资改善生态系统的状况及其提供的服务等。MA 将对以上各种对策的使用及其效力进行评价。正如专栏 2 中 MA 的概念框架所示，我们可以采取不同类型的响应对策来改变间接驱动力对直接驱动力的作用关系、直接驱动力对生态系统的影响、人类对生态系统服务的需求或者人类福祉变化对间接驱动力的影响。因此，管理生态系统的有效策略，将涉及这一概念框架中所有连接结点处的各种干预措施。

实现这些干预措施的机制包括法律、规章和强制性的方案；合伙与协作；信息与知识的共享；以及公共部门和私营机构所采取的行动。选取需要考虑的对策，这一过程在很大程度上将受决策的时空尺度、结果的不确定性、文化背景，以及对公平性和利害得失的考虑等诸多方面的影响。此外，不同层次的机构具有不同的对策。在干预措施实施的过程中，确保各机构之间政策的一致性尤其值得重视。

决策过程是以价值为基础，并不同程度地结合一些政治和技术因素。在技术投入可以发挥作用的地方，决策者可以借助一系列的分析工具（如成本-效益分析、博弈论，以及政策评价等）对具体策略和干预方案进行选择。对分析工具的选择应根据决策背景和决策问题的主要特征，以及决策者认定的一些重要准则而定。根据以上分析框架得到的信息，总是和最终决策形成过程中决策者的感觉、经验和兴趣具有一定的联系。

作为一门学科，风险评估（包括生态风险评估）在促使决策信息化方面具有很大潜力。找出阈值点和确定不可逆变化的程度，对于决策过程非常重要。同样，为评价具体项目的影响而设计的环境影响评估，和

为评价政策影响而设计的策略性环境评估，它们都提供了把生态系统的评估结果融入决策过程的重要机制。

决策过程自身也需要调整。经验表明，完善与生态系统服务有关的决策制定过程，可以根据许多决策机制来进行。目前，广泛认可的决策规范具有以下几个方面的特征。

- 是否运用了现有的最佳信息？
- 是否透明运作？是否使用了地方知识？是否包含了与决策有关的所有方面？
- 是否对公平问题和最脆弱的群体予以特别关注？
- 使用的决策分析框架是否考虑了个体、团体，以及组织层次的信息处理及其行动的优缺点？
- 是否考虑了干预方案及其结果的不可逆性？是否包含了对行动结果进行评价，并从中进一步学习和完善的程序？
- 是否能够保证决策人为其所做出的决策负责？
- 对干预方案的选择是否以效率最高为目标？
- 是否考虑了阈值效应、不可逆性、积累效应、跨尺度效应以及边际影响？是否考虑了局地、区域和全球决策的成本、风险和收益？

为应对与生态系统及其服务有关的问题或机会而对政策或管理所做的调整，无论是在局地尺度，还是区域和国家尺度，都必须具有适应性和灵活性。这主要是为了从过去的经验中获得收益、回避风险和考虑不确定性。对生态系统动态特征的了解总会具有一定的局限性，社会经济系统总是在持续变化，外部的决定性因素永远都不可能全部被预知。因此，决策者应该考虑行动过程是否具有可逆性，如果可能的话，还应对行动的结果进行评价，并进一步学习和完善。关于这一过程应该如何具体操作，这方面的争论在适应性管理、社会学习、最低安全标准以及预防性原则的讨论当中一直持续不断。但是，所有这些途径的核心内容却是相同的：即承认人类智力的有限性、特别关注不可逆的变化和尽早开展决策影响评价。

1 引言和概念框架

执行概要

- 千年生态系统评估（MA）的目标，是在不破坏生态系统的长期生产力的条件下，为采取必需的行动以提高生态系统对人类福祉的贡献奠定科学基础。
- MA 的概念框架是把人类福祉作为评估的焦点，同时认为生物多样性和生态系统还具有内在价值，并且人们是根据对福祉和内在价值的考虑来制定关于生态系统的决策的。
- MA 的概念框架认为人类和生态系统之间存在着动态的相互作用，其中不断变化的人类状况直接和间接地驱动生态系统发生改变，反过来生态系统的改变又会导致人类福祉发生变化。同时，还有许多与环境无关的其他因素可以改变人类状况，而且许多自然力量可以对生态系统产生影响。
- 全面评估人类和生态系统之间的相互作用需要通过多尺度的途径才能实现，这是因为多尺度途径可以更好地反映决策制定的多尺度特征，使得我们可以对来自特定区域之外的驱动力进行分析，而且可以为我们分析生态系统变化和政策反应对不同地区和区域内不同人群的影响差异提供一种方法。
- 在评估中有效地融入不同类型的知识，一方面可以完善评估的结果，另一方面，如果利益相关方发现他们的信息已经为那些评估结果做出了贡献，那么这也有助于提高他们对评估结果的采用。
- 通过找出并努力纠正评估中存在的结构性偏误，从而可以提高评估的有效性。由于对议题的选择和随之采纳的专门知识，任一评估都会在增强某些利益相关方的权力的同时，损害其他利益相关方的权力。

引言

人类的福祉状况和在可持续发展方面取得的进展都极大地取决于地球的生态系统。人类活动对生态系统的影响方式会对生态系统服务（包括食物、淡水、薪材和纤维）的后继供应、疾病的流行、洪水与干旱爆发的频率和规模，以及全球和局地的气候产生重要影响。此外，生态系统还可以为人类提供精神、消遣、教育及其他方面的非物质收益。所有这些生态系统服务的获取变化都会对人类福祉造成多方面的深远影响，其影响范围包括经济增长速度、健康、生计安全以及贫困的涌现与持续时间等。

目前，人类对生态系统服务的需求正在迅速增长。同时，人类也正在改变生态系统持续提供许多服务的能力。为了提高生态系统对人类福祉的贡献，并且不影响它们提供生态系统服务的长期能力，这就需要我们正确处理对生态系统服务的需求和对生态系统的改变它们二者之间的关系。通过许多国际机构的合作和各国政府的支持，千年生态系统评估（MA）于 2001 年得以成立，它的目标就是增强这类管理的科学基础。

MA 将通过状况与趋势、情景、对策和亚全球这 4 个工作组开展评估工作。其中，每一工作组又会成立一个（译者注：技术报告）编写组，编写组由来自许多国家的 50~400 位专家作为作者组成，并且具有区域平衡的特征。MA 是于 2001 年 6 月启动的，它的全部评估报告将于 2004 年由政府和专家进行两轮同行评审（peer-review），然后，这些报告将于 2005 年进行发布。此外，针对国际公约和私营部门等特定用户的需求，MA 到时还将发布 5 本简短的综合报告，这些综合报告将主要包含有关政策方面的重要评估结果。到目前为止，MA 共包括 15 个亚全球评估，它们将运用 MA 的概念框架和方法为满足局地、国家和区域尺度上的需求而设计和开展各自的评估工作，它们的评估成果将在今后的 3 年内（译者注：2003—2005 年）发布。为了促使这些评估的开展能够针对用户的需求，并且确保用户充分地参与到评估工作当中，以便他们能够直接利用有关的评估结果，筹备评估的专家和预期用户在 MA 实施的整个过程中将会进行持续的对话。

所有国家和地区的经济都依赖于生态系统服务。20 世纪 90 年代早期，工业木材产品的生产和制造对全球经济的贡献大约是 4 000 亿

美元 (Matthews et al. 2000)。2000 年, 世界渔业对出口额的贡献是 550 亿美元 (FAO, 2000)。此外, 对于低收入发展中国家的国民经济来讲, 生态系统服务的贡献尤其重要。例如, 1996—1998 年期间, 农业几乎占到了低收入国家的国内生产总值的 1/4 (Wood et al. 2000)。

有些生态系统服务 (例如, 内陆渔业和薪材生产) 对于贫困人群的生计特别重要。渔业为接近 10 亿的人口提供了动物蛋白的主要来源, 在 30 个主要依靠鱼类作为蛋白来源的国家中, 只有 4 个不是发展中国家, 而其余的 26 个国家都属于发展中世界 (WRI et al. 2000)。例如, 在柬埔寨, 大约 60% 的动物蛋白消费是取自于 Tonle Sap 这一大型淡水湖的渔业资源。在马拉维, 城乡低收入家庭 70% ~ 75% 的动物蛋白供应是来自淡水渔业 (WRI et al. 2000)。与此类情况相似, 世界上 20 多亿的人口直接依靠生物燃料作为他们的主要能源或者唯一能源, 在尼泊尔、乌干达、卢旺达和坦桑尼亚这些国家, 薪材消费占到了总能源需求的 80% 或者更高 (Matthews et al. 2000)。此外, 贫困人群还极易遭受与生态系统有关的健康风险的影响, 每年大约有 100 万 ~ 300 万人口死于疟疾, 其中 90% 是发生在非洲, 所以, 那里的贫困问题目前最为紧迫 (WHO 1997)。

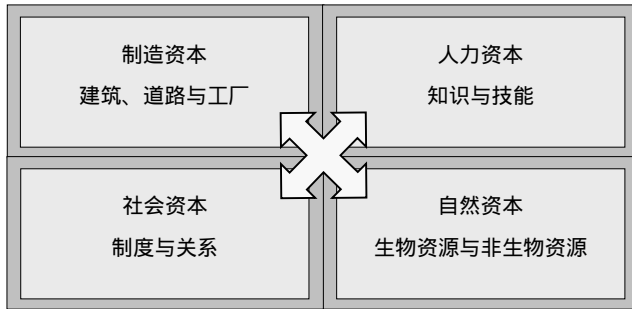
然而, 人们在很大程度上还没有认识到许多生态系统服务的全球重要性, 或者是没有认识到生态系统服务在满足特定国家和地区的需求中所发挥的至关重要的作用 (Daily 1997)。例如, 陆地和海洋生态系统在为人类提供着巨大的服务, 目前, 由于人类活动而释放到大气中的碳, 其中接近 60% 是被陆地和海洋生态系统吸收的 (IPCC 2000), 这对减缓全球的气候变化具有重要作用。为了降低水处理的成本, 许多城市 (包括美国的纽约、波特兰、俄勒冈, 委内瑞拉的加拉加斯, 以及巴西的库里体巴) 在通过投资保护由经营良好的生态系统提供的天然水质调节功能 (Reid 2001)。在世界范围内, 自然授粉每年对 30 种主要果树、蔬菜和树作物 (tree crops) 生产的贡献估计是大约 540 亿美元 (Kenmore and Krell 1998)。此外, 即使在城市的中心地区, 生态系统在美学和经济方面对人类福祉也具有显著的贡献, 芝加哥的树木每年可以消除大气中 5 000 多 t 的污染物质 (Nowak 1994)。

社会的“自然资本”(它的生命资源和非生命资源)是决定其福祉状况的关键因素。只有通过充分考虑各种形式的资本 (包括制造资本、

人力资本、社会资本和自然资本), 才能对某一国家的全部财富进行正确的评价 (见图 1.1)。在历史上, 由于自然资本的充裕供应和为提高某些服务的生产而出现的新技术应用, 人类已经非常成功地满足了对特定服务日益增长的需求。例如, 1967—1982 年期间, 由于原生生态系统向农业生态系统的转变, 再加上谷类产量每年 2.2% 的增长, 结果导致尽管在此期间世界人口增长了 32%, 但是人均食物供应仍然出现了净增长 (Pinstrup-Andersen et al. 1997)。不过, 人类尽管在满足总需求的增长方面取得了成功, 但是在满足特定地区的需求方面仍然存在显著的问题。此外, 某些物品 (例如食物) 的供应增长, 常常意味着会减少其他生态系统服务 (例如, 保护水质和木材供给) 的供应。

图 1.1 社会的生产基础

社会的生产基础是由 4 种资本构成的: 制造资本、人力资本、社会资本和自然资本。



当前, 人类对生态系统服务的需求正在迅速增长, 而且这些需求通常已经超过了生态系统的供给能力。1993—2020 年期间, 预计世界对大米、小麦和玉米的需求将会增长大约 40%, 预计对牲畜生产的需求增长将会超过 60% (Pinstrup-Andersen et al. 1997)。目前, 人类对世界河流水资源的利用量大约占基本径流的 20%, 在上个世纪, 人类对河流径流利用量的增长速度是世界人口增长速度的两倍 (Shiklomanov 1997; WHO 1997)。相对于 1998 年的消费水平来讲, 至 2020 年世界上无论那个地区对工业原木的利用都可能出现 23% ~ 55% 的增长 (Brooks et al. 1996)。

对于这些日益增长的需求来讲，人类不可能再通过开发未被开发的资源而得以满足（Watson et al. 1998；Ayensu et al. 2000）。通过把森林转变为农业用地，某个国家可能会增加其食物供给，但是在这样做的时候，它将会降低在其他方面同等重要或者更为重要的产品与服务（例如洁净水、木材、生物多样性或者控制洪水）的供应。甚至更为重要的是，人类正在日益严重地破坏生态系统在供给人类的期望服务方面的生产能力。例如，由于过度捕捞，目前世界渔业正在下降，而且在过去的 50 年中，由于侵蚀、盐化、板结、养分损耗、生物退化或者污染，大约 40% 的农业土地已经出现了严重或者非常严重的退化（WRI et al. 2000）。

世界生态系统的持续退化既不是必然的也不是合理的。关于人类对生态系统服务的需求和人类活动对生态系统的影响，目前已有许多手段可以帮助我们加强这方面的管理。在高效的低成本技术方面、政策方面和监管方面，人类已经取得了一些最新进展，这些进展可以促进管理体制的完善，从而减少和最终扭转今天面临的许多问题。通过投资完善对生态系统服务的管理，这往往是实现可持续发展的非常有效的策略。与通过提高教育水平和完善政府管理而获得的收益相似，通过保护、修复和提高生态系统服务往往可以获得多种收益和产生增效收益。例如，通过修建水处理厂，运用技术手段可以部分替代生态系统的净化水质这一服务。但是，如果是对流域进行保护，通过生态系统提供这一服务，那么人类常常还可以获得许多其他方面的收益（例如，维护渔业、降低洪水风险及保护消遣与愉悦价值）。

在保护重要的生态系统服务和提高它们对人类发展的贡献方面，各种社会经济与文化当中出现的新政策与行动为我们清楚地说明了许多可行的机制。在这些机制的作用下，通常可以对各种不同服务的供应重新建立更加有效的平衡关系。例如，通过减少过去促进对许多渔业资源进行过度捕捞的各种补贴，可以减轻目前许多渔业资源的捕捞压力，保护生物多样性，并最终导致单位努力捕获量的提高。

某些制度安排（例如，土地占有制度或者资源权力的变化）可以帮助我们保证那些为保护生态系统服务而支付费用的机构或个人收到公平份额的收益。例如，作为补偿碳排放的一种方式，目前某些电力公司正在向国家支付一定的费用，用以保护和恢复森林的碳吸收服务（Daily and Ellison 2002）。在哥斯达黎加，根据一项新的国家计划，为了获取通过

造林和森林恢复提供的一系列生态系统服务（包括流域保护、生物多样性保护和自然美景的保护），它将向私营的土地所有者支付一定的费用（Castro et al. 1998）。此外，还可以使用技术手段对生态系统进行修复。例如，在澳大利亚的 Murray-Darling 河流域，它提供了全国 75% 的灌溉用水和超过 40% 的国家农业生产，为了控制农田出现破坏性盐化，作为一种低成本、高效益的手段，该地区正在重新种植其原生植被（Murray-Darling Basin Ministerial Council 2001）。

在世界上的最贫困人群中，大约有一半是生活在诸如干旱地区、陡峭的坡地或海滨边缘这些容易退化和极易遭受洪水、干旱或山体滑坡等危害的边缘地区（UNDP 1998）。在发展中国家，大约 80% 的贫困人口是生活在农村地区，他们往往是直接收获生态系统的产品（Jazairy et al. 1992）。通过加强环境管理进行减贫，这些途径可以为我们提供低成本、高效益的持久的解决方案，这些方案的有效实施常常需要在教育、妇女授权和完善政府管治方面进行配合。幸运的是，作为减贫的一种手段，对生态系统管理进行更加有效的投资这一需求正日益被各国政府所认可。

过去 20 年中的各种会议和报告，包括最高级别的 2002 年可持续发展世界首脑会议，已经为工业化国家和发展中国家概要地说明了构建在社会方面更为负责、在环境方面更为可持续的世界的关键原则。它们已经认识到富裕人群当前及其未来预计的消费模式、再加上预计的人口变化，这些因素将会导致资源枯竭，而且将会破坏生态系统在促进人类福祉发展方面的能力。（见专栏 1.1）特别需要指出的是，联合国在 2000 年制定的千年发展目标中，确定了在可持续发展道路上需要实现的一些关键目标。（见专栏 1.2）这些目标（包括消除贫困和饥饿、降低儿童死亡率、改善母亲的健康状况、防治 HIV/AIDS、消灭疟疾和其他疾病及确保环境的可持续性）的实现，将需要人类对生态系统服务进行较大的投资。

专栏 1.1 对实行可持续发展的承诺

各国政府与国际机构很早就已经认识到了环境管理、减贫与可持续发展之间的相互联系。近年来，突出强调这一主题的会议、行动和报告包括：

会议与行动

- 联合国人类环境会议（斯德哥尔摩，1972）
- 联合国环境与发展会议（里约热内卢，1992）
- 世界人权大会（维也纳，1993）
- 国际人口与发展大会（开罗，1994）
- 全球关于发展中小岛屿国家可持续发展会议（布里奇顿，1994）
- 社会发展世界首脑会议（哥本哈根，1995）
- 世界妇女大会（北京，1996）
- 世界粮食首脑会议（罗马，1996）
- 联合国千年首脑会议（纽约，2000）
- 深陷债务困境的贫困国家的动议（2001）
- 可持续发展世界首脑会议（约翰内斯堡，2002）

报告与声明

- 世界保护战略（IUCN ET AL. 1980）
- 我们共同的未来（WCED 1987）
- 关怀地球（IUCN ET AL. 1991）
- 人口声明（来自 58 所科研院所的声明，1994）
- 城市化世界的挑战（来自 72 所科研院所的声明，1996）
- 我们共同的旅程：向可持续发展的转型（NRC 1999）
- 联合国千年宣言（2000）
- 21 世纪向可持续发展的转型：科学与技术的贡献（来自 73 所科研院所的声明，2000）

专栏 1.2 千年发展目标

千年发展目标于 2000 年 9 月在第 55 届联合国大会（也就是有名的千年大会）上得以通过。

目标 1：消灭极端贫穷和饥饿

- 1990—2015 年，每日收入不足 1 美元的人口比例减少一半。
- 1990—2015 年，遭受饥饿的人口比例减少一半。

目标 2：普及初等（小学）教育

- 至 2015 年，确保所有男性儿童和女性儿童都能完成全部初等（小学）教育课程。

目标 3：促进男女平等并赋予妇女权力

- 最好到 2005 年在小学教育和中学教育中消除两性差距，最迟于 2015 年在各级教育中消除此种差距。

目标 4：降低儿童死亡率

- 1990—2015 年，五岁以下儿童的死亡率降低 2/3。

目标 5：改善产妇保健

- 1990—2015 年，产妇死亡率降低 3/4。

目标 6：与艾滋病病毒/艾滋病、疟疾和其他疾病作斗争

- 至 2015 年，遏止并开始扭转艾滋病病毒/艾滋病的蔓延。
- 至 2015 年，遏止并开始扭转疟疾和其他主要疾病的发病率增长。

目标 7：确保环境的可持续能力

- 将可持续发展原则纳入国家政策和计划；扭转环境资源的流失。
- 至 2015 年，无法持续获得安全饮用水的人口比例减少一半。
- 到 2020 年，使至少 1 亿贫民窟居民的生活有明显改善。

专栏 1.2 千年发展目标（续）

目标 8：全球合作促进发展

- 进一步发展开放的、遵循规则的、可预测的、非歧视性的贸易和金融体制（包括在国家和国际两级层次上致力于善政、发展和减轻贫穷。
- 满足最不发达国家的特殊需要（这包括：对其出口免征关税、不实行配额；加强深陷债务困境的贫穷国家的减债方案，注销官方双边债务；向致力于减贫的国家提供更为慷慨的官方发展援助。
- 满足内陆国和小岛屿发展中国家的特殊需要（通过实现多多巴斯计划和第 22 届联合国大会的规定）。
- 通过国家和国际措施全面处理发展中国家的债务问题，使债务可以长期持续承受。
- 与发展中国家合作，制定和执行青年创造体面的生产就业机会的战略。
- 与制药公司合作，在发展中国家向公民提供负担得起的基本药物。
- 与私营部门合作，向公民提供新技术、特别是信息和通信技术产生的收益。

许多私营部门的利益也是依赖于完善的生态系统管理。对于那些直接依赖于生物资源（例如木材、捕鱼或者农业）的工业部门来讲，随着材料需求的增长和新供应源的日益缺乏，这些因素在更加有效地管理生态系统服务方面对它们的刺激不断增强。更为重要的是，即使对于那些不直接利用生物资源的公司（例如，与气候变化事件有关的保险行业）来讲，生态系统的状况也已经受到了它们的关注。由于政府管制和公民监督的加强，以及新的市场激励机制和企业管理范式的作用，目前这些因素正促使各种行业把环境状况纳入它们的商业策略，促使它们为实现生态系统的最低退化而投入大量的精力。MA 将努力支持和促进这一过程的发展。

概念框架概述

虽然人类对地球上的各种生态系统具有依存性是显而易见的，但是确定、评估和采取实际行动来提高人类的福祉水平，并且不对生态系统

造成破坏，这却完全是另外一件事了。通过多种相互作用的途径，人类既可以对生态系统产生影响，同时也会受到来自生态系统的影响。例如，就以某一特定地区食物的长期供给而言，它将取决于局地生态系统的各种特征和当地的农业实践，以及全球气候变化、作物的遗传资源、市场准入、地方收入和当地的人口增长速度等等。有些局地尺度上的变化可能会对当地的某些生态系统服务供给产生积极的影响（例如，为了提高食物生产而皆伐森林），但是，在较大的尺度上它们却可能会产生非常不利的影响。例如，上游地区森林覆被的大量丧失可能会在旱季减少其下游地区的水资源供给。

由于生态系统和人类福祉之间存在着这些复杂的联系，因而对其开展分析和采取行动的一个前提条件是认同一个基本的概念框架。为开展评估或者采取行动而设计的合理框架，可以为系统评价提供逻辑结构，确保对系统的基本组分和组分之间的各种关系进行正确处理，对系统的不同组分赋予合理的权重，并强调某些重要的假设和突出在理解方面存在的空白。

对于生态系统评估来讲，一个适当的概念框架必须跨越从局地至全球的空间尺度，以及从近代和现代至对下个世纪的预计的时间尺度。它必须包含自然资源、利用体制及其产品的可利用性和可持续性，这其中既有对人类社会收益的考虑，也有对维持这些系统自身存在的考虑。它必须分析生态系统的能力是怎样遭受损害或者如何得到提高的，以及为了提高福祉水平，人类可以运用什么机制来改善这些服务的获取和生产。它必须运用综合的方式对所有资源进行同步分析，必须对所有资源在过去和未来潜在的得失取舍及其影响进行评价。要在具有可操作性的单一评估操作框架中满足所有这些要求，的确是一项大胆的风险投资。但是，如果没有这些全面的要求，那么就不能实现开展评估的目标，即了解影响生态系统的多种复杂的自然与社会驱动力，以及人类社会怎样采取积极的应对方式来维持对于人类福祉至关重要的生态系统服务。

该报告将介绍为千年生态系统评估制定的概念框架。我们相信，对于正在面临如何把生态系统及其服务考虑到规划编制和管理当中这一挑战的广大分析人士和决策者来讲，不管是设计农业综合企业的商业策略，还是起草一个国家的发展计划，这个框架都将具有重要的价值。

这里阐述的概念框架是为解决一组核心问题而设计的，这些问题是

通过与 MA 的用户（包括国际公约、国家政府、私营部门和民间社团）进行广泛的互动之后得出的（见专栏 1.3）。

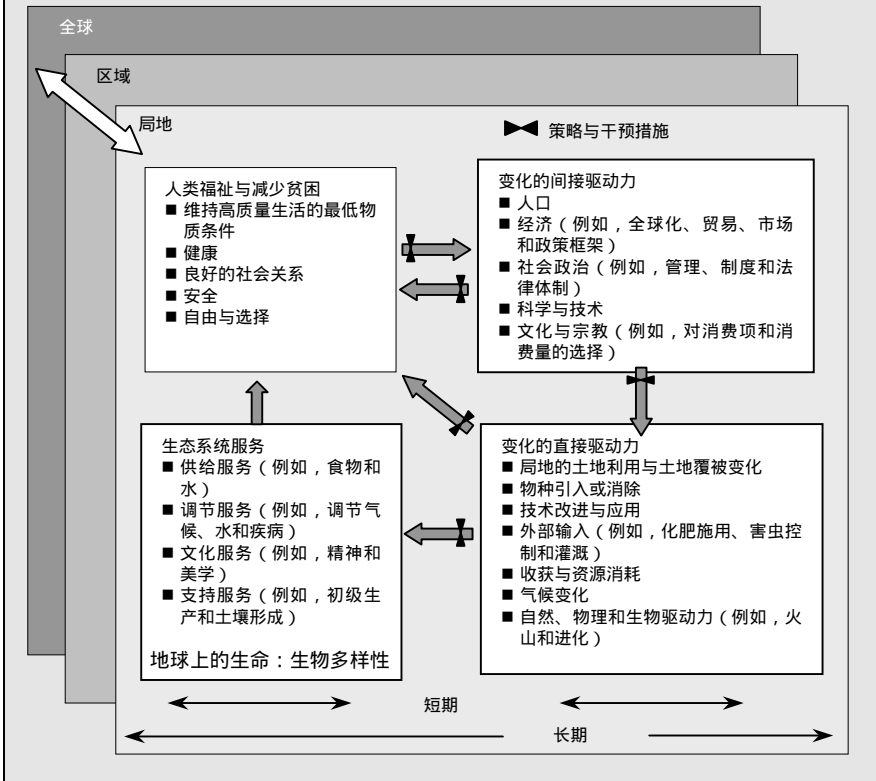
专栏 1.3 指导设计千年生态系统评估的突出问题

千年生态系统评估的设计目的是为决策者提供信息，以便使得他们能够使用更加可持续的方式经营生态系统，进而维护对于人类福祉来讲必不可少的生物多样性和生态系统服务。以下 5 个方面的突出问题，连同由公约秘书处及私营部门提供的用户需求的详细清单，它们将共同指导千年生态系统评估议题的制定：

1. 生态系统的现状与变化趋势及其相关的人类福祉状况如何？
 - 各类生态系统都对人类福祉具有什么贡献？
 - 生态系统在过去是怎样变化的？这些变化是怎样提高或者降低它们对人类福祉的贡献能力的？
 - 目前已经观测到了哪些阈值、体制转型及不可逆变化？
 - 对于已经观测到的各种变化，影响它们的最为至关重要的因素是什么？
 - 对于已经观测到的生态系统变化，它们具有哪些成本、效益及风险？这些成本、效益及风险又是怎样影响不同的社会部门及不同地区的？
2. 未来，生态系统及其服务的供应与需求会出现哪些可能的变化？这些变化会对健康、生计、安全及人类福祉的其他构成要素产生哪些可能的影响？
 - 阈值、体制转型或者不可逆变化的出现需要具备哪些条件？
 - 影响未来变化的最为至关重要的驱动力和因素是什么？
 - 对于未来可能发生的人为生态系统变化，它们将产生那些成本、效益及风险？这些成本、效益及风险又将怎样影响不同的社会部门及不同的地区？
3. 为了提高人类的福祉水平和保护生态系统，我们需要做些什么工作？为了实现或者避免未来的特定变化，那些可供考虑的对策、行动及过程都具有哪些优点和缺点？
 - 可供考虑的对策都有哪些利害影响？
 - 社会系统和自然系统中的惯性特征是怎样影响经营决策的？
4. 影响生态系统服务供给（包括它们对健康、生计与安全的影响），以及其他经营决策和政策制定的最为确信的评估结果及关键的不确定性是什么？
5. 在千年生态系统评估提出和使用的各种手段与方法当中，哪些可以加强对生态系统和生态系统服务及其对人类福祉的影响，以及各种对策的优缺点的评估能力。

专栏 1.4 千年生态系统评估的概念框架

生态系统的间接驱动力的变化，比如人口、技术和生活方式等（图的右上角），可以导致其直接驱动力发生变化，比如渔场捕鱼、或为提高食物生产而进行的施肥等（右下角）。驱动力引起的生态系统变化（左下角）可以导致生态系统服务发生改变，从而对人类的福祉状况产生影响。以上这些相互作用可能会发生于不止一个尺度之上，而且可以跨越多个尺度。例如，全球市场的作用可能导致森林覆被出现区域性丧失，森林覆被的丧失则会增强相关河流局部河段的洪水量。同样，这些相互作用还可以跨越不同的时间尺度。根据具体情况，在 MA 框架中的几乎所有环节上（以黑色的横杠进行标示），人们都可以采取行动削弱消极的变化，或者增强积极的变化。



MA 的基本框架见专栏 1.4。该图列出了将在千年生态系统评估中解决的议题，并说明了它们之间的相互关系。当然，它未能描绘出这些相互作用在其时空尺度上的复杂性。特别值得注意的是，该图中各要素之间关系的表观线性表示并没有全部揭示出它们之间可能发生的复杂相互作用。尽管存在这些防止误解的说明，该图及其要素仍然抓住了 MA 的评估途径的本质，并为组织其必须完成的工作提供了一个框架。在这个概念框架的图表中，人类福祉和减贫被表示在左上角的方框中，之所以把它们放在这一重要位置，就是为了强调千年生态系统评估对这些议题的第一关注。

MA 概念框架的设计是为了评估生态系统变化对人类福祉的影响。它假设我们可以把人类福祉的主要组成要素（包括维持良好生活的最低物质条件、自由和选择、健康、良好的社会关系及安全）和环境状况联系起来。我们可以根据这一框架研究以上假设的正确程度及其环境条件。在 MA 的工作中，我们决定把维持人类福祉作为大部分工作的中心任务和基本要旨。在开展这项工作的过程中，我们将明确认可生态系统的内在价值，而内在价值与生态系统提供的各种服务无关。

为了对千年生态系统评估的工作进行划分，我们将对生态系统提供的各种服务、这些服务对人类福祉的影响方式，以及具有改变这些服务能力的各种驱动因素进行分析。更加具体地讲，我们认为生态系统服务是人类从生态系统获得的各种收益。为了便于分析，我们把这些收益划分为供给服务、调节服务、文化服务和支持服务。我们进行如此划分的目的是为了对所有的服务进行分析，而不是建立一种分类方法，因而这些服务类别之间存在广泛的重叠。虽然还有划分生态系统服务的其他方法，但是 MA 的特定途径是试图把支持性的生态系统服务（它对于维持生态系统具有重要作用）和那些为人类提供直接收益的服务区分开来。第 2 章将对各类生态系统及其服务在 MA 的框架中的作用进行详细的阐述。

虽然生态系统变化对地球上生命的影响与人类对其服务的利用无关，但是我们特别关注生态系统服务的变化对人类福祉造成的影响。正如对某一生态系统服务的全面分析不能脱离它与其他服务之间的相互作用一样，仅关注于人类福祉的某一单个属性也是不够的。生态系统服务的变化可以影响人类福祉的许多方面。我们特别强调这些变化中的公平

因素。因为贫困人群常常是最直接地依赖于收获各种生态系统服务，所以他们常常最容易遭受生态系统变化造成的损害。这个框架强调，它不仅仅是关注生态系统变化对相关人类福祉造成的平均影响，而且更加关注对不同人群产生的影响。我们将在第 3 章阐述分析生态系统变化对人类福祉的影响时所使用的这一框架。

为了设计能够对生态系统及其服务产生积极效益的干预措施，了解导致生态系统服务发生变化的各种因素是必不可少的。为了便于分析，我们将考虑通过自然过程（例如，火山爆发或者太阳能的变化）或者人类行动对生态系统产生直接影响的以下因素：

- 局地的土地利用与土地覆被变化；
- 河流流量的改变；
- 物种的引入和去除；
- 外部的输入（例如化肥施用，害虫控制，灌溉用水）
- 污染物质的排放；
- 对作物、野生动植物或者鱼类的收获。

这些因素在过去已经（今后仍然将会）对生态系统的结构和过程、并因而对其提供的服务产生了巨大的影响。反过来，这些因素许多又受人口、经济、技术、社会政治、文化与宗教、物理、生物及化学因素（即我们所谓的变化的间接驱动力）的驱动。

对于任一决策者来讲，这些驱动力当中有些是外部驱动力，也就是说个体的决策将不会对它们产生影响；然而另外一些则是内部驱动力，即通过决策可以对它们产生直接影响。因此，对于非洲的一个小农场主来讲，他虽然可以决定化肥的使用量，但是却不能改变全球的玉米价格。与此相反，某个大国的财政部长的决策却能够对全球的玉米价格产生影响。我们将在第 4 章对导致变化的直接与间接驱动力的作用以及它们与决策者的联系进行分析。

在专栏 1.4 的图中，通过在其主要方框之间描绘出的闭合环，它反映了系统内部存在的各种反馈关系。在时间方面，间接驱动力不但会因长期的一般趋势而被改变，而且更多的是被人类与社会的各种策略所改变，不过这些策略的制定还是为了维持人类福祉而用于应对持续变化的生态系统。图中主要方框之间的箭头是表示系统组分之间的因果作用，

以及这些相互作用的一般变化趋势。这些箭头表示的是组分之间的简化了的“if-then”关系。例如，如果某一直接驱动力发生了变化，那么根据定义生态系统将会发生相应的变化。当然，事实上这些相互作用及其变化趋势要远比图上描绘的情况复杂的多。

专栏 1.5 千年生态系统评估的亚全球组分

千年生态系统评估 (MA) 的亚全球评估是利用 MA 的概念框架，研究亚全球的生态系统状况、变化情景及对策，并同意执行 MA 制定的关于同行评审、数据处理、利益相关方参与及知识产权的一套标准。为了有效地满足利益相关方的需求，每项亚全球评估都具有显著的灵活性。同时，为了充分利用开展跨尺度综合的有利机会，在 MA 的这组亚全球评估中，各案例之间将开展广泛的相互作用。MA 包括一组通过正式批准而且获得资金资助的亚全球评估项目，以及已经同意满足 MA 的条件而目前正处于设计和筹集资金及草签评估理念阶段的候选评估项目（见下图所示）。除了图上已经表示的那些亚全球评估之外，MA 也已经与欧洲环境署及其他机构正在开展的一些评估建立了密切的联系。预计到 2003 年将会有更多的亚全球评估参与到 MA 中来。



¹ ASB 站点：是指由“ALTERNATIVES TO SLASH-AND-BURN CONSORTIUM”组织（世界混农林研究中心（ICRAF）负责协调该组织开展的各项活动）划定的研究站点。这些站点分布于世界上湿润的热带森林地区：巴西 秘鲁西部的亚马孙河流域；喀麦隆南部；印尼苏门答腊岛；泰国北部及菲律宾。

多尺度结构是 MA 的概念框架的一个重要特征，它在概念框架中是通过 3 个地理尺度（局地、区域、全球）和 2 个时间尺度（短期、长期）而得以描述的。我们将在第 5 章对 MA 的多尺度途径进行阐述。简单地讲，多尺度评估就是由在许多不同地理尺度上（其变化范围可能包括从当地社区一直到整个地球）开展的多个相互联系的评估组合而成的（见专栏 1.5）。同时，它也涉及从几个月或者几年到几十年或者几百年的不同时间尺度。MA 的多尺度组分包括一组在 MA 框架内开展的亚全球评估。目前，它们包括在阿拉弗拉海 - 帝汶海、巴西、加拿大、加勒比海、中亚山区、智利、中国、哥伦比亚、哥斯达黎加、埃及、斐济、印度 - 克什喜马拉雅、印度、印度尼西亚、巴布亚 - 新几内亚、秘鲁、菲律宾、葡萄牙、俄罗斯、南部非洲（包括博茨瓦纳、莫桑比克、南非、赞比亚和津巴布韦）、瑞典、特立尼达岛和多巴哥岛及越南已经开始或者正在筹备的一系列亚全球评估。此外，亚全球尺度上的一个试点评估已经在挪威完成。在今后的几年中，我们预期将会开展更多类似的其他亚全球评估。

人们对生态系统做出的各种选择，是根据他们认为系统内具有重要价值的事物形成的。对生态系统及其服务进行价值评估之所以特别困难，在一定程度上是由于有些人赋予生态系统的内在价值，以及测算没有在市场上进行交易的生态系统服务的经济价值这一挑战造成的（Wall et al. 1999；Daily et al. 2000）。通常情况下，经济学家是依靠市场价格为各种商品提供价值测算方法的，但是，对于许多生态系统服务来讲，却根本就不存在其交易市场。在有些情况下，这是由于对某些生态系统服务进行交易和监控所需要的成本太高造成的。

价值评估问题的一种情况是在地理空间方面被远距离的生态相互作用影响的各种经济活动，另一种情况是在时间方面被长期分隔的各种相互作用（例如，碳排放对未来长期的气候影响，因为后代不可能和我们当代的人们进行谈判，所以这种超前的市场是不存在的）。因此，有些情况下（例如，大气、蓄水层、公海），资源的分布特征使得不可能对其进行私有产权划分，从而阻碍了有关市场的形成。而在另外一些情况下，划分不当或者不受保护的产权也阻止了有关市场的形成（就像常常发生于红树林和珊瑚礁的情况那样），或者是即使形成了有关市场，它们也不能发挥正确的市场功能。在所有这些情况下，市场都不能提供关

于生态系统服务的价值的正确信号。因此，健全的管理体系需要具有进行价值测度的多种不同方法，以及能够把与生态系统服务有关的“外部性”进行“内部化”的政策。第 6 章将对可以进行生态系统价值评估的各种框架进行总结，并对如何在 MA 中开展生态系统价值评估进行阐述。

针对 MA 的 3 个基本要素，第 7 章将阐述在综合生态系统评估中可以使用的分析基本方法。这 3 个基本要素分别是：对当前状况和历史变化趋势进行评估；对因驱动力的未来可能变化而产生的影响进行评估；以及对各种对策的优点和缺点进行评估。

最后需要强调的是，专栏 1.4 中图上的黑色横条是概念框架的最重要的组分，它表示了可以改变系统的动态特征的干预环节。综合生态系统评估的主要目标就是为决策者提供所需的信息，从而使得他们可以对这些有关的策略和干预措施做出明智的选择。我们将在第 8 章对这一决策制定过程进行阐述。

千年生态系统评估的大量工作将是对过去成功的干预措施进行评价，同时，它还将提出一些适合于当前状况的新的可能措施。由于对政策或者干预措施的选择肯定是不仅仅受科学的影响，所以 MA 本身将不推荐任何具体的政策或者干预措施。根据政府间气候变化委员会 (IPCC) 和臭氧评估 (Ozone Assessment) 等以往评估的经验，MA 将对各种方案的优点和缺点进行评价，并举例说明这些方案在过去已经发挥作用的地区及原因。科学评估的目的不是通过实际挑选最合适的方案来承担制定决策的角色，而是促进决策者了解各种决策的科学依据及影响。

MA 的概念框架把生态系统和环境放到了努力实现各项发展目标的核心位置，这是它与一般的环境影响评价 (EIA) 的不同之处。MA 的框架的设计是为了分析对生态系统的改变将怎样影响人类的各种结果。相反，EIA 途径则是侧重于人类活动对环境的影响，而且它的设计是为了探究各种计划方案的相对成本与效益。生态系统和环境在 EIA 中是被作为“外部性”进行处理的 (受各种开发活动的影响)，但是，在 MA 的框架中它们则是内部的组分 (为了促进人类的发展，可以对它们进行可持续的管理)。

由于 MA 的框架加入了各种反馈关系，因而它也不同于通常使用

的压力 - 状态 - 影响 - 响应 (PSIR) 框架。PSIR 框架是针对压力 (驱动力) 对环境的影响和为改变不利影响而应采取的各种响应对策而设计的。通过加入环境影响对人类福祉产生的各种结果, MA 的框架对 PSIR 框架进行了扩展, 从而把相对线性的 PSIR 框架转变成了一个更加动态的系统, 其中, 环境变化 (I) 可以改变人类的状况, 并且从而改变系统的压力 (P)。

MA 的框架明确包括了对多尺度问题的思考, 这也是它区别于 PSIR 和 EIA 等框架的同等重要的特征, 这部分内容见下一节的阐述。基于不同地理尺度和时间尺度的不同评估, 它们必然将会侧重于不同的议题, 因而得出不同的结论。虽然没有任何一个评估可以满足所有尺度上的全部需求, 但是就多尺度框架来讲, 无论是在需要解决的议题方面, 还是在不同管理层次上可以采取的干预措施的相对优点方面, 它都有助于为决策者提供一个更加全面的观点。

MA 的 4 个工作组都将在这一框架内组织它们各自的工作。状况与趋势工作组将研究专栏 1.4 中图上每一方框列出的内容 (驱动力、服务、福祉), 以及它们在过去 50 年中的相互作用。情景工作组将根据今后 50 年 (某些变量是 100 年) 中驱动力不同的可能变化趋势, 对每一方框以及它们的相互作用进行分析。对策工作组将对图上的策略和干预环节进行分析, 即对在生态系统输出各种服务的过程中可以实现特定结果的各种可用方案进行阐述。最后, 亚全球工作组将在每一亚全球评估中对所有这些特征 (状况、情景和对策) 进行分析, 不过这些分析是在地方社区、河流流域或者国家的尺度上进行的。

多尺度方法

为了使得它的评估结果能够对许多层次的决策制定产生更大的作用, MA 被设计成了一个多尺度的评估。正如全球评估不能满足地方农场主的需求, 同样, 局地评估也不能满足全球公约中各缔约方的共同需求。多尺度评估还有助于纠正单一地理尺度评估所不可避免地引入的各种偏误。例如, 虽然某一国家尺度的生态系统评估可能会从某一特定的政策变化中发现巨大的国家效益, 但是局地的生态系统评估将更可能是为了确定这一政策变化将是否导致那一特定社区成为受益者或者受害者。

通过使用多尺度方法，任一尺度上的评估结果通常都会由于来自其他尺度的信息和观点而得以完善。通过以下几种因素的共同作用，它们将会促使多尺度评估的结果得到加强。第一，多尺度结构有助于确保任一尺度上的观点或问题能够被反映到其他尺度的分析和结论当中。例如，对于生态系统的各种特征的成本和效益，当地社区就可能和“全球”社区具有完全不同的理解。虽然它们二者的观点都不正确、或者都不错，但是单一尺度的评估可能会错失一些重要的差异，这些差异将会影响管理生态系统变化的各种方法的有效性。

第二，多尺度评估可以对一些跨尺度因素进行评价。生态系统具有高度的时空差异，因而健全的经营管理需要具有精细的地方计划和行动。但是，只有局地评估也是不够的，这是因为有些过程是全球性的，同时地方的商品、服务、物质和能量常常可以跨地区进行转移。例如，如果没有关于影响社区淡水供应的上游人类活动的信息，那么对下游农业社区的局地评估将是不完善的。

最后，多尺度评估使得我们可以对各种行动和政策的尺度相关性进行评价。在国家尺度上，政策变化对总收益的影响常常可能掩盖局地尺度的受益者和受害者。尽管变化造成的影响差异总是存在的，但是通过对这些与尺度相关的影响进行更加精细的评估，行动和政策产生的净收益将会得到增强。

在各种国际评估当中，MA 的多尺度框架具有独一无二的特征。各种其他的全球计划总是包括强大的区域分析（例如 IPCC 的第三次评估报告），或者通过对多种区域评估进行聚合的方式得到全球的结果（例如，全球的国际水资源评估和全球环境展望）。但是，MA 的亚全球评估不仅仅是一些区域分析或者案例研究，而是在亚全球尺度上开展的正式评估，它们都具有自己的利益相关方、授权环境和用户驱动过程。

评估的知识类型

科学评估（特别是全球评估）在过去通常是建立在特定的西方认识论（认识方式）的基础上，它常常排斥地方知识、忽视文化价值，而且轻视地方社区的需求。由于评估程序通常是把评估的信息基础界定为已经出版的科学文献，因而诸如非专家知识或者实践知识往往被排斥在外。

科学家和决策者同样已经意识到了建立新的评估程序的必要性，以便使其能够容纳和重视这些不同的认识方式。例如，《生物多样性公约》通常认为，在地方和传统的知识体系中具有关于生态系统变化历史和对它进行正确响应的大量知识。仅仅因为这种知识没有被出版而把它排斥在外是没有道理的。此外，在原住社区和当地社区看来，融入传统知识和地方知识可以极大地增强评估过程的合法性。

同样，关于生态系统和政策干预的大量知识是掌握在经营管理生态系统的众多“实践者”的私营部门手中，但是，这种信息却只有很少的一部分曾经在科学文献中得以出版。

在评估中有效地融入不同类型的知识，这一方面可以完善评估的结果，另一方面，如果利益相关方发现他们的信息已经为那些评估结果做出了贡献，那么这也将有助于提高他们对评估结果的采用。但是，不管在评估中融入何种来源的知识，都必须建立有效的机制以评价这些信息是否能为决策提供合理的基础。

关于有效地融汇不同认识论的评估机制，目前这方面可以借鉴的经验相对较少。在 MA 的计划中，我们将共同努力使其能够通过建立确认机制融入有关的传统知识和地方知识，即使那种并非首次在同行评审的文献中出版的知识也要经过这个机制的确认。（见第 7 章）由于在个别社区或者流域这些较小尺度上开展的评估将倾向于使用非常多的非专家知识和传统知识，因而 MA 的多尺度结构将为该评估过程融入传统知识和科学知识提供空前的机遇。

结构性偏误的最小化

科学评估是运用科学研究结果满足决策者的信息需求的一个社会过程。这类评估的成功依赖于它们的凸显性（saliency）、可信性和合法性（Clark and Dickson 1999）。科学信息的凸显性是指它与特定群体密切相关，对其具有一定的价值，从而使得他们可以利用这些信息改变某些管理方法。它可信性是指科学界的同行认为这些科技信息和研究结论具有一定的权威、而且是可信的。它的合法性是指对诸如私营部门、政府和民间社团这些关键性的“政治选民”（political constituencies）来讲，信息的收集过程具有公平和开放的特征。在设计方面，MA 已经满足了这 3 个标准。

但是，即使是对于最为可信和科学公平的评估来讲，它也难免将在赋予某些利益相关方权力的同时牺牲其他利益相关方的权力。对于不同的利益相关方来讲，某一评估的有效性首先是受参与选取评估焦点的利益相关方的强烈影响。例如，面对某一特定地区的食物匮乏，某些人们可能会把这一议题看作一个生产问题，因而要求对这一地区进行新的农业技术评估。然而，有些人则可能认为它是一个资源所有权或者购买力的问题，因而要求进行土地再分配或者就业机会方面的评估。同样，对于生态系统服务的全球评估来讲，自然会分析生态系统在碳吸收方面的功能。但是，对于农民来讲，除非具有对碳吸收的补偿机制，否则他们就不可能会把它选为一项重要的服务。

由于 MA 的结构具有多尺度和多利益相关方的特征，因而与其他的全球评估相比，它的关注焦点将更加中性，但是，这并不表明 MA 不存在结构偏误。因为 MA 的启动主要是由政府授权的，所以根据《生物多样性公约》、《防治荒漠化公约》、《Ramsar 湿地公约》及《迁移物种公约》的各缔约国的清楚表述，它将特别关注政府在决策制定方面的需求。此外，尽管 MA 是一个多尺度评估，但是它将只包括 15 个亚全球评估。显然，与仅具有 15 个亚全球组分的评估相比，某一具有数千地方社区组分的国际评估将更能反映地方社区的日常问题。因此，尽管 MA 首次提供了一种方式，可以促进局地层次或国家层次的利益相关方向国际评估提出更多有待解决的问题，但是，它并不符合尺度中性的要求，因而它将不可避免地会特别关注一些全球性的焦点和问题。

对于不同的利益相关方来讲，某一评估的有效性还将依赖于开展评估的科学团体的人员构成。IPCC 和臭氧评估等最为有效的全球评估，它们都强调评估科学家的地区平衡以及自然科学家与社会科学家的共同参与。地区平衡和学科平衡都是确保评估过程的可信性和合法性的基本条件。然而，关于生态系统及其对人类福祉的影响的大量知识不仅存在于正式的科学文献当中，而且也存在于传统的知识系统当中。因此，正如前面已经指出的那样，MA 将尽力扩大专家团体以便能够把地方的和传统的知识应用到评估当中。在整合认识世界的不同方式方面，虽然 MA 将走出崭新的一步，但是它仍将不可避免地侧重于经过同行评审的科学文献。

不能指望（也不应该指望）任何评估对于所有人来讲都能够做到面

面俱到，否则的话，它将会变得极其散杂。但是，认识到每一评估中存在的结构性偏误，这将有有助于对评估结果的解释。此外，通过对结构性偏误的确定和阐述，将会使得其中的部分偏误在评估中得到纠正。

在制定决策中的应用

几乎在每项决策的制定中，决策者都会面临社会 - 环境系统的所有复杂情况。不过与此相反，科学评估在过去却往往是关注于整个复杂体系的有限片段。但是，就决策者面对的最为艰难的核心抉择而言，科学评估提供的对比较复杂的实体的认识能力却日益上升。这些困难的抉择包括对不同部门、不同目标和不同时间阶段的权衡。它们常常涉及对国家利益和地方利益的权衡。此外，它们还涉及为解决就像贫困这些问题的结构性成因（不仅仅是一些表面的征兆）而采取的行动。

生态系统综合评估及其获取的信息能够真正促进现实世界中的决策制定吗？尽管现今生态系统的压力日益增加，但是，当今的这一历史时代仍为改变世界范围以往的发展道路、使其成为保护和维持人类福祉的发展道路提供了一个崭新的机会。关于如何解决环境和发展的、以及怎样降低工业对环境的影响，虽然这在过去的 10 年中已经取得了一定的进展，但是在同步解决环境和发展方面，仍然需要我们做出更大的努力。当今的世界正处在一个时代的关口，实施综合的环境管理将成为这个时代实现可持续发展目标的重要手段。以下这些因素可能会为实现这种转变提供便利条件：

- 科学的发展：在过去的几十年中，无论是对生态系统内部，还是对生态系统与人类活动和人类福祉之间的复杂相互作用的了解都已经取得了较大的科学进展。
- 信息技术的发展和信息获取条件的改善：当前的计算机和数据系统使得分析人员和决策者能够对生态系统进行较好的监测，并可以预测各种变化产生的影响。同时，它们还有助于各利益相关方获取在决策制定和问责方面所必需的信息。
- 不断变化的福祉与贫困评价范式：历史上的人类福祉状况主要是根据收入和消费情况定义的。当前，人们已经认识到它包括维持良好生活的最低物质条件、自由与选择、健康、良好的社会关系、安全，以及平和的心情和精神体验。

- 政策与制度改革：生态系统的压力可能会被误导性的政策和制度安排（例如，不合适的补贴和不公平的所有制和资源获取模式）所加剧。目前，决策者日益明白这些政策包含的长期成本，因而许多国家已经开始采取措施对它们进行改革。
- 不断变化的政府管治：随着大量的极其复杂的各类机构（包括区域政府、跨国公司、联合国及民间社会组织）在能力和影响方面的增长，国家的相关权力已经减少。许多较小的利益相关方也正在越来越多地参与到决策的制定当中。

经济、科学、制度和技术方面的这些变化已经为决策制定及人类活动创造了一个崭新的环境条件。在这种环境条件下，政府部门、私营部门和民间社会的多种用户都具有对（例如，通过 MA 这类评估提供的）科学信息和科学知识的需求。并且在该环境条件下，一般公众可以利用信息促使决策者对决策负责。此外，在该环境条件下，还可以对新的制度与政策安排、权力变化和资源获取进行展望，这些可能都是彻底解决生态系统可持续管理当中的各种挑战所必需的。正是基于对以上形势的充分认识，联合国秘书长安南于 2000 年 4 月在联合国成员国大会上所做的千年报告中讲过下面这一段话：

如果没有充分的科学信息，就无法拟定有效的环境政策。目前，虽然我们已经在许多领域的数据获取方面取得了重大进展，但是我们所具备的知识仍然非常欠缺。特别是，到目前为止，我们尚没有实施一项针对全球主要生态系统的综合性评估计划。作为为了描绘地球健康状况而开展的一项重要的国际合作计划，千年生态系统评估计划就是对这一需求的积极响应（Annan 2000）。

《生态系统与人类福祉：评估框架》将对可以评估地球健康状况的这一框架进行阐述。2005 年，MA 将发布应用这一框架开展的全球评估的系列报告。

2 生态系统及其服务

执行概要

- 生态系统是由植物、动物和微生物群落，以及无机环境相互作用而构成的一个动态、复杂的功能单元。人类是生态系统的不可分割的组分。
- 一个界定合理的生态系统，内部组分之间具有强烈的相互作用，而与其边界之外环境的相互作用相对较弱。具有适用性的生态系统边界是位于许多属性（例如，生物分布、土壤类型、流域盆地或者水体深度）发生突然变化的恰好重合处。在更大的尺度上，可以根据基本结构单位的共同性质来对区域甚至全球分布的生态系统进行边界划分。
- 生态系统服务是指人类从生态系统获得的各种收益。它们包括生态系统在提供食物和水等方面的供给服务；在调控洪水和疾病等方面的调节服务；在提供精神、消遣和文化收益等方面的文化服务；以及在养分循环等方面维持地球生命条件的支持服务。
- 生物多样性是活生物之间的变异性。它包括物种内部和物种之间的多样性，以及生态系统内部和生态系统之间的多样性。生物多样性是许多生态系统产品（例如，食物和遗传资源）的来源，因而生物多样性的变化可能会影响生态系统服务的供应。
- 由于人类要从生态系统寻求多种服务，因此他们对生态系统状况的感知与生态系统提供其渴望的服务的能力有关。我们可以运用多种定性和定量的方法对生态系统生产服务的能力进行评估。
- 要对生态系统的状况、各种服务的供给，以及它们与人类福祉的关系进行评估，需要通过综合的途径才能实现。通过综合评估可以使得决策过程能够确定最为重要的服务或服务组合，并确定如何制定一些途径以便通过可持续的系统管理来维持各种服务。

引言

目前，地球上生活着数百万的物种。其中，大多数物种要么是直接从太阳获取维持新陈代谢的能量（就植物而言），要么是通过取食植物、捕食、寄生或者分解过程而从其他的生物体获取能量（就动物和微生物而言）。在维持生命和繁殖的整个过程中，生物需要消耗能量、水和养分。陆生植物主要是从土壤当中获取水分，而动物则主要是利用环境中的自由水或者是从食物当中获取水分。此外，植物是从土壤或水分当中获取它们所需要的大部分养分，而动物则往往是从其他生物体获得它们所需要的养分。微生物的情况最为多样化，它们可以通过土壤、水分、它们的食物或者其他生物体获得养分。各种生物彼此之间可以通过许多方式（包括竞争、捕食、寄生，以及授粉、传播种子和提供栖息地等促进性的方式）发生相互作用。

以上生物与它们的自然环境和生物环境之间的基本联系可以构成一个相互作用和不断变化的系统，这就是我们所说的生态系统。其中，人类是构成生态系统的一个组分。确实，人类在许多地区都属于优势生物。但是，不管人类是否处于优势地位，与其他的所有物种一样，他们都是依靠生态系统的各种特征，以及在生物体之间、生态系统内部和生态系统之间形成的相互作用网络来维持生计的。

由于生物彼此之间、以及生物与它们的自然环境之间的相互作用，它们可以生产、获取或者分解生物量和基于碳的（或者有机）有关复合物。它们还可以从水、沉积物和土壤当中把各种矿物元素搬运到生物体，并使它们在生物体之间进行流动，然后再返回到自然环境当中。陆生植物还可以从土壤向大气中输送水分。在运行这些功能的过程中，它们可以通过食物、纤维和建筑材料的形式向人类提供各种原料，同时它们还可以促进对土壤、空气和水质的调节。

这些关系的大致轮廓听起来虽然简单，但是，他们实际上却非常复杂，这是因为每一物种都具有独特的生命需求，每一物种都与其自然环境和生物环境发生相互作用。近期的各种干扰（主要是由人类活动驱动的）通过大规模地改变那些环境条件的自然状态，已经给这些关系增加了更大的复杂性。

生态系统的边界和类型

尽管生态系统这一概念已有很长的历史，但是自 1935 年 Arthur Tansley 提出最初的科学概念 (Tansley 1935)，以及 20 世纪 40 年代早期 Raymond Lindeman 首次进行生态系统方面的定量研究 (Lindeman 1942)，从而使得生态系统开始成为一个研究单位以来，到目前为止却还不足 100 年的时间。根据生态系统这一概念由 Eugene Odum 编写的第一本教科书是于 1953 年出版的 (Odum 1953)。因此，生态系统这一概念，虽然对了解地球的生命特征具有重要作用，但是，它实际上却是一个相对较新的研究和管理途径。

Tansley 对生态系统的表述包含有这样一句话：“不仅包括生物复合体，而且包括由构成我们所谓的环境的各种自然因素组合而成的整个复合体”(Tansley 1935: 299)。他指出，生态系统“类型和空间尺度的变化最为复杂”。生态系统的主要识别特征在于它是一个真正的系统；生态系统的地理位置和空间尺度尽管重要，但是它们仍是第二位的。

沿承 Tansley 及其后来的发展，我们选用了被《生物多样性公约》(CBD) 采用的生态系统定义：“由植物、动物和微生物群落及其无机环境相互作用而构成的一个动态、复杂的功能单元”(United Nations 1992: Article 2)。

生物多样性和生态系统是两个密切相关的概念。《生物多样性公约》把生物多样性定义为“所有来源的活生物体之间的变异性，这些来源包括陆地、海洋和其他水生生态系统及其所构成的生态复合体等。它包括种内和种间的多样性，以及生态系统的多样性”(United Nations 1992: Article 2)。因此，多样性是生态系统的结构特征，而生态系统之间的变异性则是生物多样性的一个构成要素。《生物多样性公约》的缔约方已经把“生态系统途径”作为他们开展行动的主要框架(见专栏 2.1)。

专栏 2.1 生态系统途径：环境与人类福祉之间的桥梁

生态系统这一概念为分析人类与环境之间的联系，并根据这些联系采取行动提供了一个宝贵的框架。正是由于这一原因，目前生态系统途径已经得到了《生物多样性公约》(CBD)的认可，同时千年生态系统评估(MA)的概念框架与这一途径是完全一致的。《生物多样性公约》对生态系统途径的定义如下：

生态系统途径是对土地、水和生物资源进行综合经营的一种策略，它的目的是通过公平的方式促进对上述资源的保护和可持续利用。因此，采用生态系统途径的经营理念有助于实现公约的以下 3 个目标的平衡：保护生物多样性；可持续利用生物多样性；公平而且公正地共享遗传资源的效用价值所产生的收益。生态系统途径建立的理论基础，是应用那些重点针对各个生物组织层次进行研究的科学方法论，这些组织层次包含有基本的结构、过程、功能，以及生物与其环境之间的相互作用。生态系统途径认为，人类及其文化多元性都是众多生态系统的有机组成部分。

根据《生物多样性公约》(CBD)的定义，生态系统可以指任何尺度上的任一功能单元。这一途径要求我们对生态系统采用适应性管理，以便掌握生态系统的复杂性和动态特征，以及弥补生态系统功能方面的知识或认识。但是，它并不排除使用其他的经营与保护途径，例如生物圈保护区、保护地及单一物种保护计划，或者根据现有的国家政策和立法框架执行的其他途径。相反，它还可能对所有这些途径及其他方法进行综合，以便应对面临的复杂环境。正如《生物多样性公约》(CBD)已经指出的那样，生态系统途径的执行是取决于局地、省、国家、区域及全球尺度上的环境条件，因而在执行生态系统途径方面不存在专一的方式。

MA 的概念框架提供了一个有效的评估构架，该构架可以促进对《生物多样性公约》的生态系统途径的执行。如果没有调查某一国家经济系统的状况，决策者就不会制定财政政策方面的决策，这是因为只有某单一部门（比如制造业）的经济信息是不够的；通过类推，这一原则同样适应于生态系统。我们可以通过考虑系统内不同组分之间的相互作用来改善我们的决策。例如，虽然湿地排水可以提高粮食生产，但是这样却会加大下游的洪水风险，或者导致其他方面的生态系统服务发生变化，因而为了制定合理的决策，我们需要考虑与这些变化相关的潜在的额外成本是否将会超过那些粮食生产带来的收益。

为了便于分析和评估，根据需要解决的问题采用务实的观点来处理生态系统的边界是非常重要的。在某种意义上，由于所有要素的相互作用，地球的整个生物圈就是一个生态系统。在更小的尺度上划分生态系统边界的指导原则是，一个界定合理的生态系统应该是其内部组分之间具有强烈的相互作用，而与边界之外环境的相互作用相对较弱。（见第 5 章）划定生态系统空间边界的一种实用途径是，建立一系列重要要素的叠合图，例如生物分布、生物物理环境（土壤类型、排水盆地、水体深度）和空间相互作用（领地范围、迁移格局、物质通量）等，并绘出它们发生突然变化的地理位置。适用的生态系统边界是位于许多这些有关的突然变化恰好重合的位置。在更大的尺度上，可以根据基本结构单位的共同性质来对区域甚至全球分布的生态系统进行边界划分。我们将在 MA 中利用这一框架对生态系统的各种特征和变化进行全面分析。

MA 是基于海洋、海滨、内陆水域、森林、旱区、岛屿、山地、极地、垦殖和城镇这 10 种类型开展全球评估的（见专栏 2.2）。虽然这些类型它们自身不是生态系统，但是每种类型却包含了许多生态系统。MA 报告中的这些类型并不互相排斥，它们的边界可以而且也确实存在叠合区域。每种类型内的生态系统共享一组生物、气候和社会因素，而且类型之间的这些因素往往不同。更加具体地讲，以下因素在每种类型内部比在不同类型之间具有更大的相似性：

- 气候条件；
- 地球物理条件；
- 人类的主要利用方式；
- 地表覆被（根据陆地生态系统的植被类型划分，或者根据水生生态系统的淡水、碱水或盐水类型划分）；
- 物种组成；
- 资源管理体系和制度

每种类型内部各生态系统的特征要素是高度相关的。因此，例如草地通常是位于潜在蒸发量大于降水量的许多区域。反过来，草地又往往是被人们用作牧场或者农业生产。用做牧场的草地往往具有畜牧（有时也有游牧）方面的资源管理制度。因而这些要素（相对于降水量的较大潜在蒸发量、草地覆被、用于牲畜生产以及畜牧或游牧方面的管理制度）

往往是一块出现（见专栏 2.2，这正是旱区系统类型的典型特征）。

专栏 2.2 千年生态系统评估在报告中使用的系统类型

社会与生态系统的类型具有无数种划分方式。为了报告全球千年生态系统评估（MA）的评估结果，我们基于 10 种系统类型制定了一套实用的、容易操作而又足够全面的划分方式。因此，例如“森林系统”，我们在报告这一系统时将把它定义为树冠郁闭度不低于 40% 的地区。使用这种划分途径时，森林系统将会包含各种不同的生态系统类型，例如淡水生态系统、农业生态系统等。但是，这里定义的森林系统边界之内的所有地区将倾向于共享一组相似的生物、气候及社会因素，因而这些系统类型可以为我们分析生态系统变化对人类福祉的影响提供一个有效的框架。因为这些系统类型之间的边界可以相互重叠，因而地球上的任何地方都可能属于多个系统类型。因此，例如某一海滨区域的湿地生态系统，MA 可能会在“海滨系统”和“内陆水域系统”中都对其进行分析。

下表列出了一些基本的边界定义，这些定义将会在千年生态系统评估的全球分析中得到使用。在许多情况下，MA 还将参照多种边界定义来分析生态系统的状况与变化。例如，尽管我们是使用 40% 的树冠郁闭度这一边界作为森林系统的基本定义，但是还有另外一种已被广泛接受的“森林”定义，即不低于 10% 的树冠郁闭度。

千年生态系统评估在报告中使用的系统类型

类型	主要概念	制图的边界范围
海洋	大洋，变化的主要驱动力通常是鱼类捕捞	深度超过 50 m 的海域
海滨	海洋与陆地的交界面，向海洋大约延伸至大陆架的中间，向内陆延伸至所有受海洋因素影响的区域	位于平均海深 50 m 与潮流线以上 50 m 之间的区域，或者自海岸向大陆延伸 100 km 范围内的低地，包括珊瑚礁、高潮线与低潮线之间的区域、河口、海滨水产作业区和水草群落
内陆水域	海滨之外的永久水体，以及生态条件和利用状况受永久性、季节性或间断性洪水控制的区域	河流、湖泊、洪水泛滥的平原、水库和湿地，包括内陆盐湖系统。注意：Ramsar 湿地公约把内陆水域和海滨都划为“湿地”

专栏 2.2 千年生态系统评估在报告中使用的系统类型 (续)

千年生态系统评估在报告中使用的系统类型		
类型	主要概念	制图的边界范围
森林	以生长树木为主的土地，通常用于生产木材、燃料，以及非木材的森林产品	高 5 m 以上，冠层郁闭度不低于 40% 的木本植物群落。同时还有其他一些被承认的定义和标准（例如联合国粮农组织使用的冠层郁闭度的标准是大于 10%）。包括采伐迹地和人工林地，但不包括果园和以生产粮食作物为主的农林复合系统
旱区	植物生产力受水分条件制约的土地，主要用途是养殖大型食草哺乳动物，包括放牧和种植业	根据《防治沙漠化公约》中给出的定义，旱地即指年降水量低于年潜在蒸发量 2/3 的土地，包括干旱和亚湿润区域（降水量与潜在蒸发量之比在 0.50 ~ 0.65 之间）、半干旱、干旱和极端干旱区域（降水量与潜在蒸发量之比小于 0.05），但不包括极地区域。旱区包括耕地、密灌丛、疏灌丛、草地、半沙漠和沙漠
岛屿	周围被水域隔离的土地，其中海滨与内陆的比值较高	参考小岛国家联盟的定义
山地	陡峭和高海拔的陆地	参照“山地守护”的定义，根据海拔这一项标准进行划分，但是，在低海拔地区，也结合了海拔、坡度和当地的海拔变化幅度。特别指：海拔高于 2 500 m；海拔在 1 500 ~ 2 500 m 之间，并且坡度大于 2 度；海拔在 1 000 ~ 1 500 m 之间，并且要么坡度大于 5 度，要么局地（半径 7 km）海拔变化大于 300 m；海拔在 300 ~ 1 000 m 之间，并且局地（半径 7 km）海拔变化大于 300 m；以及被山地围绕的孤立的内陆盆地和面积小于 25 km ² 的高原。
极地	一年内大部分时间处于冰冻状态的高纬度系统	包括冰帽、被永冻层、冻原、极地荒漠覆盖的区域以及极地海滨区域，但不包括低纬度地区的高海拔寒冷区域
垦殖	以种植栽培植物为主，主要用于作物、农林业或者水产生产的土地	每年至少有 30% 的土地景观处于垦殖状态的区域，包括果园、农林复合系统以及农业与水产业的复合系统
城镇	人口密度高的人工环境	已知定居人口至少为 5 000 人的城镇，其边界可以通过观测稳定持久的夜间灯光进行确定；但是，在没有这些数据的情况下，可进行推测

我们之所以要在 MA 的全球分析中使用存在叠合区域的类型，这是因为它可以更好地反映真实世界中生物、地球物理、社会和经济方面

的相互作用，特别是在这些相对较大的尺度上更是如此。例如，对于林区的生态系统和人类福祉来讲，需要分析的一个重要议题是森林收获或者森林转变对径流时节、流量和水质的影响。由于这种相互作用的重要性，因而把林地覆被占主导地位的区域（即使其中包含一些淡水和农业区域）作为一个完整的生态系统进行分析是有益的，而不对森林、农业和淡水生态系统分别进行单独的分析，因为只有这样才能够对这些相互作用进行更加完整的分析。

生态系统服务

生态系统服务是指人类从生态系统获得的各种收益。这一定义是根据以下两个通常被引用并且具有一定代表性的其他定义得出的：

生态系统服务是指自然生态系统及其组成物种得以维持和满足人类生命的环境条件和过程。它们可以维持生物多样性和各种生态系统产品（例如，海产食品、草料、木材、生物燃料、天然纤维，以及许多医药用品和工业产品及其生产原料）的生产（Daily 1997 b: 3）。

生态系统的产品（例如食物）与服务（例如同化废弃物）是指人类直接或者间接地从生态系统的功能当中获得的各种收益（Costanza et al. 1997：253）。

MA 的定义继承了 Costanza 及其同事的定义，把自然生态系统和人工生态系统都作为生态系统服务的来源；同时，它又继承了 Daily 的定义，使用“服务”这一术语来包括人类从生态系统获得的有形收益和无形收益，有时，这些有形收益和无形收益也分别被划分为“产品”和“服务”。

与生态系统这一术语的自身情况相似，生态系统服务也是一个相对较新的概念——它是在 20 世纪 60 年代后期才被首次使用的（e.g., King 1966；Helliwell 1969）。但是在过去的 10 年当中，有关生态系统服务的研究却已经取得了显著的进展（e.g., Costanza et al. 1997；Daily 1997a；Daily et al. 2000；de Groot et al. 2002）。

根据经济学中的通常做法，既有对“产品”和“服务”分别进行表述的，也有把以上两个概念概括起来使用“服务”这一术语进行表述的。为了便于理解，尽管通常是把“产品”、“服务”和“文化服务”这些术

语分开进行表述的，但是，在 MA 中我们认为所有这些收益都是“生态系统服务”。这是因为有时难以确定生态系统提供的某一收益究竟是“产品”或者是“服务”，此外，当人们提到“生态系统的产品与服务”时，有时会忘记生态系统的文化价值和其他方面的无形收益。

关于生态系统服务的分类，目前已经存在许多不同的划分方式，它们包括：

- 功能性组群，例如调节、搬运者、栖息地、生产及信息服务（Lobo 2001；de Groot et al. 2002）；
- 组织性组群，例如与某些特定物种有关的服务，它们或者是调节某些外界的输入，或者是与生物实体的组织有关（Norberg 1999）；
- 描述性组群，例如可更新的资源产品、不可更新的资源产品、物理结构服务、生物服务、生物地球化学服务、信息服务，以及社会与文化服务（Moberg and Folke 1999）。

为了便于操作，我们在 MA 中将根据功能把生态系统服务划分为：供给服务、调节服务、文化服务及支持服务（见图 2.1）。我们承认有些类型之间可能会存在重合的部分。

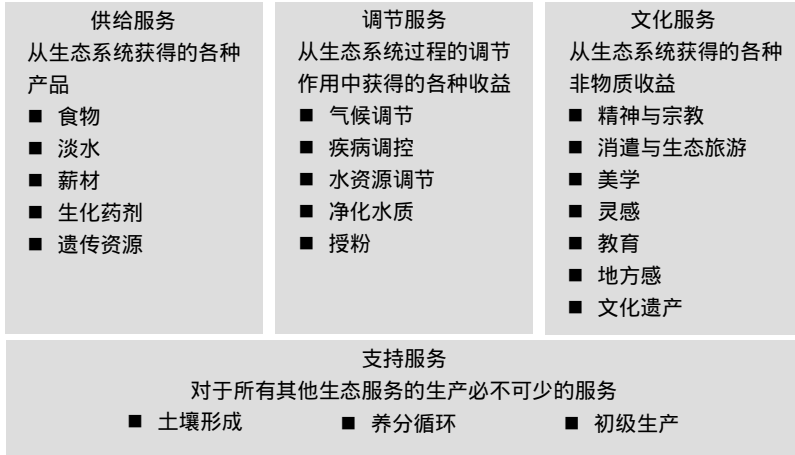
供给服务

这是指人类从生态系统获取的各种产品，它们包括：

- 食物和纤维：包括取自植物、动物和微生物的大量食物产品，以及从生态系统获得的各种原料（例如木材、黄麻、大麻、丝绸及许多其他产品）。
- 燃料：木材、牲畜粪便，以及用作能源的其他生物原料。
- 遗传资源：包括用于动植物繁育和生物工艺的基因和遗传信息。
- 生化药剂、天然药物和医药用品：许多医药、生物杀灭剂、食物添加剂（例如藻酸盐）和生物原料都是来自生态系统。
- 装饰资源：用作装饰品的一些动物产品（例如，皮肤和贝壳）和花卉，不过这些资源的价值通常是根据文化习俗而定的。这是不同的生态系统服务类型相互联系的一个范例。
- 淡水：淡水是不同生态系统服务类型之间相互联系的又一范例，在此，它表现的是供给服务和调节服务之间的联系。

图 2.1 生态系统服务

生态系统服务是指人类从生态系统获得的各种收益。它们包括对人类具有直接影响的供给服务、调节服务与文化服务，以及维持这些服务所必需的支持服务。



调节服务

这是指人类从生态系统过程的调节作用当中获取的各种收益，它们包括：

- 维护空气质量：生态系统既向大气中释放化学物质，同时也从大气中吸收化学物质，因而可以对空气质量产生多方面的影响。
- 调节气候：生态系统既对局地的气候产生影响，同时也对全球的气候产生影响。例如，在局地尺度上，土地覆被变化可以对气温和降水产生影响。在全球尺度上，通过吸收和排放温室气体，生态系统对气候具有重要作用。
- 调节水分：径流的时节和规模、洪水和蓄水层的补给都会受到土地覆被变化的强烈影响，其中，特别是指改变系统储水潜力的那些改造活动，例如湿地的转化，或者森林向农田的转换，或者农田向城市的转换。
- 控制侵蚀：植被在保持土壤和防止滑坡方面具有重要作用。
- 净化水质和处理废弃物：生态系统不但是淡水杂质的释放源，而且

它们还可以帮助滤除和分解进入到内陆水域和海滨及海洋生态系统的有机废弃物。

- 调控人类疾病：生态系统的变化可以直接改变人类病原体（例如霍乱）的多度（abundance），同时还可以改变带菌媒介（蚊子）的多度。
- 生物控制：生态系统的变化可以影响作物和牲畜害虫及疾病的流行。
- 授粉：生态系统的变化可以影响授粉媒的分布、多度和效力。
- 避免遭受风暴侵袭的保护：红树林和珊瑚礁等海滨生态系统可以显著地降低飓风和海浪造成的损害。

文化服务

这是指人们通过精神满足、认知发展、思考、消遣和美学体验而从生态系统获得的非物质收益，它们包括：

- 文化多元性：生态系统的多样性是影响文化多元性的一个因素。
- 精神与宗教价值：许多宗教是把精神与宗教价值寄托于生态系统或者它们的组分之上的。
- 知识系统（传统的和正式的）：生态系统可以对由不同文化背景发展而来的知识类型产生影响。
- 教育价值：生态系统及其组分和过程可以为许多社会提供开展正式教育和非正式教育的基础。
- 灵感：生态系统可以为艺术、民间传说、民族象征、建筑和广告提供丰富的灵感源泉。
- 美学价值：许多人可以从生态系统的多个方面发现美的东西或美学价值，这已经反映在人们对公园和“林荫大道”的喜爱，以及对住房位置的选择当中。
- 社会关系：生态系统可以对建立在特定文化基础之上的多种社会关系产生影响。例如，渔业社会的社会关系，就与游牧群落或者农业社会具有许多不同之处。
- 地方感：许多人认为和他们生活环境中已经被认同了的特征（包括生态系统的不同方面）有关的“地方感”具有重要价值。
- 文化遗产价值：许多社会对维护历史上的重要景观（“人文景观”）

或者具有显著文化价值的物种赋予了很高的价值。

- 消遣和生态旅游：人们对空闲时间去处的选择，在一定程度上通常是根椐特定区域的自然景观或者栽培景观的特征做出的。

文化服务和人类的价值观与行为，以及社会、经济及政治组织方面的人类制度与模式紧密相联。因此，与对食物生产的重要性的感知相比，在不同个体和社区之间，他们更可能会在对文化服务的感知方面存在一定的差异。我们将在第 6 章对生态系统服务的价值评估问题进行阐述。

支持服务

支持服务是为生产其他所有的生态系统服务而必需的那些生态系统服务。这类服务与供给服务、调节服务和文化服务的区别在于，它们对人类的影响要么是通过间接的方式，要么是发生在一个很长的时间；然而，其他类别生态系统服务的变化则是对人类产生相对较为直接的短期影响。（对于有些服务来讲，例如控制侵蚀，根据评估的时间尺度和它们对人类影响的直接程度，既可以把它划分为支持服务，也可以把它划分为调节服务）例如，虽然人们通常并不直接利用土壤形成这一服务，但是土壤形成过程的变化将会通过影响食物生产方面的供给服务而对人类产生间接的影响。同样，因为在和人类的决策制定相对应的时间尺度上（几十年或者几百年），生态系统的变化会对局地或者全球的气候产生影响，因而可以把调节气候划分为调节服务。然而，由于对大气中氧气浓度的任何影响只会发生在一个极其漫长的时间尺度上，因而可以把氧气生产（通过光合作用）划分为支持服务。支持服务方面的其他例子包括：初级生产、大气中氧气的生产、土壤形成与保持、养分循环、水分循环和提供栖息地等。

多部门途径

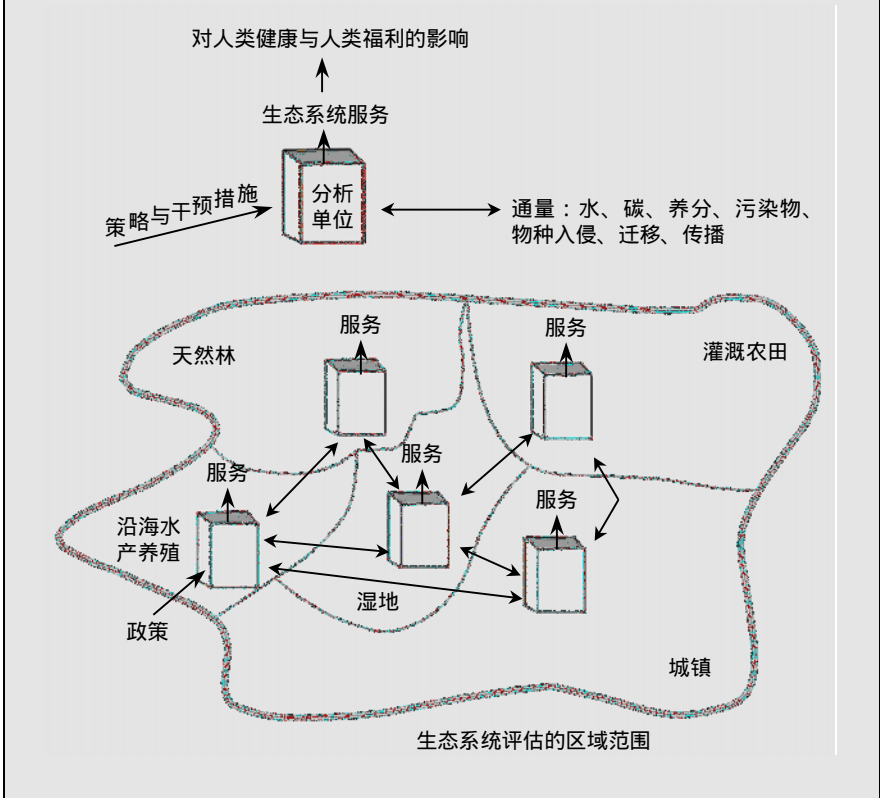
地球上的所有地区都可以生产许多生态系统服务（见专栏 2.3）。虽然人类的干预措施可以提高某些服务的生产水平，但是这常常是以牺牲其他方面的服务为代价的。因此，通过推广农业技术，虽然人类过去的干预措施已经显著地提高了食物的供给服务，但是，这也导致了其他服务的变化（例如水分调节）。正是由于这一原因，为了全面评估生态系统服务的变化及其对人类的影响，采用多部门途径（multisectoral

approach) 是必不可少的。多部门途径是对每项生态系统服务的供应情况和自身状况，以及它们之间的相互作用进行分析。MA 采用的正是这样一种途径。

专栏 2.3 对生态系统服务的分析

地球上的任何地区都会生产一组特定的服务，这些服务反过来会对人类的福祉状况产生影响。此外，任何地区都会收到相邻地区输入的能量、水、生物、污染物和其他物质，同时也向那些相邻的地区释放相似的物质。我们可以采取各种策略和干预措施在数量和质量方面对每一地区提供的服务进行影响。

生态系统通常是由许多不同的区域组成的，例如森林、农业和城镇，其中，每个区域都可以生产不同的服务。在生态系统评估中，我们必须对每个区域的服务生产，以及不同区域之间的物质流动进行评估。



在评估生态系统服务时，对正在被分析的一项或多项生态系统服务界定分析的时空范围，通常会对评估的开展比较有利。因此，流域通常是分析水资源服务变化的最为有效的生态系统尺度，而具体的农业生态区则对评估作物生产的变化可能更为合适。但是，当考虑不同服务之间的相互作用，某一生态系统提供的服务组合，或者某一社会利用的多种服务时，边界的问题就会变得更加复杂。对于生态系统评估来讲，边界、尺度和栖息地的异质性都非常重要，因而我们将在第 5 章对它们进行详细的阐述。

生物多样性和生态系统服务

栖息地改变、物种入侵和许多其他因素正在导致大多数生态系统内部许多生物类群的生物多样性发生变化。近来，理论与经验工作已经确定了生物多样性变化和生态系统功能方式之间存在的多种联系（Schulze and Mooney 1993；Loreau et al. 2002）。MA 将对这些联系是怎样影响生态系统服务的有关问题进行分析。

在目前已经确定的因素当中，最为重要的因素是生态系统内部的功能冗余程度。功能冗余度是指在一个生态系统中，各功能群内部物种的可替代性，从而使得因一个或者多个物种丧失而产生的影响可以由其他物种进行补偿（Naeem 1998）。例如，在许多生态系统中，有许多物种都具有固氮功能（物种的功能群）。如果它们当中任一物种的丧失都可以被其他物种的增长所补偿，从而在总体上不会导致固氮功能的降低，那么在这一生态系统中就存在功能冗余。

但是，由于有些物种对生态系统的功能具有独特或者唯一性的贡献，因而它们的丧失将会受到更大的关注（Walker 1992）。倘若没有丧失具有独特作用的物种，那么在具有多样性的系统中，生物多样性的少量变化可能只会导致某一生态系统的功能发生较小的变化，其中包括它的服务生产（Jones et al. 1994；Power et al. 1996）。但是，随着丧失物种的增多和功能冗余度的降低，出现功能显著降低的可能性将会升高，也就是说，生物多样性和生态系统功能之间具有一种渐进的关系。例如，南非 Fynbos 生态系统的高度多样性确保了它具有稳定的生产率，这是因为当个别物种丧失生产能力时，许多其他植物通过增长可以对其进行补偿（Cowling et al. 1994）。功能冗余度越高，表示更能确保生态系统

将会持续提供更高水平和更加容易预测的多种服务 (Yachi and Loreau 1999)。

根据驱动力可能发生变化的一组不同情景, MA 将试图对不同生态系统的生物多样性及其潜在的下降趋势进行评估。这项工作将对以往的研究(它们已经建立了生物多样性变化的不同情景)进行拓展(Sala et al. 2000)。对于供给服务和支持服务来讲, MA 将利用生物多样性和生态系统功能之间的基本渐进关系, 确定与这些服务有关的生态系统功能, 并把它们对日益降低的生物多样性的响应联系起来。利用这种基本关系, 我们可以对生物多样性丧失的程度以及生态系统功能对生物多样性丧失的稳定性响应进行研究。

生态系统的状况与可持续利用

由于人们要从生态系统寻求多种不同的服务, 因而他们对生态系统状况的感知与生态系统提供其渴望的服务的能力有关。我们可以单独使用不同的方法和标准对生态系统生产各种特定服务的能力进行评估。但是, 全面评估生态系统的状况、服务的供给以及它们对人类福祉的影响则需要通过综合的途径才能实现(见第 3 章)。如果具备了这种评估, 那么就可以通过决策过程(见第 8 章)确定哪组服务的价值最高(见第 6 章), 并对生态系统进行可持续的管理。

从狭义上讲, 生产特定生态系统服务的可持续能力, 可以简单地指生态系统支撑该项服务(例如, 食物生产)生产的生物潜力是否正在得到不断的维持。因此, 如果捕捞的是过剩的鱼类而不是鱼类再生产所需要的资源基础, 同时人类活动没有导致鱼类的栖息环境出现退化, 那么这样的鱼类供给服务就是可持续的。在 MA 中, 我们将使用“ 可持续的生产管理 ”这一术语来表示对某一资源或者生态系统服务的管理和生产。

但是, 可持续性这一术语在更多情况下是用于“ 可持续发展 ”当中, 表示在不减小满足后代需求前景的条件下, 满足当代需求的发展模式。在此我们使用可持续性和可持续管理这些术语, 是表示确保某一特定生态系统能够持续不断地提供大量的服务这一目标。

为了提供一种综合的生态系统评估途径, MA 将考虑使用不同的标准和方法。尽管对每类生态系统服务的状况和可持续能力的评估都会使

用相对不同的方法，但是对任一服务的全面评估通常都需要考虑其存量、流量和弹性。

供给服务的状况

因为长期来讲某一既定流量既可能是可持续的、也可能是不可持续的，所以供给服务的流量不能准确反映它们的状况。流量通常是根据生物物理产量（例如，每公顷土地生产玉米的公斤数或者金枪鱼的卸鱼吨数）进行测算的。生态产品（例如，食物、薪材或者纤维）的供给状况不仅取决于流量而且还取决于产品的“存量”，这一点与人造产品的情况是一样的（在经济学中，“存量”是指某一商人手中持有的所有商品；在此，我们是使用“存量”的经济学含义来表示怎样把生态系统的产品融入到存量和流量的经济学框架之中）。例如，根据某一制造商销售的商品数量（流量）并不能全面地衡量其工厂的生产力，这是因为该销售量既可能是来自生产的新产品，也可能是来自积累的库存产品。确实，从短期来讲，过去人类对生物资源的生产常常是维持在高于其可持续生产的速度之上。从长期来讲，这种过度收获资源的生产将会下降。

海洋渔业为我们提供了生态系统服务正在遭受退化的例子，尽管过去通过使用更加集约化的捕捞方式使得海洋鱼类产品的产量得以暂时的维持或者提高。过去世界上的许多渔场都已经遭受了过度的捕捞，从而导致渔业呈现卸鱼量（生产）快速增长一段时间之后最终走向崩溃的普遍模式（见专栏 2.4）。事实上，在其他的所有供给服务方面也会发现类似的模式。

例如，即使由于土壤侵蚀已经导致生态系统的生产潜力出现下降，但是通过施用化肥和使用新的作物品种，农业生产仍然可能会得以维持。在过去的 50 年中，即使全球总的食物生产已经提高，但是由于侵蚀、盐化、板结、养分耗损、生物退化或者污染，大约 40% 的农业土地已经出现严重退化或者极度严重退化（WRI et al. 2000）。只要人造资本能够补偿生态系统的自然资本损失，农业生产就能够得以维持。虽然这样，但是人造资本和自然资本却并非能够进行完美地替代，土壤的退化程度一旦达到某一临界水平，农业生产就会出现下降。当前，如果对食物的生产状况进行全面审查，我们将会发现由于生态系统维持生产的基本能力已经降低，食物的生产状况已经出现退化。

专栏 2.4 大西洋鳕鱼资源的崩溃

1992 年，纽芬兰东海岸的大西洋鳕鱼资源出现崩溃，导致开发经营了数百年的渔场被迫关闭。在 20 世纪 50 年代后期之前，该渔区的渔业捕捞主要是季节性迁移的捕鱼船队作业和海岸附近渔民的小规模捕捞作业。自 20 世纪 50 年代后期开始，可以触及海底的拖网渔船在该渔区开展了深海捕捞渔业，结果虽然导致渔获量大幅度上升，但是潜在的鱼群生物量却急剧减少。虽然于 20 世纪 70 年代早期国际协议规定了捕捞配额，1977 年加拿大宣布了专属捕鱼区，但是国家配额制度最终仍未能遏止和扭转渔业资源的减少趋势。

促使这次鳕鱼资源崩溃的两个因素，一是向大量的深海渔业捕捞的转变；二是使用过度依靠科学取样的渔业评估方法，以及在时间序列方面和涵盖的深海渔业资源地理范围方面都相对有限的模型。海岸附近传统渔民的卸鱼量占总卸鱼量的 1/3 ~ 1/2，在科学家开展渔业评估工作之前，他们甚至在 20 世纪 80 年代中期之前就已经注意到了卸鱼量的下降趋势。但是，由于技术上难以把这些渔获数据转换为适合评估要求的数据形式，因而这些观测数据并不能在渔业资源评估中使用。Finlayson (1994) 指出：“只有使用非常专业的格式对非常具体的数据类型进行表示时，科学才会认可其‘有效的’地位”。

加拿大纽芬兰沿海的北方鳕鱼 (NAFO 区域 2J3KL)



来源：Myers et al. 1995

历史上，在对资源状况进行监测时，环境或者资源评估很少包含对生物资源的生产潜力的测度。因此，虽然在谷类作物、鱼类和木材的生产方面，所有国家都具有相当多的信息，但是由于很少对这些资源的生产潜力进行过评估，因而对这些服务的真实状况的了解相对很少。为了辅助 MA 的设计，由世界资源研究所和国际食物政策研究所编写的《全球生态系统探索分析》(*The Pilot Analysis of Global Ecosystems*)，将根据这些线索试图为生态系统服务的状况提供一个更加全面的评估 (Matthews et al. 2000 ; Revenga et al. 2000 ; White et al. 2000 ; Wood et al. 2000)。

调节服务、文化服务和支持服务的状况

与供给服务的情况相反，调节服务一般和“产量”的水平没有关系。实际上，调节服务的状况更多地是取决于生态系统调节某一特定服务的能力是增强了或者减弱了。因此，如果某一地区的森林皆伐已经导致了降水减少，同时已经给人们造成了不利影响，那么这一调节服务的状况就已经出现了退化。

对文化服务的状况进行评估比较困难。有些文化服务是和供给服务（消遣性的垂钓或者狩猎）联系在一起的，这些供给服务可以做为测度文化服务的代理。但是，大多数情况下这种代理是不存在的。此外，与供给服务和调节服务不同，对文化服务的状况开展评估，高度取决于人类对这种服务的直接或者间接利用。例如，就拿调节水质这一调节服务来讲，即使人们当前没有利用经过生态系统的调节服务而生产的洁净水，这种调节服务的作用可能还是很高。但是，对于文化服务来讲，则只有当有人认识到了与其有关的文化遗产价值时，才说明该生态系统提供了文化服务。

关于文化服务的状况信息，我们可以通过确定生态系统在文化、精神或者美学方面具有重要意义的具体特征，并研究这些特征的变化趋势来获得。例如，在世界上生产鲑鱼的几乎所有地区，它都是受人崇敬的图腾物种，因而野生鲑鱼资源的退化就表示生态系统提供的这一文化服务出现了下降。但是，有关文化服务的这种信息将难以获取和量化。例如，对于老虎来讲，甚至在那些老虎已经灭绝了几十年的地区，它们仍然是图腾物种。由于认识到文化服务这一概念相对较新，因而 MA 将

对评估这些服务的状况和价值的一些方法进行探究。

支持服务虽然是维持地球生命的基本条件，但是它可能只对人们产生间接的影响（通过支撑另外一种服务的生产，比如土壤形成对食物生产的支撑作用），或者是在非常长的时间周期内对人们产生影响（例如生态系统在氧气制造方面的作用）。因为和以上讨论过的其他服务相反，支持服务与人类收益的联系是间接性的，所以评估服务状况的标准尺度对其并非总是适用。例如，由于生命的存在需要有机化合物的生产，因而初级生产就是一项基本的支持服务。但是，假如全球的初级生产在下一个世纪将会增长 5%，尽管这的确是一个显著的变化，可是我们仍将难以把这一变化划为支持服务的提高或者降低。在这种情况下，MA 将根据支持服务当前的生物物理状态（生产、通量和存量）对其进行报道。

服务的变异性、弹性和阈值

只要条件允许，个人和政府通常都会进行多种不同类型的保险投资，以减缓各种自然变异对人类福祉造成的影响。这类投资可能和为了救灾而建立的食物、药品和饮用水的有限储备库一样简单，不过，它也可能是一些更加精心安排的投资，比如为了防御百年一遇的洪水而修建水坝、征集各种款项和开挖运河等。在这类保险中，为了解决关于怎样投资、何时投资和在哪里投资的问题，我们不仅需要评估生态系统服务的平均存量和流量，而且还需要评估它们的动态特征，或者更加具体地讲，也就是需要评估它们的变异性和稳定性。

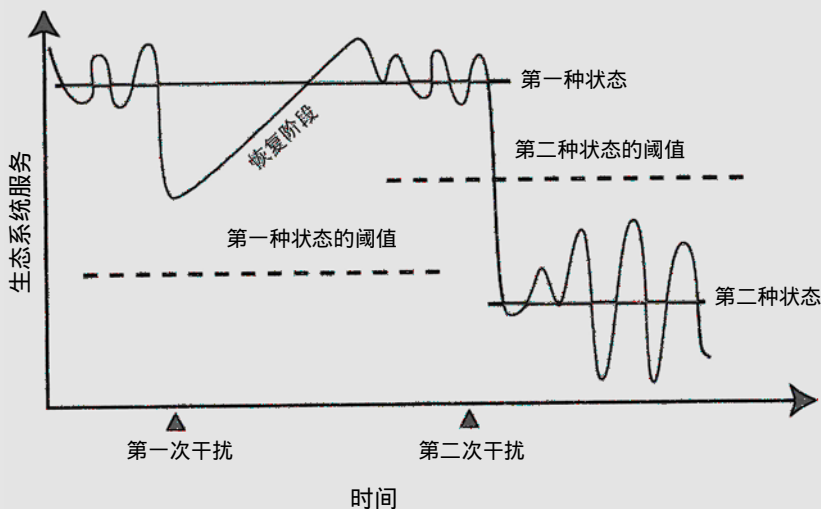
在这类评估中，生态系统的变异性、弹性和阈值这 3 种特征具有非常重要的作用（见专栏 2.5）。尽管在各种动态系统中还有许多其他方面的稳定性特征（例如，抗性、敏感性、持久性、可靠性、可预测性等），但是 MA 将把它的重点限定在以上 3 种重要的而且具有较好研究基础的稳定性特征方面。

生态系统服务的变异性，包括由于随机的、内在的和外在的因素而造成的存量或者流量随时间的变化，为了全面了解系统的行为特征，我们必须清楚以上所有这些因素的作用机理。随机变异是指由随机的或者不可控制的因素造成的变异，它通常被认为是系统行为的作用背景或者“白色”噪音。相反，内在（固有）变异是指由于生态系统的结构特征造成的变异，例如，由于捕食或者疾病对动物数量的调节作用而造成的

系统波动。关于外在变异，也就是由于系统之外的力量而造成的变异，这方面的例子包括温带系统的季节变化，以及 El Niño-La Niña 循环等方面的长期气候系统。

专栏 2.5 生态系统服务的动态性与稳定性

下图说明了某项生态系统服务在两次干扰过程中供应水平的变化。根据假设，这一服务表现出了随机性（随意性或者不可控制的特征）和内在的稳定性（在表示不同系统状态的两条水平线上下波动）。第一次干扰过后，系统恢复到了原来的状态，根据恢复阶段持续的时间或者返回到第一种状态所用的时间，可以测算出系统的弹力。需要注意的是，系统在处于第一种状态时，虽然曾经跨越过第二种状态的阈值，但是并没有出现状态转变。第二次干扰导致这一服务的供给水平超越了第二个阈值（第一种状态的阈值），结果导致系统体制转变（或者灾变）到了另一不同的稳定状态。长的虚线是表示两种状态的阈值。只有当某一系统跨越其特定的阈值时，才会转变到另一种不同的状态。



在大多数情况下，弹性通常被认为是测度某一系统在经过某种扰动之后返回其最初状态的能力的指标。这里的扰动是指对 10 年或者更长时间范围内系统所处状态幅度的偏离，例如，大火或者罕见的极度干旱。如果与其他系统相比，某一系统的恢复阶段持续时间较短，那么我们则认为这一系统的弹性较其他系统更强。

生态系统的阈值或者断点表示对系统平均行为的显著偏离，而且通常是突然性的（变化时间不足 10 年）偏离。这种显著的转变（也被称做体制转变、灾变，或者进入到另一稳定的状态）通常是起因于内部或者外部条件的稳定变化，结果导致系统受到触发而进入另一状态的敏感性增强（Scheffer et al. 2001；Carpenter 2003）。例如，在全球尺度上，全球变暖的少量平稳增幅可能会导致地球洋流循环模式发生突然性的重新组合（Broecker 1997）。在局地尺度上，农场主或者牧主对牧草动物的增加可能会导致干草原（草占优势）向苔原（苔藓）生态系统的转变（Zimov et al. 1995）。

虽然管理目标通常是根据存量和流量进行设计的，但是降低系统的变异性 and 提高其可预测性却常常是管理策略的关键部分。这类干预措施的例子，包括早期的作物灌溉、害虫爆发期生物杀虫剂的使用、防止灾难性大火的控制性燃烧和防止种群爆长的牧群挑选等。维护森林以防止侵蚀、或者保护珊瑚礁以防止发生极大风暴时波浪对人类造成影响，这些都是为了生态系的保险价值而实行的管理方面的例子。虽然人们经常使用各种方法应对生态系统的变异性，但是旨在维持生态系统弹性和避免其达到阈值的管理措施有时却被人们所忽略。这其中的部分原因在于人们对导致这种行为的机制不太了解，因而难以设计出可以解决弹性和阈值问题的管理措施。此外，缺少对扰动概率的准确评估以及这类事件发生的时间尺度太长，也是造成以上结果的部分原因。

但是，由于生态系统偏离其行为标准而对人类福祉造成的损害通常非常严重，因而把它包含到评估和管理之中十分重要。MA 将不仅分析与生态系统产品和服务有关的生态系统存量和流量的大小，而且还将分析它们的稳定性特征。这项工作的完成将大多是根据专家对远古记录（例如，取自冰心的气候记录）和历史记录（例如，长期的渔业、林业和农业记录）的评估进行推测，以便获得对系统变异性、弹性、已知阈值及环境胁迫（这些特性导致生态系统可能会被各种扰动所触发而进入另一

种状态)的指导规范。

生态系统健康和其他有关的概念

生态系统健康是一个经常用于生态系统评估的概念 (Rapport et al. 1995)。它已经成了生命科学的一个分支,拥有自己的期刊和专业组织,例如国际生态系统健康学会 (ISEH) 和水生生态系统健康与管理学会。生态系统健康这一术语有时被用于表示生态系统和人类健康之间的联系。例如,ISEH 的任务就是“促进了解人类活动、生态变化和人类健康之间的重要联系”(Rapport et al. 1999: 83)。同时,它也被用于表示生态系统自身的健康状况:“如果它是稳定的和可持续的——也就是说,它具有长期的活性,可以维持自己的组织,能够自治,而且具有应对胁迫的弹性……那么这个生态系统就是健康的”(Costanza et al. 1992: 9)。

生态系统健康这一概念已经在科学文献当中引发了争论,并产生了不同的测度方法(例如 Reid 1996; de Leo 和 Levin 1997)。测度健康状况的一种方法是把它作为对某些首选状态的(通常是“自然的”)偏离。而另一种方法和 MA 中用于分析各种生态系统服务的状况的方法相一致,是把健康状况和其周围景观中的生态系统继续提供某一组特定服务的能力联系起来。这种方法将对生态系统及其外部输入(例如能量或者化肥)是否能够长期持续,以及生态系统是否能够承受或者恢复系统扰动(分别指抗性和弹性)和其他方面的类似问题进行分析。

生态系统健康这一概念不仅在研究群体中具有重要意义,而且也是向广大公众宣传有关生态系统信息的重要方式。尽管 MA 没有采用生态系统健康作为它的主要组织框架,但是在运用 MA 的框架开展的评估中,生态系统健康这一概念可能会得到有效的应用。

此外,还有几个其他概念,虽然没有被 MA 的组织框架所采用,但是它们也将为 MA 提供重要信息。例如,生态系统的完整性被定义为“对某一地点的群落结构与功能特征的维持,或者是对其具有的社会满意程度的维持”(Cairns 1977: 56)或者“支持和维持一个平衡的、完整的、适应性生物群落拥有与区域自然栖息环境相当的物种组成、多样性和功能组织的能力”(Karr and Dudley 1981: 171)。另一个例子是“生态足迹”,它是根据为提供个人或者社区所使用的服务而需要的空间面积来表示人类活动对生态系统的影响。

对服务的替代

虽然可以对有些生态系统服务进行替代，但是技术替代的成本通常较高，而且不可能取代丧失的所有服务。例如，目前虽然水处理厂可以替代生态系统供给洁净的饮用水，但是这种替代的成本可能非常昂贵，而且不能解决水污染对生态系统其他组分及其提供的服务所造成的影响。替代产生的另一种结果是，获得替代收益的个人通常不是最初从生态系统服务获得收益的那些人。例如，在热带地区，当地的海滨鱼类生产可能会被养虾业所取代，但是靠捕鱼为生的居民并不是那些将会从新的虾养殖场获得利润的人。

因此，对生态系统及其服务的全面评估必须考虑以下几个方面：

- 关于替代成本的信息；
- 维持服务的机会成本；
- 交叉服务（cross-service）的成本与影响；
- 替代对收益分配的影响。

3 生态系统与人类福祉

执行概要

- 人类福祉具有以下几个方面的关键构成要素：维持高质量生活的基本物质需求、自由与选择、健康、良好的社会关系及人身安全。福祉存在于一个和贫困（被定义为对福祉的显著剥夺）相连的连续统一体中。
- 人们对福祉和贫困的表达和体验与具体的环境和情境有关，它反映了地理、生态、年龄、性别和文化等方面的当地社会及个人因素。这些概念比较复杂而且具有一定的价值取向。
- 通过向人类提供供给、调节、文化和支持服务，生态系统对维护人类福祉是必不可少的。近几十年来，世界范围内人类对生态系统的影响出现了逐步增强的迹象，这已经提高了人们对生态系统变化对人类福祉的影响的关注。
- 在适当的手段、制度、组织和技术的支持下，通过人类与生态系统可持续的相互作用，人类福祉是可以得到提高的。通过广泛参与和公正透明的方式建立的这些条件，可以扩大人们的自由与选择，并提高人们的经济、社会和生态安全。
- 关于生态资本的损耗和退化，某些人认为这些问题大部分可以通过自然资本和人力资本的替代而得以解决。然而，有些人则认为这类替代具有比较显著的局限性。替代的范围会随社会经济状况而变化。
- 我们可以确定生态系统变化与人类福祉之间存在的直接和间接影响（不管是积极的，或者是消极的）。间接影响的特征是具有更为复杂的因果关系（包括各种社会、经济和政治因素）。此外，它们之间还存在有各种阈值点，超过这些阈值点就可能会导致人类福祉发生快速的变化。

- 一般来讲，贫困的、资源匮乏的和在其他方面处于不利地位的社区最易遭受不利生态系统变化的危害。对于任何人群来讲，都可能会发生螺旋式的变化（包括积极的和消极的），但是贫困人群更易遭受一些不利变化的危害。
- 功能性制度是保证人们公平获取各项生态系统服务所必不可少的。但是，由于某些强势个人或者群体的作用，他们有时会导致制度出现失灵或者保持欠完善的状态。此外，为了少数强势人群的利益，对产品与服务的分配过程进行调节的那些机构，也可能被不正当地利用。
- 对于贫困人群来讲，只有通过更加公平、安全地获取各项生态系统服务，才能获得最大程度的福祉。长期来看，对于富裕人群来讲，通过减少对生态系统的显著影响，同时帮助贫困人群更多地获取各项生态系统服务，可以极大地促进人类福祉的提高。
- 我们认为有必要把生态安全作为与参与自由、经济机制、社会机会、透明性保证及保护性安全同等重要的第六种自由。

引言

正如前面章节中已经谈到的那样，在过去的几十年中，人类活动对生态系统的影响已经迅速增强。虽然可以认为这其中的多数影响对人类福祉是有利的，但是目前出现不利影响的证据却日益增加。除了人类活动之外，还有许多发生于和相互作用于不同的社会、地理和时间尺度之上的其他原因，也可以导致生态系统发生变化，因而使得全面分析生态系统遭受的不利影响及其对人类的危害一直比较困难。对于某些人来讲，特别是那些被相对富裕的条件保护起来的人们，几乎不会意识到这一问题，或者至少不会把它作为优先考虑的问题。但是，对于数以百万计的大众来讲，却每天都在遭受因生态系统变化而产生的各种不利影响。

为了评估环境和人类福祉之间的关系，单纯地考虑一些局地的和明显的环境缺陷（例如，看得见的污染）已经不再是一个充分的框架。对于全球生态系统最近发生的一些明显的大尺度变化，我们也必须进行周密的考虑（McMichael 2001）。

人类对生态系统服务的依赖性直接反映了导致地球生物圈起源的各

种意义深远的协同进化过程。正如第 2 章所述，生物圈及其生态系统为所有物种提供了生命支持条件。进一步讲，生物圈本身也是地球生命的产物。大气和土壤的组成、通过水路进行的养分循环以及许多其他方面的生态资产，所有这些都是生命过程的产物，而且都是接受现有生态系统的维持和补给。

生态系统的不利变化对人类福祉造成的影响，可以分为直接影响和间接影响。直接影响的发生具有一定的直接性，是通过当地可以识别的生物途径或者生态途径出现的。例如，对湿地净化水源的能力的损害，可能会对那些饮用这些水源的人们造成不利影响；修建水坝可能会促进蚊子的繁殖，从而扩大疟疾的传播；山坡地的森林砍伐可能会导致下游社区容易遭受洪灾的危害。

间接影响是通过更加复杂的因果网络（包括通过社会、经济和政治途径）而对福祉状况造成危害的。有些影响可能需要几十年的时间才会显现。例如，在那些灌溉农田逐渐盐化、作物产量出现减少的地区。这些变化反过来又可能会对人类的营养安全、儿童的成长和发育以及传染性疾病的易感性等造成影响。此外，超越了以上这些相互作用的阈值点之后，数量有限的或者质量退化的淡水供给还可能会导致政治上的紧张局势进一步恶化，地方的经济活动（和生计）——包括工业在内——遭到损害，以及美学方面的愉悦价值降低。这些动态的相互作用过程将会对人类福祉的各个方面造成危害。

生态系统的不利变化所产生的影响，并不是均衡地作用于所有的人群。一般来讲，贫困的、资源贫乏的和在其他方面处于不利地位的社区最易遭受生态系统不利变化的危害。此外，农村的许多贫困人群尤其依赖于当地生态系统的系统完整性及其各种功能，并且很可能缺乏从外界进口生态系统服务所必需的手段。由于不利的生态系统变化而造成的贫困，有时可能会导致这类人群的福祉状况出现螺旋式下降。在所有情况下，人类获得福祉的能力都是由于可以利用的生态系统服务减少而降低的。

构成人类福祉的关键要素

目前，已经出现了许多关于人类福祉的明确表述和定义（Alkire 2002）。其中大多数人可能认为，人类福祉应该包括维持高质量生活的

基本物质需求，自由、健康、人身安全和良好的社会关系。以上这些要素共同反映了人类在满足物质、社会、心理和精神需求方面应该具备的条件。

有时，人们也会对福祉的决定因素（或者福祉的获取手段）和福祉的构成要素（把福祉作为一种目标）加以区别（Dasgupta 2001）。换句话说，福祉是根据经验而定的人们认为有价值的活动和状态。福祉的决定因素有时会被表示为各种物品投入，而这些物品许多是由各种生态系统服务提供的。它们包括食物、纤维、燃料、洁净水、房屋的原料、市场上的各种农作物、牲畜、林产品及矿物。此外，自然、环境及社会方面的一些促成条件，以及对资源和空间的获取也是福祉的有关决定因素（或者福祉的获取手段）。根据这一框架，构成福祉的某些关键要素可能既是决定因素，同时也是构成要素。例如教育和健康，它们本身可能既是获取福祉的目的，同时也是体验福祉的手段。

福祉和贫困是某一多维连续统一体的两个端点，这一认识已经得到了广泛的认同。事实上，世界发展报告（2000/01）给贫困下的定义就是“对福祉的显著剥夺”（World Bank 2001）。

人们对福祉和贫困的表达和体验与具体的环境和情境有关，它反映了地理、生态、年龄、性别和文化等方面的当地社会及个人因素（Prescott-Allen 2001）。尽管这些概念被认为比较复杂而且具有一定的价值取向，但是有些要素却是广泛存在的（如果不是普遍存在的话）。在“贫困之音”（“voices of the poor”）的研究中，这方面体现的非常明显（Narayan et al. 1999；2000），该项目要求被调查的 23 个国家的贫困人口思考、分析和表述他们所认为的好生活和坏生活标准。结果受访者强调了许多方面的内容，包括有保障的足够生计的重要性、文化和精神活动以及供养他们的孩子的能力。其中，他们多次重复指出了以下 5 种相互联系的要素（见图 3.1）：

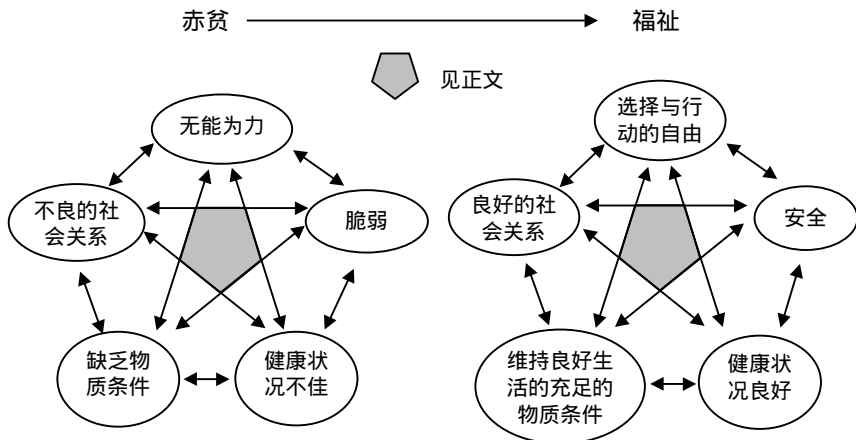
- 维持高质量生活所必需的物质条件（包括有保障的足够的生计、收入和资产，随时拥有充足的食物、住房、家具、衣物及商品获取）；
- 健康（包括身体强壮、心情良好和具有有益于健康的自然环境）；
- 良好的社会关系（包括社会凝聚力、相互尊重、良好的两性关系和家庭关系，以及帮助别人和供养孩子的能力）；
- 安全（包括自然资源和其他资源的安全获取、人身和财产安全，

以及生活于可预测和可控制的环境、免受自然灾害和人为灾害的安全)

- 自由与选择（包括对发生事件的控制，以及能够从事个人认为有价值的活动和达到个人认为有价值的生存状态）。

这 5 个方面相互之间是彼此增强的（不管是积极的或者是消极的），其中某一方面的变化常常会导致其他方面的变化。图 3.1 中的阴影部分表示了对生活及生存状态的体验（包括低质量生活中的压力、痛苦和焦虑，以及高质量生活中心情和精神的平和）。

图 3.1 福祉及其对立面赤贫的主要度量要素



这一多维图式具有多种正向和负向的相互作用网络。在贫困和低质量生活这一侧，双箭头表示负向作用的因果关系。例如，贫困人群容易遭受疾病的危害，反过来，疾病又会导致他们更加贫困；不利的社会关系导致人们容易遭受各种动荡的冲击，反过来，这些冲击又会加重他们在物质方面的匮乏等；而所有这些因素都会促进能力的丧失。在福祉和高质量生活这一侧，物质的富足可以促进身体的强壮，得到更好的生计，同时，良好的社会关系可以提供免受生活压力及各种动荡的安全保障，反过来，这些安全保障又可能会提高物质方面的福祉等。而所有这些因素都会增强选择与行动的自由。

总的来讲，可以把发展过程看做是福祉水平的提高。它可以促进那些受剥夺人群发生转变——从贫困或者“低质量生活”状态向福祉或者“高质量生活”状况转变。

实现个人福祉的一个条件，是具有在动态变化的处境中适应个人认为有价值的活动和达到个人认为有价值的生存状态的能力。在社会层次上，这一条件可能会导致某些冲突，从而迫使人们必须在不同的个人福祉和群体福祉之间进行权衡。例如，当以牺牲环境安全或者文化价值或者精神价值为代价而进行物质资本的积累时，人们可能就会进行各种权衡。此外，这里面还包含一个关于未来后代福祉的时间尺度问题。

这些问题的处理涉及了价值观念的领域，它属于决策者考虑的范畴。MA 虽然不对此阐述自己的立场，但是我们特别指出，通过对公平、可持续性、生计、能力和生态系统管理（ecosystem stewardship）这些概念进行综合而得出的分析框架，是解决这些冲突和得失取舍的一个值得推荐的途径。以上概念和基于价值的福祉观念有关，而具有社会责任和生态责任的行为则是这种福祉观念的一种体现（Chambers 1997a）。反过来，这种行为又与个人的生活方式、采取行动和不采取行动对生态系统及他人（包括当代人和后代人）造成的消极和积极影响有关。由于对资源的不可持续消费、生态系统的退化，以及富裕的强势人群的行为对贫困的弱势群体造成的众多影响而产生的消极影响尤其明显。积极影响包括人类与生态系统之间可持续的相互关系，以及当前和未来在生计、能力及人类福祉方面的供应和提高。

生态系统服务和人类福祉之间的联系

以上这些表述认为，生态系统的状况及服务供给与各类人群及个人的福祉状况之间的关系具有多样性和复杂性。此外，这种关系还会随时间而变化。虽然许多生态系统变化是被人们计划安排的，但是也有许多变化却是由其他人类活动无意中引发的。人类对自然界的干预活动已经产生了意想不到的令人吃惊的影响，其中，有些影响已经对处于不利地位的人群造成了损害，并进一步加剧了他们的贫困状况。公平和可持续的福祉条件在很大程度上是取决于和生态系统服务的各种联系，以及在对生态系统服务的利用中谁是受益者和谁是受害者。正如第 2 章指出的

那样，MA 已经确定了和人类福祉有关的 4 类主要生态系统服务，即供给服务、调节服务、文化服务和支持服务。

生态系统的供给功能可以提供维持各项人类福祉的产品与服务。正是由于这一原因，食物、纤维和其他产品的短缺会对人类福祉产生直接和间接的不利影响。其中，对人类生计造成的不利影响尤其值得重视。不论是在社会情境还是在环境情境中，生计的可持续性都包括以下 3 个方面：

- 可持续的生计是指，“它能够应对各种胁迫和冲突，能够从胁迫和冲突的影响中恢复原来的状态，而且，不论是在当前还是未来都能够维持或者提高它的能力和资产”(DFID 1999)；
- 可持续的生计是指，在社会方面，它可以提高或者不降低其他人的生计；
- 可持续的生计是指，它不会耗竭或者破坏生态系统，从而给其他人或者后代的生计和福祉造成损害。

生物多样性是生产许多生态系统服务的基础。例如，它可以提供一定的可持续能力和恢复力，这对维护许多人（特别是农村的贫困人群）的生计与各种应对策略是至关重要的。在不同的季节，人们通常可以通过各种不同的复杂活动来获得不同的生态系统服务，从而降低他们的脆弱性。对于他们来讲，生物多样性具有维持稳定和提供保护的功能。生物多样性可以提供获取生态系统服务的多种来源，以及在出现不利条件的困难时期提供获取食物和其他资源的应变方案(Davies 1996 ;Chambers 1997b ; Carney 1998 ; Ellis 1998 ; Koziell 1998 ; Scoones 1998 ; Neffjes 2000)。

生态系统的调节功能也对人类福祉具有多种影响。它们包括净化空气、淡水、减少洪水或者干旱、稳定局地或者区域的气候条件，以及在控制某些疾病(包括某些媒传疾病)分布及转播方面的制约与平衡功能。如果没有这些调节功能，那么各种人群和动物的生命将是不可想象的。因此，某一生态系统的调节功能的变化可能会对人类健康和福祉的其他构成要素产生许多影响。

通过提供各种文化服务(例如，图腾物种、圣林、树木、美景、地质构造，或者河流和湖泊)，生态系统也可以对人类福祉产生许多影响。

生态系统的以上属性和功能可以在美学、消遣、教育、文化和精神方面对人类阅历产生影响。因此，由于破坏、污染、耗损及物种灭绝等原因而导致的许多生态系统变化会对人类阅历和文化生活产生各种消极影响。

支持服务对于维持其他 3 种生态系统服务都是必不可少的。因此，支持服务与人类福祉的联系是间接性的。

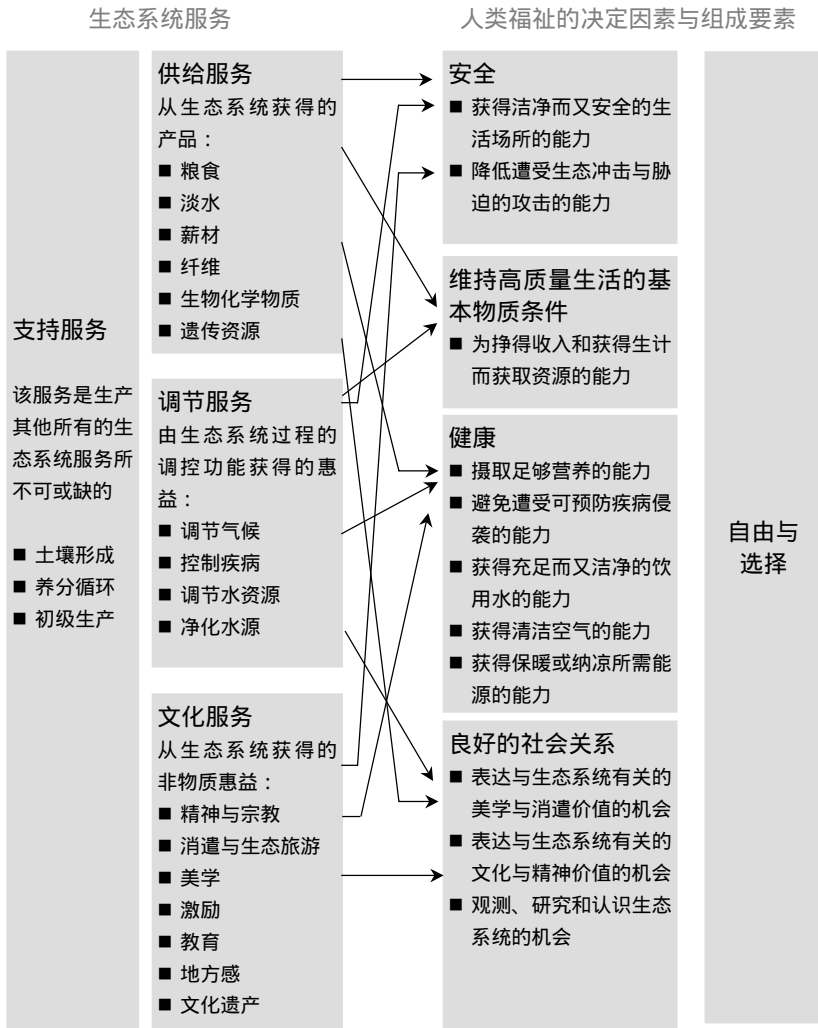
图 3.2 表示了生态系统服务与人类福祉的决定因素及其构成要素之间的不同联系。这些联系的时空形式及其复杂性具有很大的变化。某些联系是直接性的，而有些联系则具有一定的时滞。例如，对食物生产的破坏可以引发当前的饥饿和不久之后的营养不良，造成疲乏、精力不能集中、学习能力下降，以及容易遭受传染性疾病的危害等。具有较长时滞的例子，包括皆伐红树林（这会对鱼类资源的补给造成破坏）(Naylor et al. 2000)、虾养殖业管理不善造成的盐化、灌溉造成的地下水损耗，以及引种造成的影响等。

有些大尺度的环境胁迫可以导致紧张形势加剧，引发潜在的冲突，并通过引起健康问题而对人类福祉造成威胁 (Homer-Dixon 1994)。例如，埃塞俄比亚和苏丹都是位于埃及的上游，它们为了灌溉自己的作物而对尼罗河河水的需求日益增加。目前世界范围内，大约 40% 的世界人口（生活在 80 个国家）正在面临相当程度的水资源短缺 (Gleick 2000)。大型水坝的修建，虽然可以通过灌溉和发电而产生一定的效益，但是由于导致血吸虫病加剧 (Fenwick et al. 1981) 或者洪水造成人口转移 (Roy 1999; World Commission on Dams 2000)，它们将会产生新的压力（特别是在发展中国家更是如此）。

因此，目前社会面临的双重挑战，是通过有利于提高人类福祉和减少贫困的方式保持和（确实）维持充足的生态系统服务水平。明确认识这些联系（见专栏 3.1）以及各种资产之间的可替代性，将有助于决策者和其他利益相关方制定出明智的决策。反过来，这些明智的决策又可以产生最为高效和公平的结果。

图 3.2 生态系统服务以及它们与人类福祉之间的联系

生态系统服务是指人类从生态系统获得的各种收益。它们包括可以对人类产生直接影响的供给服务、调节服务和文化服务，以及维持其他服务所必需的支持服务。通过影响安全保障、维持高质量生活所需要的基本物质条件、健康以及社会与文化关系等，这些服务的变化可以对人类福祉产生深远的影响。反过来，福祉的以上组成要素又可以和人类获得的自由与选择产生相互影响。



专栏 3.1 环境、人口、贫困与福祉：复杂关系

环境、贫困、健康与福祉之间的下旋式关系是十分复杂的。贫困和环境退化，它们皆可通过独立的方式对福祉和健康状况造成损害。

有人认为，在收入和环境退化之间存在着近似的倒 U 形关系。也就是说，随着某一人群平均收入的增长，众多形式的环境问题开始增加，这种趋势一直会持续到在财富、教育及管制方面制定出能够减少问题的制度为止（Grossman and Krueger 1995）。

但是，贫困人群毕竟可以从健康的生态系统（例如，草地、森林和农田）获取他们的日常所需和生计方式，那么他们又为什么要损害作为他们目前与未来收入来源的这些资产呢？是贫困导致他们以牺牲未来的利益来换取目前的收入吗？过去 10 年中来自发展中世界许多地方的研究表明，当负责管治“公共物品”的地方社会制度失效时通常会出现这种情况（Chopra et al. 1990；Chopra and Gulati 2001；Jodha 2001；Markandya 2001）。这可能是由于许多因素（包括商品化、人口压力及管治不当）综合作用的结果。当制定并实施适当的产权制度时，这种发展趋势就会得到一定的抑制。

关于倒 U 形关系的例子，这方面的文献大多数是指局地污染而言的，例如河流污染或者空气污染。与此相反，对当前更大尺度的环境问题（例如，温室气体排放与活性氮释放）进行检索发现，它们则呈持续增长趋势（Vitousek et al. 1997；Butler 2000）。这些都是“全球公共物品”方面的问题（Dasgupta 1996；Buck 1998），对此目前还未发现对更加富裕人群造成可感知影响的明确反馈信息。对它们制定合适的干预措施将需要借助全球机构的力量。

可替代性和福祉

生态系统服务的概念可以解释为与物质资本和人力资本对等的各种供给。其中，有些服务在一定程度上也可以使用物质资本进行替代。例如，通过使用空调对某一空间进行处理或者使用过滤器对水源进行过滤，可以获得有限数量的清新空气和洁净水。换句话说，至少对于某些生态系统服务来讲，是可以进行部分替代的。有些人认为，由于生态资

本损耗和退化而产生的问题，大部分可以通过知识、人造资本和人力资本的积累而得以解决。但是，替代的可能性是有一定限度的，而且替代的机会是根据社会、经济和文化条件而变的。

事实上，某一社区可以利用替代的可能性，关键是取决于经济状况。同是一种资源，即使对于某些人来讲是一种必需品，但是对于有些人来讲，则可能就是一种奢侈品。在政治方面，商业需求可以轻易地凌驾于地方需求之上，特别是在不民主的体制中更是如此。如果当地的生物多样性出现了丧失，那么生态旅游者将会到仍然保持生物多样性的其他地方去旅游。国际民意对此类现象的反应常常是不冷不热，更不用说来自某国“精英人士”的压力了。因而结果导致，当地人的需求常常由于外来者的需求而遭受忽视（Guard and Masaiganah 1997）。

湿地、森林和疏林地一旦被转变（例如，为了农业开发或者城市发展），当地社区就可能遭受一定的损害。对于他们来讲，特别是那些最为贫困的人群，几乎没有什么替代或者选择而言。但是，对于那些享有特权的、与贫困的弱势人群相比具有大量“生态足迹”（Wackernagel and Rees 1995）的人来讲，他们却常常可以获得各种替代品（常常是来自其他地方的其他物品）。今后，如何解决共同利益和利益冲突的问题以及减少需求的问题预计将会显现出来。我们面临的问题可能是，在确保贫困人群获得更加公平份额的生态系统服务和过上更加美好的生活的同时，对于世界上那些相对富裕的人群来讲，是否仍然能够在生活的更加轻松的条件下来获得长期有保障的福祉。无论怎样，关键的政策性问题是怎样能让所有的人（特别是那些拥有福祉最少的人群）都获得福祉。

平衡优先权：当前与未来

生态系统变化与人类福祉之间的关系包含当前和未来两个方面。对生态系统的过度开发可能会暂时提高人们的物质福祉和减轻他们的贫困状况，然而，这样的过度开发将是不可持续的。更确切地说，为了解决当前的紧迫问题，人类社会通常会冒险去耗竭未来的生态资源基础。但是，这样做可能会对未来的福祉状况（在有些情况下，甚至对未来的生存）造成损害。

世界环境与发展委员会首次提出了一个当前被广泛接受的可持续发展

展定义，“既满足当代人的要求，又不对后代人满足其需求的能力构成危害的发展”（WCED 1987：43）。换句话说，每一代留给后代的生产基础应该至少等于其继承上一代的水平。因此，可持续发展的概念不仅包括同代人之间的横向公平，而且包括世代之间的纵向公平。

实际上，可以指望当代人执行可持续的发展政策吗？毕竟，父母不仅关心孩子的当前福祉，而且还关心他们的未来福祉。由于他们的孩子的福祉状况将取决于他们的孙子的福祉条件，而且依此类推，他们的孙子又将依赖于他们的重孙子等。因此，即使父母仅直接关注于他们的孩子的福祉状况，他们也往往至少会考虑其更远的后代的某些利益。

只有当个人关注的这类问题在主要的产权和其他制度结构中得到重视时，它们才会在各种社会偏好当中得以体现。但是，现实的情况很少是这样。相反，不利的或者功能薄弱的制度不仅导致过去和当前的行动对人类福祉造成了不利的影 响，而且还没有人为此承担责任。生态系统遭受的损害通常是由于国内和国际的“精英分子”和强势群体为了眼前的收益而榨取生态系统的短期价值的结果，因而常常会损害个人和当地社区的长期利益（Jepson et al. 2001）。如果对当地生态系统产权的界定有误或者保护不当，那么这些行动就会对无人负责的那些生态系统服务造成长期的不利影响。

正如这类行动可以对当代人造成不利影响一样，它们也会产生长期的非预期后果。例如，通过皆伐红树林建造的渔场，可能会为建造渔场的公司生产经济效益，但是，对于那些依赖于红树林的供给、调节、支持和文化服务的人们来讲（如果红树林不被皆伐的话），这一行动将会对他们的未来福祉造成损害（Gilbert and Janssen 1998；Ong 2002）。

制度与自由

前面的章节阐述了生态系统服务是怎样通过直接或者间接的方式向人类提供福祉的众多构成要素或者决定因素的。同时，它们也表明生态系统服务并不是取之不竭的，而是容易出现供应不足的状况。尽管存在利用其他形式的资产进行替代的可能，但是替代程度是存在阈值限制的，一旦超出阈值点的界限，就不可能进行替代了。例如，虽然可以人工合成许多医药品，但是对于已经灭绝的和尚未发现的物种，却绝不可能开发出它们的治疗潜能。

由于有些生态系统的稀缺和存在增值的机会，这为许多个人和团体提供了强大的刺激作用，促使他们设法得到在获取和利用众多生态系统及其服务方面的特权。为了得到这些特权，他们一般会对在生态系统及其服务的获取、经营和利用方面具有管制作用的政治、经济及社会制度施加影响（Ostrom 1990；Acheson 1993；Alston et al. 1997；Ensmiger 1997）。

制度（包括正式的和非正式的）可以对生态系统服务和人类福祉的构成要素及决定因素之间的联系进行调控。例如，印度的社区森林管理制度已经成功地促进了当地社区对森林产品的获取（Chopra and Dasgupta 2002）。

大多数情况下，正式的或者非正式的制度一旦失灵，就会出现生态系统及其服务在分配或者获取方面的不公平现象（Binswager 1989；Jaganathan 1989；Duraiappah 1998）。这种情况不是发生于制度不存在，就是发生于制度效率低下或者无效的时候。导致制度失灵的原因很多，一般情况下，强势的个人或者团体会阻止制度的建立。此外，为了少数强势人群的利益，对产品与服务的分配过程进行调节的现有机构，也可能被不正当地利用。西方工业化国家的农业补贴就是这方面的一个例子。

制度的建立、修订和变更是一个社会过程。为了确保这一过程的公正和公平，必须具备某些前提条件或者“自由条件”。通过保持一个公正和公平的社会过程，这些自由条件在阻止和减轻制度失灵方面具有至关重要的作用。目前已经确定了的 5 项自由是参与自由、经济机制（economic facilities）、社会机会、透明性保证和防护性安全（Jordan 1996；Sen 1999；Chopra and Duraiappah in press）。例如，让贫困人群获得利率合理的信用贷款（提供一种经济机制）已经受到了一些小额信贷计划（比如，由 Grameen 银行这一正式机构所提供的）的推动（Yunus 1998）。

在本章，我们为以上列举的 5 种自由条件增加了第六种自由条件——生态安全。为了保证供给服务、调节服务和文化服务的可持续供给，生态系统必须维持一定的支持服务，据此，我们把生态安全定义为提供该支持服务所要求的最低水平的生态存量（生态安全最低值），其具体数据可以由各社区通过公开的参与程序分别界定。我们在此强调，生态

系统及其服务不仅有助于改善福祉状况，而且它们也是福祉的构成要素。例如，微生物达标的水源，既是维持良好的健康状况所必需的，同时还会由于它的纯净度和容易获取等特征而受到重视。

有种观点认为，在这些自由条件当中，有些是奢侈的，在宏观经济取得一定水平的增长之前可以暂缓考虑。与此相反，我们认为这些自由条件是互相补充的，而不是互相替代的。如果要解决公正、公平、正义和选择权的问题，那么社会、政治、经济和生态方面的自由条件是必不可少的。例如，为了利用经济机制的优势，就必须具有某些社会机会，比如卫生和教育（Drèze and Sen 2002）。与此相似，如果想让当地社区在生态安全方面获得真正的利益，就必须拥有参与自由和透明性保证。

这6种自由为人们界定他们的权力（法律方面的、政治方面的、社会方面的和生态方面的）提供了条件，同时，也为他们建立制度，以便保护和监督这些权力在所有社会成员当中进行公平和公正的分配提供了可能。通过这种方式，即可赋予人们（特别是贫困人群）自主选择的能力，实现自我决定。这一过程使得他们可以成为变化的主导者。

结论

当代和未来人口的福祉状况，取决于世界上具有生态可持续性和社会公正性的生活方式。在确定怎样实现这些生活方式时，必须做出关于公平和生态系统管理（ecosystem stewardship）的价值判断。当然，这些属于政策制定人员的工作范畴。根据具体情境，在获取生态系统服务以及享有生态系统服务的权利和能力方面，决策者面临着解决谁将受益和谁将受害的问题。

为了实现这些目的，同时也为了减缓贫困，作为必不可少的一步，我们必须更加充分地了解人类活动和福祉状况与生态系统变化和服务之间的错综复杂的联系。为了向负责任的和具有长远目标的政府管理提供信息和支持，对以上联系的了解总是必须的。增强对以上问题的认识将是人类必不可少的一项长期工作，这也是隐含于本章的重要内容。让所有人都达到可持续的福祉水平，将是一个永久性的挑战。在生态系统和人类的不断变化和相互作用方面，我们永远不可能找到最终答案。

4 导致生态系统及其服务发生变化的驱动力

执行概要

- 了解导致生态系统和生态系统服务发生变化的因素，是设计干预措施以提高积极影响，并将消极影响降到最低限度的基本条件。
- 驱动力是直接或间接地导致生态系统发生变化的任何自然因素或人为因素。直接驱动力对生态系统过程具有明确的影响，因而可以根据不同的精确程度对它进行识别和测度。间接驱动力的作用比较广泛，常常是通过对一个或者多个直接驱动力的改变而起作用，因而间接驱动力的影响可以通过了解它对直接驱动力的作用而得以确定。
- 决策者可以对有些驱动力产生影响，同时，他们也受另外一些驱动力的影响。前者是指内部驱动力，而后者是指外部驱动力。从概念上讲，决策是在以下 3 个组织层次上制定的：在地方层次上可以直接改变生态系统某些组分的个人和小团体；市、省和国家层次上的公共决策者和私营决策者；国际层次上的公共决策者和私营决策者。但是，实际上这些层次之间的区别通常比较分散，因而难以明确地界定。
- 驱动力脱离决策过程影响的程度，在某种程度上，是根据时间尺度而定的。有些因素在短期内可能是属于外部性的，但是，如果从更长的时期来看，它们却会受到决策者的改变。
- 当地的决策者可以直接影响技术选择、土地利用变化和外部输入，但是，他们却不能控制价格与市场、产权、技术进步或局地气候。国家或区域层次的决策者则对许多间接驱动力具有更强的控制能力，例如宏观经济政策、技术进步、产权、贸易壁垒、价格与市场。
- 变化的间接驱动力主要是指人口、经济、社会政治、科学与技术，以及文化与宗教。反过来讲，这些驱动力当中某几个驱动力的相互作用又可以对资源消费的整体水平以及国家内部和各国之间在资源

消费方面的差距产生影响。显然，这些驱动力都在不断变化：人口和全球经济正在增长，信息技术和生物工艺技术已经取得了重大进展，以及世界范围的相互联系正在变得更加紧密。预计这些驱动力的变化将会增加对食物、纤维、洁净水和能源的需求；反过来，这些需求的增加又将对直接驱动力产生影响。直接驱动力主要是指物理、化学和生物方面的因素，例如土地覆被变化、气候变化、空气和水污染、灌溉、化肥施用、收获，以及外源入侵物种的引入。

- 任何决策都会产生超越决策框架之外的影响。由于这些影响不在决策制定的计算范围内，因而我们把这些影响叫做外部性。外部性可以产生积极的或者消极的影响。外部性的影响很少是被限制在决策者的周围区域。外部影响可以扩展到生态系统的其他组分，甚至扩展到其他生态系统。如果许多地方的决策者都同时采用具有相似的非预期影响的决策，那些从个体角度来讲不太重要的外部影响，就可能产生巨大的区域和全球影响。
- 多种相互作用的驱动力可以导致各种生态系统服务发生变化。变化的直接驱动力和间接驱动力，它们两两之间或者多个之间具有多种功能相关性，同时，生态服务的变化反过来又会对导致生态服务变化的驱动力产生反馈信息。驱动力的协同组合非常普遍。目前，许多全球化过程，正在导致各种生态系统服务变化的驱动力之间产生新的相互作用。

引言

许多因素可以直接和间接地导致生态系统、生态系统服务与人类福祉发生变化。许多生态系统变化是由于人类决策和随之采取的行动而产生的预期结果或非预期结果。虽然这些变化的驱动力（例如，粮食价格或者局地降水）可以被很好地界定，但是，它们也可能包含来自制度或者文化影响的一些更加复杂与分散的相互作用。了解导致生态系统和生态系统服务发生变化的因素，是设计干预措施以提高积极影响并将消极影响降到最低限度的基本条件。

和千年生态系统评估（MA）的许多任务一样，这里面临的第一个挑战是为众多不同的用户确定表示同一事物的术语。例如，“驱动力”这一术语虽然在生态和其他自然科学当中已经得到了广泛使用，但是它

却很少被经济学家们使用。此外，即使这一术语得到了使用，也存在着不同的含义。MA 对驱动力的定义具有最为广泛的含义：是指直接或者间接地导致生态系统发生变化的任何自然或人为因素。

这里采用的定义方法是为了对直接驱动力和间接驱动力进行区分（见专栏 4.1）。直接驱动力对生态系统过程具有明确的影响，因而可以根据不同的精确程度对它进行识别和测度。间接驱动力的作用比较广泛，常常是在远处通过改变一个或者多个直接驱动力而其作用。通过观测生态系统的变化趋势很少能够对间接驱动力进行确定，间接驱动力的影响是通过了解它对直接驱动力的作用结果而得以确定的。

专栏 4.1 驱动力的类型

我们在千年生态系统评估的概念框架中考虑了以下几种类型的驱动力——初始（primary）驱动力与近期（proximate）驱动力，人文社会驱动力与生物物理驱动力，非独立作用的驱动力和独立作用的驱动力，主要驱动力与次要驱动力。例如，在土地利用变化和气候变化的文献中，近期驱动力和初始驱动力这一术语已经被广泛使用（Turner II et al. 1995；IPCC 2002）。近期（proximate）驱动力和初始（primary）驱动力在概念上分别与直接（direct）驱动力和间接（indirect）驱动力相似，但是，前者往往用于分析人类意图（初始驱动力）与实际的行为（近期驱动力）联系在一起的一些具体的空间过程。但是，这种类型的驱动力具有明显的跨尺度联系，而且包含有物理行为，因而导致在千年生态系统评估的概念框架中阐述驱动力的特征变得比较复杂。目前，为了具体的目的还提出了一些其他类型的驱动力，不过它们也都存在各自的局限性。相比之下，直接（direct）驱动力和间接（indirect）驱动力之间存在着截然不同的区别，为包括极其多样的驱动力类型提供了可能，因而似乎为最广泛的潜在团体所接受。

决策者虽然可以对有些驱动力（内部驱动力）产生影响，但是他们却不能对另外一些驱动力（外部驱动力）产生影响。因此，在某一层次上内部驱动力是受决策者直接控制的，而外部驱动力则不受其控制。MA 的分析对象是明确地侧重于特定驱动力的控制者。这有助于解释各种对

策在描述、认识和预估生态系统、生态系统服务和人类福祉的变化中的作用。

例如，以欧洲的小麦生产为例。法国南部种植小麦的某一农场主虽然可以改变氮肥的施用量，但是他却不能对小麦的销售价格产生影响。然而，通过设置或者取消贸易限制，欧盟的决策者则能够对那一农场主得到的小麦价格产生影响。随着时空尺度的扩展，将会有更多的驱动力成为内部驱动力；也就是说，将会有另一组不同的决策者可以对驱动力产生影响。这一特点对于确定实施干预措施的环节和策略特别重要。

此外，另一个重要特点是，任何决策都会产生超越决策框架之外的影响。由于这些影响不在决策制定的计算范围内，因而我们把这些影响叫做外部性。外部性可以产生积极的或者消极的影响。例如，翻耕一块旱地用于作物生产，这一决策可能会导致大量的颗粒状物质被风吹到附近的村庄，从而对村民的健康产生负面影响。但是，也可能产生正的外部性。例如，蜜蜂养殖可以让养蜂人从蜂蜜的销售利润中获得养蜂的动力，同时，大量的蜜蜂还可以提高果树的授粉效果，进而提高周围果园的产果量。

以前研究导致变化的因素的途径

在 20 世纪 60 年代末和 70 年代初，人们开始了关于导致人类对生物物理环境产生不利影响的因素的讨论。并声称宗教 (White 1967)、公共财产制度 (McCay and Jentoft 1998)，以及资本主义和殖民主义 (O'Connor 1988) 等是其中的“根本性”原因。但是，这些主导原因的假设没有一个能够经得起实践的验证。根据以下几点认识，IPAT 公式 (环境影响 = 人口 × 财富 × 技术) 做出了摆脱关于单个原因的简单论点的初步尝试。

- 环境变化是由多种人文驱动力造成的；
- 这些人文驱动力的影响效果是乘法递增的，而不是加法递增；
- 有时，增强某一驱动力而产生的效果会因另一驱动力的变化而减弱；
- 评估人文驱动力的影响既需要理论证据，也需要经验证据。

要想了解 IPAT 的发展过程和关于驱动力的争论，请参见文献 Dietz and Rosa (1994)。

目前，人们仍在使用 IPAT 公式来探讨关于环境变化的驱动力（例如，Waggoner and Ausubel 2002），同时 IPAT 这一计算框架已在工业生态学中得到了富有成效的使用（Chertow 2001）。然而，在 IPAT 的基础上构建的各种公式仍在不断涌现。当前，人们仍在研究人口增长与财富状况对消费的影响。许多研究证明，人口总数（population size）虽然可以对环境影响产生作用，但是这种影响有时却不如其他因素重要（例如，Palloni 1994；Rudel and Roper 1997；York et al. 2003）。同时，大量文献研究了财富状况对环境影响的结果（Stern 1998；Nordstrom and Vaughan 1999），其中，许多分析表明这类影响的结果是与具体的环境条件密切相关的（Roberts and Grimes 1997）。驱动力的研究运用了包括统计分析、案例研究和仿真模拟等现有方法的所有技术，并且这类文献的数量和复杂程度都在日益增加。

在过去的 10 年中，通过增加特定的社会政治驱动力、生物物理驱动力和文化驱动力等因素，许多评估模型的构建方法已经得到了进一步的完善。但是，这些自上而下研究环境变化的途径仍在很大程度上依赖于高度聚合的驱动力，这类驱动力的确切含义最近已经受到了人们的质疑（例如，Barbier 2000；Contreras-Hermosilla 2000；Barrett et al. 2001；Indian National Academy of Sciences et al. 2001；Lambin et al. 2001；Myers and Kent 2001；van Beers and de Moor 2001；Young 2002）。例如，在对毁林原因进行的一项统计分析中，Geist and Lambin（2002）指出不同的局地 and 区域驱动力具有重要的作用。但是，在认识方面最近取得的也许最为重要的进展，是对更多种类的相互作用的驱动力（这些相互作用的驱动力在局地环境中具有更加重要的作用）的阐述。

我们不能使用简单的方式对全球驱动力的个体重要性进行评估。在包含因果关系的驱动力当中，并不存在明显的等级层次。个人和社会总是试图改变其周围的环境，并通过评估预计产生的结果来满足他们的需求。如果根据预测将会产生不利的环境影响，那么就会制定相应的减缓决策。在经济合作与发展组织提出的驱动力-压力-状态-影响-响应（DPSIR）方案中，这种途径的操作过程得到了最为清楚的阐述（OECD InterFutures Study Team 1979）。

目前，许多评估已经（至少部分）沿用了这一途径。例如，政府间气候变化委员会对其评估结构的组织就是使用了这些路线：即人类

活动>排放>浓度>气候变化>环境影响>减缓与适应对策 (IPCC 2002), 它同时认为各种对策反过来可以改变人类活动 (减缓) 和影响 (适应)。这一概念框架是一个闭合的环路, 它可以表现驱动力和组分之间不同的相互作用。在 MA 中, 确定不同决策和其他对策之间的得失取舍和协同作用将是其中心任务。这要求评估过程需要在特定的尺度层次上, 以及不同的时间、空间和组织尺度上对驱动力的相互作用进行认真的分析。

在综合评估 (e.g., Alcamo et al. 1998; Stafford-Smith and Reynolds 2002) 和全面分析 (e.g., Petschel-Held et al. 1999; Ostrom et al. 2002) 环境问题方面取得的最新进展表明, 分析导致环境变化的原因需要对系统的主要组分, 以及它们的变化动态和相互作用进行多尺度和多方面的评估。过去对这些组分之间的反馈关系、协同作用和得失取舍的正确评价, 已经完善了对当前状况的了解, 并提高了预估未来结果和采取干预措施的能力。

对驱动力的概述

在 MA 中, 我们将对驱动力的以下关键要素进行评估:

- 明确认识直接或间接地影响生态系统及其服务的各级决策者的作用;
- 确定对这些决策者产生影响的驱动力;
- 这些驱动力对特定时间、空间和组织尺度的依赖性;
- 不同驱动力之间的特定联系与相互作用。

MA 假定决策是在以下 3 个组织层次制定的:

- 在地方层次上 (例如某一农田或林分) 可以直接改变生态系统的某些组分的个人和小群体;
- 区域层次上 (市、省和国家层次) 的公共决策者和私营决策者;
- 全球层次上的国际公约和多边协议。

对于全球驱动力来讲, 我们认为不存在明确的全球管理机构。例如, 联合国的工作是通过在各国政府之间建立广泛的共识而得以开展的。当然, 这 3 个层次之间的区别实际上通常比较分散, 因而难以评定。

关于导致生态系统、生态系统服务和人类福祉发生变化的全球驱动力，当前已经产生了一个意见相当统一的驱动力清单。在这些驱动力当中，许多已经被用作模型的输入变量来预测未来的能源和土地利用情况（e.g., Nakicenović et al. 2000）。然而，在这些模型当中，许多是使用全球性的聚合驱动力，因而不能获取这些驱动力的明显的地方与区域格局。在被 MA 用作分析基础的许多评估中，它们使用的全球驱动力主要包括：

- 人口驱动力；
- 经济驱动力；
- 社会政治驱动力；
- 科学与技术驱动力；
- 文化与宗教驱动力；
- 物理、生物与化学方面的驱动力。

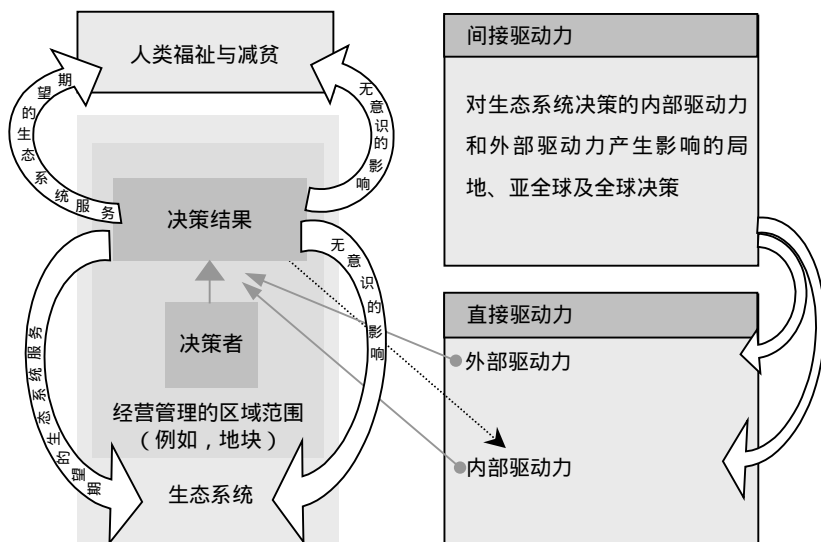
对于决策者来讲，这些全球性的聚合驱动力是属于外部性的，因而不能对它们的当前状态进行有效的改变。这些驱动力的变化一般较慢，是由许多不同的地方决策和区域决策累积作用的结果。但是，如果从更长的时间角度来看，这些驱动力也会受到人类决策的影响（也就是说，可以成为内部驱动力）。例如，当前的人口可以被精确地估算出来，并且是真正的外部驱动力。当前的决策者不能对目前的世界人口总数产生影响。但是，由于政治决策的作用，国家的人口增长速度（取决于根据人口迁移情况调整后的出生与死亡速率）可能会发生显著的变化——也就是说，可能会变成内部驱动力——从而对今后半个世纪的人口产生影响。

生态系统内部的决策者

人类对生态系统的影响在局地尺度上最为明显。生活在某一生态系统的人们从事着各种各样的人类活动，这些活动将会改变生态系统的状况及其生产有效服务的能力。我们在图 4.1（它是基于 MA 的概念框架构建的，见第 1 章）中突出显示了这种相互作用的主要要素。在图的左下角，我们使用长方形的背景表示生态系统。典型的生态系统通常具有许多不同的决策者（农民、渔夫、家庭和当地的生产社区），他们分

别控制着系统的某些组分。为了便于说明，我们在本节将把这一生态系统单元称为一块农田，但是它也可能是一个湖泊、一个林区或者一片海域。对农田制定的决策以及随后采取的行动将会影响生态系统（包括农田内部和其他地方）的状况及其提供的服务。

图 4.1 局地层次上的决策制定、驱动力及生态系统服务



决策制定是一个包含多个方面的复杂过程。当地决策者的决策动机可能是来自于传统因素（例如，我的家族已经在这块土地上耕作了几个世纪）、生物物理因素（例如，这块土地及气候最适合全年为国际市场种植花卉）、经济需求（例如，我要通过在当地市场上销售作物来购买衣服和医药）或者家庭责任（例如，为了拥有一个更好的未来，我的孩子需要接受教育）。真实的决策是根据许多不同动机和影响（它们当中有些是可以观察到的，而另外一些则是观察不到的）的综合作用来制定的。

生态系统变化最终是由来自决策的各种行动驱动的，认识到这一点也非常重要。在此，我们需要把最后导致生态系统变化的物理驱动力（直

接驱动力)和激发决策制定过程的各种信号(间接驱动力)区分开来。此外,有些驱动力是受决策者控制的(内部驱动力),而另外一些驱动力则不受决策制定者的控制(外部驱动力)(见专栏 4.2)。这些类别的驱动力是用图 4.1 右侧的方盒子,以及驱动力、生态系统和决策过程之间的箭头来表示的。

专栏 4.2 地方层次上的外部驱动力与内部驱动力

地方层次的部分外部驱动力包括：

- 影响决策制定过程的间接驱动力
 - 制度(例如产权、社区组织或者市场管制);
 - 价格与市场;
 - 科技进步。
- 直接影响生态系统的状况与服务的直接驱动力
 - 某些生态系统特征;
 - 区域与全球环境变化的局地效应(例如,二氧化碳浓度持续上升导致的气温升高或者火山污染造成的较低气温)。

地方层次的部分内部驱动力包括：

- 影响决策制定过程的间接驱动力
 - 技术适应(例如,捕鱼定位技术、或者精准农业)。
- 直接影响生态系统的状况与服务的直接驱动力
 - 地方的土地利用与土地覆被变化;
 - 物种入侵与物种去除,以及外部输入(例如,化肥施用、害虫控制或者灌溉用水)。

正如在本章的其他地方已经讨论过的那样,生态系统的状况是受决策者无法控制的自然驱动力(例如,气候和生物过程)影响的。此外,这些直接驱动力还可以影响制定的决策。生态系统的自然承载力(natural capacity)是其非生物(没有生命的)特征和生物(具有生命的)特征的函数,这些特征包括地貌、土壤质量、气候条件和生物多样性。从生

物学方面来讲，由于自然承载力的限制，它使得人们希望得到的有些生态系统服务却不可能生产（例如，在加拿大种植咖啡），同时，为了获得另外一些服务则需要对生态系统进行巨大的改变。在不同的地点和区域，自然承载力具有强烈的差异。其大尺度格局主要是由气候和土壤母质决定的，而小尺度格局则是由生态过程、土壤过程、经营管理过程及土地利用历史决定的。决策制定时的自然承载力状况为能够获取的预期服务的范围、水平和质量设定了初始条件。此外，还有大量潜在的局地、亚全球和全球驱动力可以直接影响决策过程，并因此对决策者控制那些驱动力也产生影响。

外部性的影响（在图 4.1 中，它们是由“决策影响”右侧的箭头表示的）很少是被限制在决策者的周围区域。外部影响可以扩展到生态系统的其他组分，甚至扩展到其他生态系统。如果许多地方的决策者都同时采用具有相似的非预期影响的决策，那些从个体角度来讲不太重要的外部影响，就可能会产生巨大的区域和全球影响。

外部决策对生态系统的影响

迄今为止，我们讨论的内容都是侧重于生态系统内部的决策制定，以及对生态系统及其服务具有直接影响的决策制定过程。但是，许多决策的制定并不是为了管理某一特定的生态系统或者生态系统服务。我们所指的区域层次就是为了包括这些所有的其他决策者。

对这些决策者进行分类的一种方法是根据私营（企业和商业）和公有[政府和非政府组织（NGOs）]的差别来进行划分的。一般来讲（当然也有许多特殊情况），私营决策者是把个人利益作为主要动机，而公共决策者（public decision-makers）则是把正在制定决策的单位的福祉作为主要动机。私营决策者包括为当地、国家和全球工商业制定集体决策的个人和团体。政治方面的决策制定是在以下单位当中进行的：即国家、亚国家单位（县、行政区、市、省或者州）、超国家单位（具有共同法律、经济和政治制度的国家集团，例如欧盟）和贸易共同体（例如，北美自由贸易联盟或者诸如南亚区域合作联盟等区域组织）等。

不管这些决策者的动机是什么，其决策单位都很少（如果确实有的话）与某一生态系统相似。某一县、州或者国家都可能包括多种生态系统；或者某一单个的生态系统可能跨越多个行政辖区的边界。因

此，为了减轻决策的负外部性，通常需要代表不同利益的多个决策者进行谈判。

区域层次和局地层次之间可能具有无限广泛的相互作用。在提高生态系统的供给服务和支持服务的过程中，局地层次的生态系统决策者可以利用来自区域层次的各种输入条件（inputs）。同时，局地层次的生态系统服务（预期的或非预期的）又会被投入到区域层次的各种活动之中。反过来，区域层次上制定的决策又可以对多种生态系统产生影响。有些区域决策的制定意图就是为了影响生态系统的状况与服务，其例子包括土地资源、水资源和自然资源方面的政策。此外，区域层次还有许多其他决策，虽然其制定意图不是影响某一生态系统，但是它们还是会对此一生态系统产生影响。其实，这些决策的意图是为了影响它们控制范围内（某一行政单元、商业单元或者社区单元）的某些人类活动，但是它们的控制范围却未必与某一生态系统或者生物群区的范围相对应。

区域层次的决策是受许多因素的广泛影响。但是，和局地生态系统的决策不同，区域层次的更多因素是属于内部性的。外部因素的数量在一定程度上是取决于各种有关单元之间的关系。尽管我们是把区域称作一个单一的层次，但是在辖区控制和决策制定方面，它实际上包括许多相互嵌套与重合的层次。例如，大多数国家都具有亚国家层次的行政单元（州或者省），而且这些亚国家单元通常又被进一步划分为县、区和市等。

亚国家、国家和国际结构的划分为驱动力提供了一个自然的内在等级层次。较高层次的决策制定可以对处于较低层次的决策者的外部因素产生影响。例如，世界小麦的价格是由许多国际粮食市场共同决定的，同时，通过各种贸易税、生产税和补贴，国家政府可以对农民得到的小麦价格产生影响，但是对于农民来讲，这些小麦价格却是被作为外部性因素进行对待的。或者，某一国家的政府可以通过规定空气污染标准，来对个别电厂的二氧化硫排放情况产生影响。对于电厂的经理来讲，这种管制则是外部性的，同样，对于位于下风向的林场的经理来讲，酸雨的减少也是外部性的。

但是，这种等级层次决不互相排斥。有些驱动力在局地层次上是内部驱动力，但是在区域层次上，它们却又是外部驱动力。例如，各种土地利用管理条例（例如，分区管制）往往是属于局地决策，而不受州政

府或者国家政府的控制。此外，驱动力脱离决策过程影响的程度，在某种程度上是根据时间尺度而定的。有些因素在短期内可能是属于外部性的，但是，如果从更长的时期来看，它们却会受到决策者的改变。

因此，在区域层次上，决策制定的内部驱动力通常包括：

- 各种制度（例如，产权和贸易壁垒）；
- 服务与商品的价格与市场；
- 技术进步；
- 宏观经济政策。

外部驱动力包括：

- 土地利用与土地覆被格局的变化；
- 基础科学的发展；
- 生态系统特征。

导致生态系统发生变化的驱动力

MA 将要使用的最为重要的各组驱动力是分布于所有的层次（全球、区域和局地），但是它们却具有不同的时间阶段和组合方式。

人口驱动力

对生态系统具有重要意义的人口变量，包括人口总数及随时间变化的速度（出生率和死亡率）、人口的年龄与性别结构、家庭的人数与组成分布、空间分布（人口在城镇与农村的分布，以及在国家和生态系统中的分布），以及人口的迁移格局和教育水平。

人口与生态系统之间具有复杂的相互作用。人口总数与其他人口变量可以影响对食物、纤维、洁净水、能源、住房、运输及一系列广泛的生态系统服务的利用。人口增长将会降低可更新资源和不可更新资源的人均获取量。如果再加上持续增长的收入，以及城市化和市场开发等其他因素，人口增长将会增加对食物与能源的需求。

人口预测表明，未来世界各地的人口增长速度将不均衡。在未来 50 年中，预计地球上的人口将会增加 30 亿左右，这些增加的人口至少 95% 将会生活在发展中国家，而且大多数将是位于热带和亚热带地区。根据

美国人口普查局的预测，2050 年世界人口将增至 91 亿（U.S. Census Bureau 2002），而联合国人口局预测的 2050 年人口中值是 89 亿（UN Population Division 2001）。但是在其他的预测当中，既有更高的数据也有更低的数据。1985 年，发展中国家的人口占世界总数的 75%，而 2000 年这一百分比增加到了 78%，预计到 2050 年将会增至 86%（UN Population Division 2001）。根据估计，对于世界上 49 个收入水平最低的国家（主要是位于热带和亚热带地区）来讲，2050 年他们的人口将会增至目前的 3 倍——由 6.68 亿增至 18.6 亿（UN Population Division 2001）。

人口增长出现的地理位置对局地、区域和全球层次的生态系统具有重要影响。例如，在过去的 50 年中，平均 90% 的食物是在消费国生产的（FAO 2003）。如果这一比率不发生显著的变化，而且预期的热带与亚热带人口增长能够成为现实，那么除了当前已经提供的各种服务之外，热带与亚热带生态系统还将需要提供更多的食物。同时，另一个复杂的问题是，预计热带与亚热带的农业生产力将会遭受人为气候变化的影响。因此，这些生态系统在未来的几十年将会承受相当大的压力。此外，还需要指出的是，当前接近 50% 的人口是生活在 12 个生物多样性丰富的国家，预计这些国家的人口增长速度将会超过世界的平均水平，因而这些独特的生态系统将会承受显著的压力（《生物多样性公约》秘书处 2001）。

与热带和亚热带的情况相反，在今后的 50 年中，预计有些地区（例如东欧）的人口将会出现下降（U.S. Census Bureau 2002）。人口负增长对经济业绩和生态系统造成的影响具有一定的不确定性。

在过去的 30 年中，生活在城市中心地区的人口百分比已经出现了快速的增长，在今后的 30 年中，预计这一趋势仍将持续。2000—2030 年期间，预计世界人口将会增加 22 亿，其中 21 亿将是城市居民。1950 年，30% 的人口是生活在城市地区；至 2000 年，城市人口增加到了 47%；预计 2030 年这一比值将会增至 60%（UN Population Division 2002）。1975 年，世界上有 5 个大城市（居民不少于 1 000 万）——两个在工业化国家，3 个在发展中国家；2000 年，世界上有 19 个大城市，其中 15 个在发展中国家；至 2015 年，预计世界上的大城市将会增至 23 个，其中 19 个将会出现在发展中国家（UNFPA 2002）。

另一个重要的人口因素是，人口增长与个人、国家及区域的收入分布之间的相互作用。在某些情况下，多数人极度贫困、国民收入增长缓慢与产权不牢固，这些因素的综合作用可能会极大地增加脆弱的边际生态系统的压力。另一方面，更为富裕的社会群体一般具有较高的能源与生物资源消费模式，会对生态系统服务的需求状况产生自己特有的影响。

此外，年龄、性别和受教育水平也是重要的人口变量。具有不同教育水平的人们往往会对环境产生不同的影响，而且他们对环境变化的脆弱性也不尽相同。根据人口多少与组成进行划分，由此得出的家庭总数与分布也具有重要作用。温室气体排放，以及因此而造成的人为气候变化，都可能是取决于家庭的总数，而不仅仅是人口总数（Roberts and Grimes 1997）。

从长期来看，最为关键的人口变量是局地与全球的人口变化速度（它与出生率、死亡率和迁移率有密切的关系）。由于世界各地的家庭选择生育更少的孩子，因而全球的人口增长速度正在下降，这是人口因素中最为有利的一面；然而，由于俄罗斯联邦经济状况的变化，以及由于许多非洲亚撒哈拉国家遭受 HIV/AIDS 的影响，结果导致这些国家的人均寿命已经显著下降，这却是人口因素中出现的不利迹象。

归根结底，人口变量是决定对各种生态系统服务的需求，以及决定全球生态系统提供这些服务的能力的关键驱动力。如果不出现重大的混乱（例如，世界战争或大范围的传染病），那么 2050 年的人口数量及其地理分布就是一个内部变量。其中，通过对社会政治因素和文化因素的影响（特别是对教育机会、妇女发展和城乡分布的影响），国家和亚国家层次上制定的各种决策能够对人口增长速度产生巨大的影响。超国家层次的决策能够对跨越国界的移民情况产生影响。

经济驱动力

全球的经济增长及其在国家、部门和个人中的分布情况对经济福祉与社会福祉具有明显的影响。经济增长的分布模式决定了对生态系统服务的需求特征。全球的经济表现不仅仅是国家经济活动的简单变化。国际贸易、资本流动和技术水平是决定全球经济增长及其对世界生态系统的影响的关键因素。此外，全球范围前所未有的相互联系正在导致人们的生活方式和消费模式发生急剧变化，不过目前还不清楚这会对全球的

生态系统产生什么影响。

随着 21 世纪的到来，开始于上个世纪的全球经济变化趋势很可能会继续发展，而且还可能会得到加强。首先，国际贸易流量的增长仍将持续超过全球生产的增长，同时二者的差距将会日益拉大。例如，1990—1998 年期间，在 12 个经济增长最快的发展中国家，它们的产品与服务出口增长了 14%，而同期它们的生产增长则是 8%（World Bank 2002a）。然而，并非所有的贸易流量都对经济增长产生等效的影响。Dollar and Collier（2001）发现，在经济增长最快的贸易驱动型国家中，高科技产品在贸易中占着巨大的份额。因此，我们必须对贸易总量、价值、趋势及组成的变化，以及对各种贸易流量的限制程度进行认真的评估。各种新的和扩大了的区域及全球贸易协议与机构（例如，世界贸易组织），将可能会增强国际贸易在全球经济表现中的重要性。

此外，影响国际资本流动的资金流量与金融政策也是至关重要的因素。20 世纪后期，更加开放的经济变化趋势导致全世界的宏观经济（货币、财政及汇率）政策更加一致。在有关机构（例如，国际货币基金、世界银行和区域发展银行）的推动下，这一趋势在持续增强的资本流动和日益灵活的汇率制度方面得到了明确的表现。但是，并非所有的发展中国家都进行了同等的参与。例如，目前绝大部分的私营部门的资本流量是集中在 10 个最大的发展中国家（World Bank 2002b）。

确定经济增长速度、资源所有权方面的不平等程度，以及贸易与资本流量之间存在的相互关键作用，对了解它们对土地利用格局、资源开采、水道转移与污染、生物多样性丧失及土地景观的影响具有极其重要的作用。此外，了解具体部门（在农业、能源等方面）的补贴和征税情况对局地 and 全球生态系统产生的影响也具有同等重要的作用，尤其是在工业化国家更是如此。

关于全球经济增长取得的成果是否具有可持续性的问题，目前还存在一些争论。但是几乎可以确定的是，目前世界上的有些生态系统已经承受了不可持续的压力。然而，支持这一论断的证据可能还需要进行大量的完善。无论是工业化国家还是发展中国家，目前都需要系统地评估经济增长对资源基础造成的潜在不利影响。此外，也有证据表明经济增长的结构对生态系统压力的作用范围具有一定的影响。随着收入的增加，人们对具有更小负外部性的服务（相对于制造业来讲）的需求已经

上升。此外，随着人均收入的增加，人们已对减缓和修复环境影响产生了更大的支付意愿。

社会政治驱动力

“社会政治”一词试图包括处于经济与文化概念之间影响各级决策制定的所有驱动因素。确实，随着时间尺度的扩展，社会政治因素与文化因素之间的区别将会变得不太明显（Young 2002）。社会政治驱动力在过去具有重要的作用，因而应该被明确地包括到 MA 之中。

21 世纪伊始，以下 4 类社会政治因素开始发生重大的变化：

- 正如民主化程度所显示的那样，公众在决策制定中的综合作用开始日益扩大。尽管存在某些倒退，但是中央独裁统治已经出现了衰退趋势，同时选举民主出现了上升势头。此外，发展中世界的政府管治也出现了某些改善的迹象。
- 正如妇女地位的不断变化和公民社会（civil society）的上升所显示的那样，人们听到的社会政治声音及其表达方式已经发生了变化。此外，各种民主制度也已经促进了分权决策的发展，使得预期受益方（intended beneficiaries）在决策制定中有了更多的发言权。这一趋势对增强当地社区（特别是农村妇女和资源贫困的家庭）的能力已经起到了一定的帮助作用。随着非政府组织（NGOs）和各种民间组织（例如，传统的民间团体）的参与程度不断提高，分权趋势也已经对区域和国际机构的决策制定产生了影响。
- 国家之间解决争端的机制（和平方式和非和平方式）正在发生变化。尽管冷战已经结束，但是世界上有些地方的区域战争、国内战争及其他形式的国际冲突仍在持续，这仍是受人关注的严重问题。目前，我们急需了解这类冲突背后的驱动因素及其对可持续生计和自然资源基础造成的影响。
- 相对私营部门（作为各种产品与服务的供给者、就业的来源和创新的源泉。）来讲，国家的重要性正在明显下降。但是，国家未来在供给公共物品、提供安全保障及管制方面的功能仍在不断发展，尤其是在发展中世界情况更是这样。不管是在发展中国家，还是在工业化国家，关于私有化趋势对当地及全球资源基础的可持续管理所造成的影响，目前人们仍不清楚。

科学与技术驱动力

科学知识与技术的发展和传播可以对生态系统和人类福祉产生显著的影响。用于研究和开发的投资比、新技术的采用率、生产力的变化和新技术的开发能力，以及通过新技术的信息获取和信息传播状况，这些因素都可以对生态系统和人类福祉产生深远的影响。

20 世纪，人类对世界在物理、化学、生物和社会方面运转机理的了解，以及这些知识在人类活动中的应用，都已经取得了巨大的进展。从早些年代进入人类生活的汽车开始，到稍后转基因作物的商业化推广和对信息技术的广泛利用，其中许多新的产品因其对生态系统的不同影响而受到了人们的赞扬和咒骂。21 世纪，人类很可能在材料科学、分子生物学及信息革命的应用方面（它们具有改善地球上人类福祉状况的真正潜力）继续取得惊人的进展。但是，这些方面的发展会对生态系统产生不确定的影响。

人类已经在科学与技术变革的制度化方面取得了极大的成功。在工业化国家，鼓励研究人员取得突破性成果，并利用这些成果开发潜在的高价值产品的各种组织机构（例如，各类研究型大学、公众资助的各种研究中心、研究和开发方面的各类公私合作、各种监管机构，以及共同确定知识产权规则的各种国际协议），要么已经成立，要么正在运转。但是，在大多数的发展中国家，这些机构还没有得以成立。此外，旨在促进对本土知识的利用与补偿的制度还未得到充分的发展。

社会在管理产品推广过程方面的能力（确定产品推广造成的潜在不利影响，并找到尽量减少这些影响的方法），并非总是能够跟上产品推广的需要。当世界上许多地区出现对引入转基因作物的广泛反对时，这方面的差距已经变得特别明显。在许多国家，由于这种新技术的第一代产品的商业化过程开展得空前迅速，因而在一定程度上遭致了一些抗议。在工业化国家，杂交玉米从培育到广泛应用至少经过了 30 年的时间。在发展中国家，半矮化型水稻和小麦从开始育种到广泛应用只使用了 15 年的时间（Babinard 2001）。但是，在阿根廷和美国，转基因大豆从培育到广泛应用却仅仅经历了 5 年时间。其中，国际互联网的使用加速了抗议人群在世界范围的沟通与联合。

科学与技术知识在任一既定时间点的状况总是取决于在此之前的知

识积累。但是，通过制定优先研究领域和改变资助水平，决策者可以对科学与技术知识的发展速度产生影响。国内政府对科学与技术的资助，主要是出于科学教育、技术开发、出口市场、商业化和私有化及军事力量等方面的目的。国际上的捐赠方主要是通过他们愿意资助的研究类型，对发展中国家的科技发展状况产生强烈影响。而私营部门根据对其产品未来前景的认识，总是寻找那些最能让市场接受和最能产生利润的产品。

由文化与宗教价值决定的驱动力

无论是在社会科学还是普通的语言文学当中，“文化”一词都被赋予了许多定义。为了理解文化作为导致生态系统变化的驱动力的含义，也许最为有效的方法就是把文化看做某一人群共享的价值、信仰和规范。从这种意义上讲，文化能够影响个人对世界的认识能力，能够影响他们对事物重要性的判断，并且能够为他们指出适当的与不适当的行动方案。此外，在大多数情况下，当文化通常被认为是某一民族或种族所具有的特征时，这一定义也承认各种职业和组织内部存在各种文化，而且认为某一个人可能会汲取或者接受多种文化。

迄今为止，已有大量文献对文化在决定人类的环境行为方面的作用进行了研究。但是，在某种程度上，对于像“文化”这一具有广泛内涵的变量来讲，极难确定其中的因果关系，因而目前的文献主要是侧重于某一民族内部的文化差异，而不是不同民族之间的文化差异。这些文献主要研究了两个中心问题，一个是在环境方面具有重要作用的文化构成要素容易发生变化的程度，另一个是文化对与环境有关的人类行为的实际影响程度。关于第一个问题，目前仍然存在相当大的争论。此外，虽然还无法得出广泛的普适性结论，但是显然文化的有些方面是可以迅速改变的，而另外一些文化要素则具有内在的稳定性。

关于各种政策和计划如何才能最为有效地根据环境行为引导文化变化，目前已有大量文献提供了这方面的经验教训 (Dietz and Stern 2002)。显然，文化与行为之间的关系是视具体环境而定的。确实，关于这一问题研究得出的一个重要的经验教训是，包罗万象的概括很少是正确的，文化对行为的决定能力是取决于个人所面临的各种限制条件，而不断变化的限制条件对行为的作用效果是取决于面对变化的个人的文化状况

(Gardner and Stern 1995 ; Guagnano et al. 1995)。

至少是从 White (1967) 提出环境破坏是由 Judeo-Christian 文化的某些要素所导致的这一观点以来，人们就已经对宗教在决定环境行为方面的作用产生了特殊的兴趣。有人认为世界上的主要宗教已经导致了环境影响的国家差异或区域差异，目前这一观点还未得到人们的一致认可。但是，研究某一社会内部宗教信仰变化与环境信念 (environmental beliefs) 及价值是如何相关的这一问题的学者团体却在不断扩大 (Eckberg and Blocker 1989 ; Kempton et al. 1995 ; Eckberg and Blocker 1996)。此外，神学研究者已经开始详细探究与环境有关的世界主要宗教传统的教义。最后，随着人口的增长，规定了各种可以接受的和不可以接受的消费模式的宗教教义可能会对各种生态系统服务的需求产生显著的影响。

物理、生物与化学驱动力

导致变化的物理、化学与生物驱动力包括自然的和人为的两种类型。自然驱动力包括太阳辐射、气候变异与极端的气象事件 (例如，干旱、洪水、飓风和龙卷风)、火灾、火山喷发、地震、害虫与疾病的爆发及自然生物进化。主要的人为驱动力包括土地利用变化、气候变化、空气和水资源的污染、酸沉降、土壤侵蚀、土壤盐渍化与肥力的变化、灌溉、肥料施用、收获，以及持久性有机化学品的使用和非本地物种的引入。

重要的物理与生物学特征，包括对各种生态系统和人类生命具有支撑作用的地球系统的生命组分 (植物、动物和微生物) 与非生命组分 (大气成分、气候、土壤、地形、河流、湖泊和海洋)。通过活生物与其环境之间发生各种相互作用，地球已经具有了数百万年的进化历程。这些相互作用促进了新的生命和地理景观的形成，以及具有生命支持作用的大气圈的当前状况的形成。

通过土地利用实践、驯化动物与植物，以及向某一地区引入外来物种，人类社会已经对当地环境产生了几个世纪的影响。但是，在某种程度上，由于受对食物、纤维、洁净水、能源、矿石及交通运输的不断增长的需求所驱动，当前人类活动的累积作用首次在对许多区域与全球过程 (生物多样性、全球生物地球化学循环和气候) 产生主导作用 (IPCC 2002)。了解人类活动影响地球的基本地质与生物状况的机理，对评估

全球生态系统的未来承载力具有极其重要的作用。

根据有关事例所显示的结果，世界上许多地方的下列驱动力正在发生变化，并且预计在未来的几十年中它们仍会继续变化。

- 世界上许多地方发生的生态系统转变与破碎化，这可以从热带森林在以每年大约 0.7% 的速度遭受破坏得以说明 (Houghton et al. 2001)；
- 气候变化，预计将会出现气候变暖、降水变化，以及极端气象事件 (例如，热浪、洪水、干旱及随之爆发的火灾和虫灾) 增多 (Houghton et al. 2001 ; McCarthy et al. 2001)；
- 全球海平面的上升 (Houghton et al. 2001 ; McCarthy et al. 2001)；
- 空气、水资源和土地的退化 (特别是在许多发展中国家) (Stafford-Smith and Reynolds 2002)；
- 计划中的和无意中的非本地物种的引入 (Heywood and Watson 1995 ; Dukes and Mooney 1999)。

驱动力之间的相互作用

生态系统服务的变化总是由于人与环境这一耦合系统中不同组织层次的多种相互作用的驱动力造成。例如，许多变化是由持续性驱动力 (比如人口增长和气候变化) 和间歇性驱动力 (例如，干旱、战争或者经济危机) 综合驱动的。不管是在每一组织层次内部 (横向的相互影响)，还是在不同组织层次之间 (纵向的相互影响)，导致生态系统服务变化的驱动力之间都具有多种功能依存性 (Young 2002)。

此外，生态系统服务的变化也对导致其变化的驱动力具有反馈作用。例如，生态系统变化可以为土地利用创造新的机会与约束条件，可以导致从局地层次到全球层次的制度变革以便应对认识到的和预料到的资源退化，以及引起收入差异 (由于在环境变化中存在有赢家和输家) 这种形式的社会变化。

驱动力之间的相互作用可能具有以下几种不同的模式：

- 在某一特定的时段，某一种驱动力可能会对其他驱动力具有暂时的支配作用。例如，生态系统的局地变化不是由于气候变化，而是由于栖息地丧失造成的。这一事实已经被非生物学家 (non-biologists)

作为论证气候变化对于生态系统不太重要这一论点所使用。但是，这一观点实际上忽视了驱动力微弱的系统变化趋势，而这些变化趋势从更加长远的时期来看可能会具有重要作用（Parmesan and Yohe 2003）。

- 生态系统服务发生变化的驱动因素可以连成各种因果关系链，也就是说，一种或者多种变量（主要是间接驱动力）驱动另一种或者其他多种变量（直接驱动力），各种变量从而以这种方式相互连接。
- 各种不同的因素可以同时产生作用——例如，各种因素独立而又同步的作用可以导致土地变化。
- 各种不同的因素还可能会以综合协同的方式产生作用——也就是说，几种相互作用的变量可以共同驱动生态系统服务的不断变化。

案例研究发现，驱动力之间最常见的相互作用是综合协同这一作用类型（Geist and Lambin 2002）。这意味着由于驱动力之间的交互作用和反馈作用，多种驱动力的综合作用能够加大或者增强这些驱动力的作用效果。

实际上，这些驱动力之间的组合方式是有限的，认识到这一点可以极大地简化导致生态系统服务发生变化的驱动力之间的相互作用的复杂性。对于任何给定的人文-环境系统，为了预测生态系统的一般变化趋势，确定一组有限的驱动力是必不可少的。这会使问题变得容易处理。例如，这一思想是综合征途径（syndrome approach）（Petschel-Held et al. 1999）、分析环境危险程度变化轨迹（Kasperson et al. 1995）、研究家庭贫困和环境退化的主要螺旋式变化（Kates and Haarmann 1992），以及研究土地利用变化途径和构建土地利用变化的空间经济模型的基础（Nelson and Geoghegan 2002）。

模型模拟已经得出了由于驱动力之间的周期性相互作用而导致的某些可概推的变化模式。例如，环境库兹涅茨曲线（environmental Kuznets curve）描述了环境退化与经济增长之间的关系，它可以适用于一系列局地尺度上的生态问题，即在短期内对某一人群产生影响的那些生态问题（Kuznets 1979）。案例研究还可以确定导致生态系统服务发生变化的具体事件序列。例如，热带森林砍伐有时是由木材采伐和最初的移民定居，以及接着是拥有较大资本的殖民者的定居这一事件序列导致的。土地占用竞争的出现，进而导致赢家占有日益增多的地产，而输家却被迫

进一步扩展边疆农业。由于市场状况与各种政府补贴的实行，如果家畜养殖可以为赢家提供最大的经济报酬，那么大规模的土地接着就会被转变为牧场。反过来讲，这些变化又会驱动土地价格上涨，导致进一步的土地整理 (Lambin et al. 2001)。在其他情况下，由于宏观经济衰退产生的许多失业人员，他们将会转移到实际上可以免费获取的森林地区。通过皆伐森林用作维持生活的作物生产，使用木头烧炭用以出售，他们从而得以在此生存下去 (Cruz and Repetto 1992)。尽管在具体情形下的详尽层次上这些事件序列可能不尽相同，但是通过与具备可比性区域和历史背景的相似变化途径进行类比，对这些事件序列的确定可能会提高某些方面的预测能力。

许多全球化过程导致人们之间以及引起生态系统服务变化的驱动力之间出现了多种新的相互作用。通过消除区域壁垒、弱化国家之间的联系，以及增强人们之间和国家之间的相互依赖性，全球化过程可以增强或者减弱各种驱动力的作用。虽然全球化过程可以促进或者减缓部门驱动力对生态系统的影响，但是它总是在局地、国家、区域和全球层次的驱动力之间导致出现更高水平的功能相依性。

5 处理与尺度有关的问题

执行概要

- 对于开展生态系统评估来讲，很少存在某一个理想的尺度能够同时满足多个评估目的的要求。因此，千年生态系统评估（MA）支持采用多尺度的途径开展生态系统评估。
- 许多环境问题都是由于制定决策的尺度与有关生态过程的尺度不匹配引起的。任一给定尺度上的评估结果通常都会受到来自其他尺度的生态因素、社会经济因素和政治因素的相互作用的重要影响。这些相互作用对于了解生态系统的决定因素及其对人类福祉的意义至关重要，但是如果仅关注于某个单一尺度，那么就可能会漏掉这些相互作用的有关信息。
- 对评估尺度与边界的选取，在政治方面不是不偏不倚的。它可能会不明显地偏向某些群体、知识体系、信息类型和表达方式。对尺度与边界选取产生的政治效应进行思考，是探究多尺度与跨尺度分析在 MA 中如何才能促进各级决策制定与公共政策发展的重要前提条件。
- 生态系统过程及其产生的生态系统服务，通常是在特定的时空尺度上表现的最为强烈、最易观察，或者是在特定的时空尺度域形成其主导驱动力或产生显著的作用效果。空间尺度与时间尺度通常是密切相关的，它们共同界定了生态系统过程的尺度域。
- 社会过程、政治过程与经济过程在某些尺度上可能比在另外一些尺度上更容易观察，同时这些过程在持续时间和作用范围方面可能具有很大的变化。此外，社会组织具有比较松散或者比较集中的大致对应于特定时空尺度域的层次结构（例如，家庭、社区和国家）。
- 我们必须在与所分析的生态过程或现象相适应的尺度域中开展评估。那些适用于大范围的评估一般是使用粗分辨率的数据，因而不

可能发现发生在细微尺度上的一些过程。此外，即使数据资料是在非常细的尺度上收集的，但是，如果是采用更大的尺度进行结果表达，那么这也意味着将会丧失局地尺度上的格局、异常现象及最大阈值的有关信息。

- 多尺度途径是利用更大尺度与更小尺度同时开展评估，它有助于找出系统中重要的变化动态，否则，这些重要的变化动态就可能会被遗漏。对于那些发生在更大尺度上的变化趋势来讲，尽管是在局地尺度上得到了明确的显示，但是在纯粹的局地尺度评估中，它们仍然可能会被忽视。
- 如果评估包含的时间阶段短于评估的重要过程的时间尺度，那么它将不能充分获得与一些长周期过程（例如，气候变化趋势或者经济变化趋势）有关的变异性。由于只能获得短时期的数据资料，因而慢速变化通常比快速变化难以被发现。
- 由于尺度对所得出的任何结论都具有普遍的影响，因而所有评估都必须明确指出其所适用的时间阶段和地理范围。这一要求也同样适用于评估中所使用的数据集。

引言

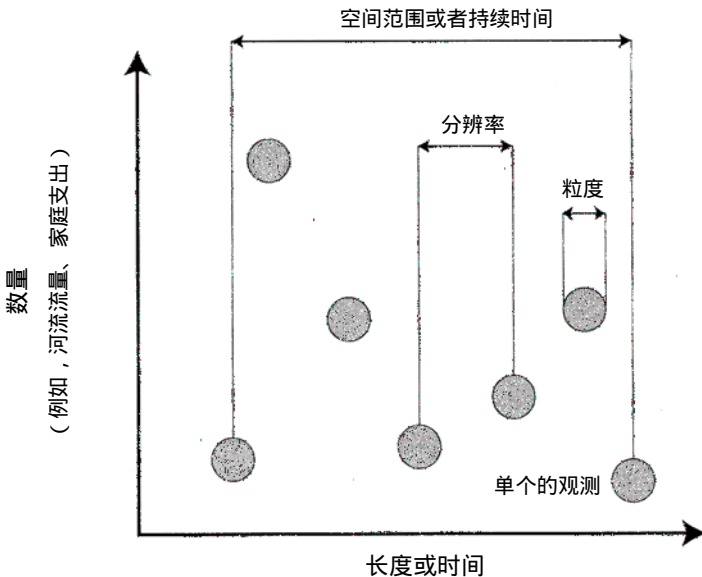
尺度是指在开展各种观测时所采用的空间或时间单位，同时又可指某一现象所涉及到的空间或时间范围（O'Neill and King 1998）。它是使用“米”或“年”等物理单位进行表示的。在千年生态系统评估（MA）中，我们将使用“层次（level）”一词对社会组织的各种离散层次（例如，个体、家庭、社区或者国家）进行描述（Gibson et al. 2000）。虽然组织层次不是一种尺度，但是它可能会包含某一尺度（Allen 1998, O'Neill and King 1998）。

我们必须对“观测尺度”和“现象尺度”进行区分。观测尺度是根据人类使用的测度体系来定义尺度的。观测尺度具有3个组分：幅度（或持续时间）、分辨率和粒度（Blöschl and Sivapalan 1995；Blöschl 1996）。幅度是指观测某一现象时所包括的总范围或者所持续的总时间，分辨率是指两次观测之间的间隔时间或间隔距离，而粒度是指单个观测所包括的范围或者持续时间。图 5.1 对这些概念进行了图解说明。与人们对事物进行观测时所采用的尺度与工具无关，生态过程与人文过程都具有各

种特征尺度。某一过程的特征尺度描述了这一过程得以表现的典型幅度或持续时间——也就是说，它所影响的幅度或持续时间。某一过程的尺度域是根据它的特征空间尺度与特征时间尺度进行界定的。现象粒度 (the grain of a phenomenon) 是一个截然不同于观测粒度的概念，是指具有内部同质性的最小单位。

图 5.1 观测尺度的 3 种组成要素

可以根据它的幅度、分辨率及粒度对观测尺度进行描述。例如，观测河流流量随时间的变化时，粒度是指每次花费的取样时间，分辨率是指观测之间的间隔时间，而幅度是指所有取样持续的全部时间（见 Blöschl 1996）。同样，观测某一特定地区的家庭支出时，粒度是指被观测的个体家庭，分辨率是指被观测家庭的空间密度及分布，而幅度是指被观测地区的全部范围。对于连续型数字影像或数据记录器的特殊案例，粒度和分辨率是相等的，对于数字影像来讲就是指像元大小。此外，粒度也可以指与观测者无关的现象自身的一些特征——内部同质的最小单位。



在 MA 中，除非另有说明，否则，“尺度”一词是指观测、分析或过程所包括的幅度或持续时间。例如，可以说某一评估是“区域尺度上”

的评估，或者说 El Niño 现象的时间尺度是“10 年尺度”。“大尺度”表示某事物比“小尺度”具有更大的幅度。这种表示方法符合那些习语的自然语言用法，但是与制图学中的标准用法却完全相反。“长期”与“短期”是用于表示时间方面的相对含义，而“更高层次”与“更低层次”是用于表示具有等级特征的制度层次或社会组织层次。更高层次比更低层次具有更大的作用或影响范围。

在有些尺度或者组织层次上可能会出现某些聚现特征（emergent property）。我们对这些特征的描述仅局限于那些特定的尺度。聚现特征是当系统的组分发生相互作用时产生的一种现象，如果单从组分来看，这种现象则不明显。例如，生态系统的文化价值或者消遣价值通常就是景观（由不同斑块组合而成的一个异质性区域，通常包括许多公里的幅度）尺度上的一种聚现特征。关于聚现特征是否具有客观实体，或者仅仅是对系统进行理解与描述的一种有效方式，目前还有争论。

此外，尺度还与变异性 and 可预测性具有一定的关系，小尺度事件比大尺度事件具有更大的变异性。这是因为局地异质性的作用效果在更大的尺度上会得到平衡，从而使得更大尺度上的格局更加具有可预测性（Weins 1989；Levin 1992）。相反，针对大尺度格局建立的模型或评估则会丧失在具体地点或具体时刻的预测精度（Costanza and Maxwell 1994）。

尺度为什么重要

在生态系统服务的评估中，尺度之所以重要，主要有两个原因：第一，生态与社会系统及过程是作用于各种不同的尺度（从很小的范围和很短的时段到很大的范围和很长的时段），同时这些系统与过程的性质及对各种驱动力的敏感性在不同尺度之间可能会发生变化。因此，我们不能假定在某一尺度上得到的结果会自动在另一尺度上有效（Kremen et al. 2000；McConnell 2002）。

因此，在观测或评估某些过程所产生的影响时，如果采用的尺度显著地小于或者大于它们的特征尺度，那么就可能会得出错误的结论。例如，试图基于短期的时间序列数据来获得关于长期变化趋势的一些结论是不合适的。人们不会仅仅因为秋季北半球树叶的枯死而推断世界的初级生产力正在下降，因为根据经验可知，这明显是长期季节循环的一个

组成部分。此外，也不能因为某一地点正在发生的变化而认为所有地点都在发生相同的变化。显然，北半球的秋季正好是南半球的春季。

第二，跨尺度的相互作用对任一给定尺度上的结果都具有极其重要的影响，仅关注于某单一尺度可能会漏掉这些相互作用。从更大尺度或更高制度层次的角度采用自上而下（top-down）的方式观察某一问题，与从更小尺度或更低层次的角度采用自下而上（bottom-up）的方式观察同一问题，可能会得出不同的结论（Berkes 2002；Lovell et al. 2002）。评估的尺度既影响对某一问题的拟定，还影响可能采取的一系列行动与制度对策。在生态与社会系统中只要存在跨尺度的相互作用，那么就别期望能够为对策或政策制定找到某一最合适的单个尺度。在大多数情况下，为了得到预期的结果，我们必须在不同层次上制定相辅相成的政策改革与响应对策。

对生态与社会变化具有重要作用的个体系统是来自于自然与社会的不同尺度域（Clark 1985；Peterson and Parker 1998）。尺度与制定有关生态系统服务利用决策的地点、方式及决策人具有密切联系。此外，尺度还与不同人员对生态变化的认识方式有关。对生态与社会变化的综合认识几乎总是不可避免地随具体地点而变化，同时，和在非常广义的尺度上开展观测相比，对来自更小尺度的观测结果进行整合几乎总能得到更为详细的信息，并可能获得更多类型的知识（e.g., Environment Canada 1997）。

如果考虑以下众多的跨尺度相互作用，那么开展多尺度评估的“域论点（domain argument）”（Wilbanks and Kates 1999）就更加具有说服力。

- 人类的规章制度和行为规范是建立在与尺度有关的制度结构（例如政治上的行政辖区边界）之中的。个人活动的空间范围一般是局限于使用权（access rights）的有效区域（例如，某一块农田、某一林场或者某一湖泊）。然而，各行为主体所处的社会、经济与政治组织则具有更大的尺度——省、国家或者甚至全球。局地评估之所以是“局地的”，不是因为它只考虑局地的限制因素与过程，而是因为即使当它考虑来自不同尺度的因素与决定条件时，也是从当地利益相关方的角度来进行拟定的，并且考虑的是当地层次所采取的决策与行动。为了达到更好的效果，局地评估必须充分反映来自更大尺度的相关因素与决定条件。

- 生态过程的特征尺度与人文过程的特征尺度通常不一致。因此，综合评估人文-生态系统的相互作用必须进行跨尺度的综合（Rotmans and Rothman in press）。例如，在生态系统的管理当中，有效适应过程的特征时间尺度不仅取决于人类改变经营实践的能力，而且取决于生态系统的结构变化过程。
- 跨尺度的相互作用可以揭示出一些等级系统——即“可以分解为一系列连续的亚系统集”的系统（Simon 1962：468）。等级系统具有特殊的嵌套规则和特定的弹性特征（Peterson 2000）。

生态系统服务评估的最低要求是应该具有明确的分析尺度与分辨率。通过考虑不同尺度之间以及不同社会组织层次之间的相互作用，MA的目标是必须超出这一最低要求。自开展伊始，我们对MA的设计就是一个多尺度的评估，要求关注多个时空尺度以及各种制度层次上的不同过程（见专栏5.1）。

专栏 5.1 多尺度评估的基本原理

千年生态系统评估是一项多尺度评估。为何要在一项业已复杂的评估中引入多种尺度呢？这主要有以下几个方面的原因：

- 多尺度评估使得我们可以对各种生态过程和社会过程在其作用的尺度上进行评估，并把它们和不同尺度及社会组织层次上的各种过程联系起来。
- 随着尺度变细，多尺度评估使得我们可以逐渐考虑空间、时间或者因果关系方面的一些更为详细的问题。
- 多尺度评估使得我们可以根据较小尺度的研究结果对较大尺度上得出的结论进行独立验证，并在较大尺度上为较小尺度的研究结果建立一种参照背景。
- 多尺度评估使得我们可以根据与社会决策过程相匹配的尺度（人们可以与这些尺度产生某些联系，并可以在这些尺度上采取某些行动，例如，当地社区、省、国家、区域联盟及整个地球）编写评估报告和制定对策。

尺度转换

对于根据差别较大的不同尺度上的研究得到的观测资料，只有经过非常认真的处理，这些资料才具有可比性。同时对于各种比较来讲，只有经过精细的检验，确保其中的尺度依赖性（scale dependencies）已经得到了解释，这样的比较才是有效的。我们可以把用于描述生态系统服务及其驱动力的变量归入以下 3 种尺度推移类型：即与尺度无关的变量、具有已知尺度推绎规则的尺度依赖性变量和不能进行尺度推绎的变量。

与尺度无关的变量在质量或数值方面具有守恒性，并且在空间或时间方面没有（或者具有微弱的）相互依赖性。为了使这类变量的数值成为无尺度数值，可以根据测量面积（例如，每平方米）或持续时间（例如，每天）对它们进行除法运算。人口密度（单位面积上的人口）就是一个例子。我们可以通过简单的加法或比例换算，使用非常直接的方法对与尺度无关的变量进行“尺度化”——也就是说，把它从数据收集时的尺度转换到某一更大或者更小的尺度。例如生物量，每公顷森林的生物量就是该森林中每平方米的生物量的简单加和。如果在进行外推的尺度上生物量是同质均匀分布的，那么为了得到该外推尺度上的总生物量，并不需要对每片森林都进行测量。它只不过是亚取样单元中每单位面积的生物量与总面积的乘积而已。

第二种类型，具有尺度依赖性但存在已知的尺度推绎规则，这类变量是“可以进行尺度推绎的”——也就是说，我们可以使用更小或更大的聚合单位（aggregated units）对它们进行表示。但是，在此之前首先必须把它们转换到一个统一的尺度上，其中尺度推绎规则可能比较复杂而且通常具有非线性。蒸散就是一个例子。每公顷森林的蒸散量不是简单地根据在叶片尺度上测到的蒸散量乘以每公顷森林的叶片数量就可以得到的，这是因为每片叶子的蒸散作用都会改变其下风向叶子周围的湿度状况，从而改变它们的蒸散速率。但是，通过使用一种包含非线性耦合常数的显式模型（explicit model）即可实现对蒸发散的尺度推绎（Jarvis and McNaughton 1986）。此外，许多社会过程与生态过程也都属于这种类型。由于种种原因它们往往遵循非线性的或者间断性的尺度推绎规则，这些原因包括空间或时间方面的相互作用（特别是反馈作用）、组

织范围与制度权力的限制，以及尺度变化时调节因素的高度异质性或多变性。

有一种变量，在所有尺度上都可以使用统一的物理单位进行表示，但是它的含义却随时空尺度而变化。例如，陆地碳平衡（carbon balance）在所有尺度上都可以使用每年每平方米碳的克数来表示。然而，在几分钟的时间尺度和叶片大小的空间尺度上，这种平衡被称做净光合作用（白天）或呼吸作用（夜间）。在 24 h 或者更长的时间尺度上，它被称做净初级生产量（如果仅考虑植物的话）或净生态系统交换量（植物、动物和微生物）。在几十年或者几百年的时间尺度上，由于干扰作用将会导致数量稀少但是规模较大的不稳定状态（例如，火灾、风暴、收获或者害虫的爆发），这时的碳平衡被称做净生物群区生产量（net biome production）。在数值上，净生物群区生产量是净光合作用的 1% 或者更低。

不能进行尺度推绎的变量或过程，是指那些含义仅仅被限定在某一特定的尺度上的变量。例如，某一个家庭的决策制定过程不可能被尺度上推至国家层次，这是因为它们使用不同的决策原则。对于这类变量，我们只能通过把不同尺度上概念相关的变量组合成群来进行“定性的尺度化”。

评估通常会对由尺度相互独立的研究得出的观测结果进行比较或综合。为此，我们可以把观测结果转变到一个统一的尺度，或者寻求一种多尺度或超尺度（meta-scale）的综合。从概念上讲，人们一直认为收敛途径（convergence approaches）（也就是说，把所有东西都放到一个共同的尺度上）意味着过程表达可以在不同尺度之间进行无缝转换，而多尺度途径则意味着对以上观点的拒绝（Bauer et al. 1999）。

把与尺度有关的信息转换到一个共同的衡量标准中，这一过程通常是关注于某一中间尺度，它要求对关于全球过程的数据进行“尺度下推”，对关于局地过程的数据进行“尺度上推”（Wilbanks in press）。尺度上推是一个与尺度下推同等复杂同等重要的难题。Harvey（2000）对聚合模型（lumped models）、确定性分布式模型或统计分布式模型（deterministically or statistically distributed models）及显式空间积分模型（models with explicit spatial integration）在使用上进行了区分。聚合模型在所有尺度上都是使用相同的模型表达方式，有时它是以参数变化的

形式包含某些隐含的尺度推绎过程 (Bugmann et al. 2000); 分布式模型是在空间明晰的网格上使用相同的模型方程; 显式积分则是试图为更大尺度上的过程寻求一个正确的表达方式。尺度上推实质上是一种聚合挑战, 它的复杂性在于对更小尺度上的数值进行简单的加和可能会得出误导性的结果。例如, 数据可能不满足有效取样的标准, 或者它们可能无法获取过程中的随机变异。尤其是当根据不完整的地方证据估算更大尺度上的数值时, 这一挑战就更为严重。为了解决尺度推绎中的统计学难题, 目前已经总结出了许多不同的技术方法 (Rastetter et al. 1992; Harvey 1997)。

尺度下推则是另一不同的挑战, 它是根据在更大尺度上研究的过程收集或估算更小尺度 (例如, 区域或者局地的数值) 上的数据。为此, 建模者既使用了数字 (基于模型) 的方法, 也使用了经验 (基于数据) 的方法 (Bass and Brook 1997; Easterling et al. 2000)。这方面的问题包括较细尺度上的现有数据有限 (以及弥补任何数据欠缺的成本问题), 以及在更加综合的小尺度模型中因果关系的复杂性持续增强。促使我们进行尺度下推的动因之一, 是需要向决策者提供相关局地尺度上的公众参与、决策制定及活动信息。

在处理与尺度有关的数据问题方面, 专栏 5.2 提供了一些实际指导。

时空域

当前科学中的一个主要问题, 是了解宏观尺度和微观尺度的现象与过程之间的关系, 短期影响和长期影响之间的关系, 以及在不同组织层次的实施中出现的各种关系 (Wilbanks and Kates 1999; Gibson et al. 2000; Kates et al. 2003)。

某一过程的时间与空间尺度通常是相互关联的, 因而被共同称作过程的尺度域 (Bisonette 1997)。“大”过程的变化通常比较“缓慢”, 而“小”过程的变化通常比较“快速”(见图 5.2)。快速过程 (或者变量) 是指相对于其正在作用的生物体 (或者实体) 寿命来讲, 发生快速变化的过程; 而缓慢过程相对于正在被分析的系统内部动态来讲, 只是发生渐进性的变化。例如, 在某一森林生态系统中, 小而快的尺度主要是由某些生物物理过程支配的, 这些过程控制着植物个体的生理学特征和形态学特征。在斑块的尺度上 (几十米), 物种之间对养分、阳光及水分

的竞争会在几十年的时间尺度上对生态系统的发育、物种组成和演替过程产生影响。在林分（由许多斑块组成）的尺度上，各种干扰（例如，火灾与害虫的爆发）会在几百年的时间尺度上决定景观的异质性特征。在最大的尺度上，气候过程会在数千年的时间尺度上改变数百公里范围内的生态系统结构及其动力学特征。

专栏 5.2 对处理不同尺度上的信息的建议

如果可能的话，在进行比较或者综合之前，最好是把含有尺度相关性变量的不同研究转换到某个一致的尺度上。如果不能进行转换的话，那就要在它们各自的尺度上对其进行独立的解释。

非线性动态变化过程很少是与尺度无关的：

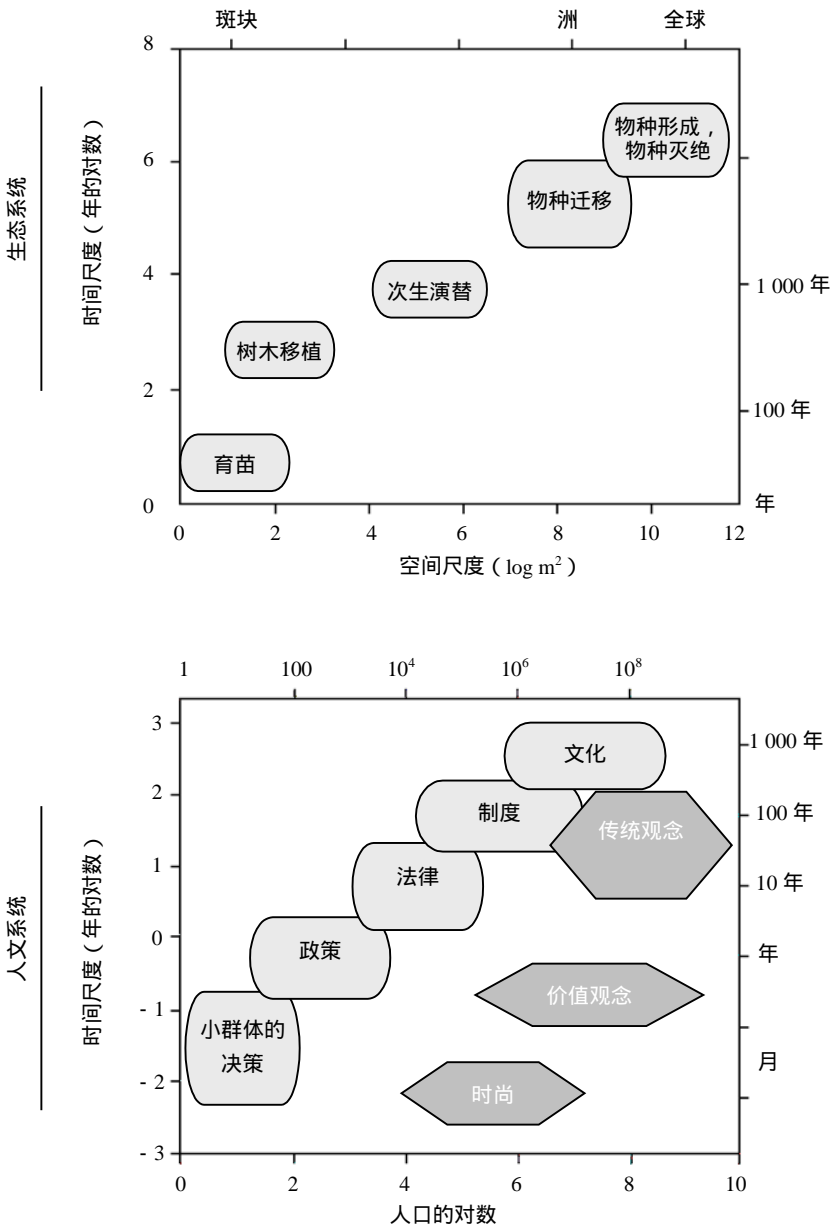
- 对于那些非线性较弱的过程来讲，可以根据线性内插的方法在其尺度域的有限范围内对它们进行近似研究。
- 对于那些非线性较强的过程来讲，如果是对输入数值进行平均，然后就算总结了该过程的话，那么这样得出的计算结果将是大规模上的有偏估计。正确的途径是对具有输入数据的每一点进行输出计算，然后在空间上或者时间上对这些输出结果进行合计。

在尺度上推过程中，为了得到非均衡环境中样本稀少变量的无偏聚合，可以利用与该变量（标量）具有共变关系的样本丰富的指标建立加权平均。

在尺度下推过程中，可以利用标量（scalar）对异构变量进行空间（或者时间）明晰的概率分解。

为了充分表现各种跨尺度的相互作用，没有必要总是把尺度降到最大的分辨率，或者是升到最高的综合层次。为了确定或者阐述某一现象的起因，可以把尺度降低到下一个合理的尺度；为了确定某一过程的约束条件，可以把尺度升高到上一个合理的尺度。虽然这是经验方法，而不是经过严格计算得出的结果，但它却是限定分析范围的有效方法。

图 5.2 某些生态过程与社会过程的时空特征尺度



来源：摘自文献 Delcourt et al. 1983 和 Gunderson et al. 1995a。

社会系统也具有类似的时空域。例如，个体层次的适应对策与行为变化是发生在个体的寿命时段之内的，而社会对策却通常是发生在几代人的时间尺度上。但是，无论是社会系统还是生态系统，其时间尺度和空间尺度之间都没有必然的关系。有些大范围的变化出现的非常迅速，而有些局地过程的变化却比较缓慢。对于许多现代的社会过程来讲，其空间尺度和时间尺度之间的相关性可能特别弱，或者就不存在相关性。据推测，这是由于现代化交通运输及信息体系的构建及其迅速发展造成的（Goodchild and Quattrochi 1997）。

大尺度的生态系统变化与长时间尺度之间的相关性造成了开展生态系统服务评估的一个困境。为了回答与未来这些服务的维持或弹性有关的某些问题，我们必须了解各种长期过程以及它们与人类行为在更短时间尺度上的相互作用。由此可见，特别是对全球尺度的评估来讲，它们可能需要考虑使用一些历史数据和史前资料，以便获得充分了解某些大尺度过程所必不可少的更加长远的时间角度。此外，生态系统评估还应该努力建立一些生态系统本底，以便对比本底特征进而测算生态系统的未来变化。

我们可以利用时间特征尺度与空间特征尺度之间的联系，通过研究空间大范围的格局状况慎重地推断某些长期的变化结果。这被称做使用空间替代时间。例如，因为大的尺度范围很可能包含遭受罕见事件的地区，所以作为测算长期的净生物群区生产量（由于数据的历史记录较短，通常情况下，这种测算无论如何是不可能做到的）的替代，人们可能会测算大面积的净生物群区生产量（net biome production）。此外，另一个例子是确定长期的火灾爆发频率。许多研究者认为火灾频率等于每年被火燃烧的景观的面积百分比。但是，如果景观中的相同部分被重复燃烧，那么这种结论就是不正确的。

人文系统与生态系统的惯性

人文系统与生态系统常常都会表现出一种类似于物理系统中的惯性的特性：即驱动某一变化的压力被去除之后，系统仍然沿着某一方继续变化的趋势。这是因为许多有关过程自身具有长时间的时滞特征。例如，在超过可持续捕捞的临界点之后，渔业捕捞量仍然可能会继续上升一段时间，这只不过是因为在超过可持续捕捞的临界点之前孵化的幼鱼

的成熟过程使然 (Rothschild 1986)。另一个例子是由于对气候变化的响应作用而出现的海平面上升：即向大气中排放的温室气体显著减少之后，海平面的上升趋势仍然可能会持续几个世纪 (IPCC 2002)。

生态系统的惯性对即将出现的问题的信号往往具有减弱作用，因而在整改措施开始之初，惯性作用就可能已经导致问题的发展出现了超越整改目标的趋势。人文系统的惯性作用可能导致有效措施的执行会滞后于问题的首次发现几年至几十年时间。在生态-人文耦合系统中，这两种惯性的综合作用使得系统可能会超越生态方面的不可持续阈值或者超越社会方面无法接受的临界点，并且可能会产生一些在现阶段无法逆转的变化。

然而，目前有一个未经证实的假设，即系统的弹性特征是由“慢变量”（那些惯性最大的变量）而不是“快变量”造成的（见 Gunderson and Holling 2002）。

在具体的情境中考虑特定的尺度

作用在某一特定尺度上的过程通常也与作用在其他尺度上的过程有关。一个大家熟悉的例子就是局地尺度上的土地利用，局地尺度上的土地利用状况虽然是取决于当地的制度与人类活动，但是也受国家的政策框架与全球的经济市场的影响。同时，局地的人类活动可能会在更大尺度上以累积性变化（例如，物种灭绝）或者系统性变化（例如，对臭氧具有破坏作用的气体排放对同温层产生的影响）的形式进行加合 (Turner II et al. 1990)。

由于每块地理镶嵌体都是嵌套于更大的地块镶嵌体之中，并且这些更大的地块镶嵌体仍是嵌套于更更大的地块镶嵌体之中，因而通常可以把地理区域看做是由地方 (places) 及与地方有关的过程组成的等级结构。这种认识途径适合于对等级理论的应用 (e.g., O'Neill 1988)。Simon (1974) 认为半自治层次是由具有相似的变化速度与空间范围的一组变量经过相互作用而得以形成的。

在认识社会尺度时，最好是考虑不同形式的等级结构。在相容性等级结构 (inclusive hierarchies) 中，处于更低层次的过程或物体的群组是包含在系统中更高层次的群组之中的（例如，现代分类学中的分类）。在相斥性等级结构 (exclusive hierarchies) 中，处于更低层次的过程或

物体的群组是不包含在系统中更高层次的群组之中的（例如，军事等级系统）。此外，在组合性等级结构（constitutive hierarchy）中，群组和过程是被组合成具有自己的功能与聚现特征的新单元（例如，由利益相关方组成的委员会）。

有些重要的社会过程具有强烈的时空相关性，不会完全适合这一嵌套型等级结构的概念模式。各种社会网络导致不同地方之间具有强烈的联系，因而产生跨越空间边界与制度界限的相互作用。这方面的一个例子是不同国家之间通过国际上的民间社会组织开展的观念交流与协调活动，不过它们未必都是经过嵌套型等级结构的每一层次。例如，印度的 Chipko（抱树）运动就是一个迅速发展成为国际化，并且在世界范围内激发了类似的社会环境运动的局地尺度上的人文活动。这类观念交流或对协调行动的倡议也往往具有机会主义的特点，在“寻找”会为它们提供最大成功机会的尺度或场所时常常会跳过某些尺度（Keck and Sikkink 1999）。

技术与投资转移或者通过部分跨国合作共享商品生产链的平台，这些都是跨越边界的其他例子。技术传播与制度创新通常是影响生态系统服务利用状况的极其重要的因素。因此，与网络有关的概念（network-related concepts）在 MA 中很可能对理解近期决定因素（proximate determinants）与初始决定因素（primary determinants）之间的联系，以及确定可能采取的对策具有重要作用。此外，网络概念对于评价小尺度上的对策（它们或许能够通过管理组织的完整的嵌套型等级结构而直接“拷贝”到某一更大的尺度域）也具有重要作用。

生态系统与人文系统的尺度

生态系统的特征空间尺度受到许多因素的影响，包括机动型个体生物的领地范围或固着型生物的影响范围、杂交生物种群的地理分布、干扰发生的范围，以及物质元素在其生态活性期的输送距离。例如，二氧化碳在大气中的有效寿命是数百年的时间——在此期间它可以被输送到世界的所有地方，因而二氧化碳的特征尺度是全球尺度。相比之下，臭氧的情况就大不相同，在被大气中的各种反应消耗掉之前，对流层的臭氧只能被气流输送几百公里的距离，因而臭氧的特征尺度是区域尺度。

生态系统的特征时间尺度受生物体的寿命、物质库（material pools）

的周转率，以及某一特定区域干扰之间的平均时段的影响。快变量（或过程）与慢变量（或过程）之间具有重要的差别，这对确定系统的弹性特别重要。不可逆性的阈值大小（Thresholds of irreversibility）通常与慢变量的变化有关（Gunderson and Holling 2002）。

社会、政治与经济过程（或变量）的空间尺度是由各级制度或社会组织的作用、影响或使用权（access rights）范围决定的。社会经济过程的时间尺度是由人类及其制度的响应时间决定的，它们可能非常迅速（商品的电子交易）或者相对较慢（通常是指制度变革）。例如，在自由土地保有权利体制（freehold tenure system）中个体家庭的特征尺度可能是他们拥有的土地面积；对于某一社区来讲，它的特征尺度可能是某一村庄或者包括在市区边界范围之内的土地；对于某一国家来讲，它的特征尺度是包括在国家边界范围之内的区域以及海洋中的专属经济区。经济过程的空间尺度通常具有一定的政治特征，其大小是由商品或服务在交易、获取、运输或使用过程中所涉及的范围决定的。反过来，经济与政治过程又包含在和渗透于作用在不同制度层次的社会文化过程之中。

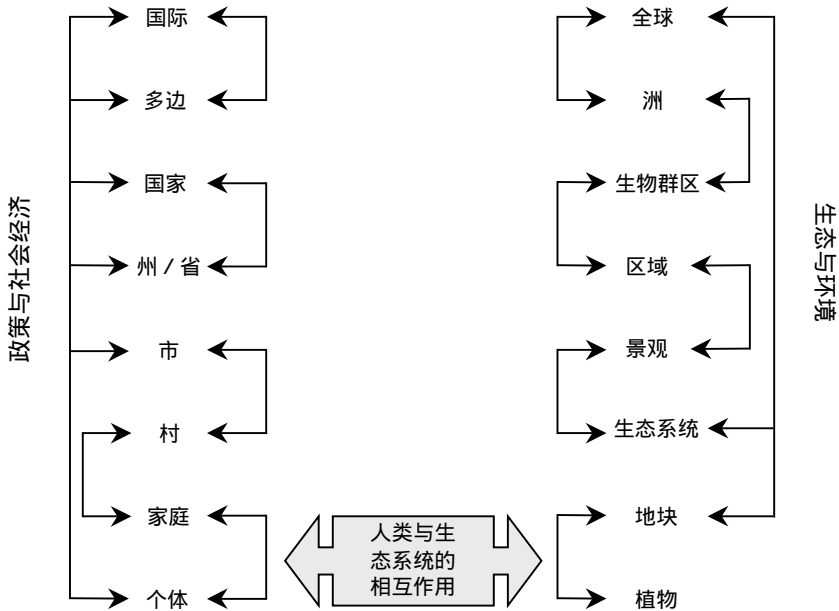
人类与生态系统之间的直接相互作用（例如，农业、林业或者土地利用），大多数是作用在局地或微观尺度，并且通常是发生在更低的制度层次（见图 5.3）。这也可能适用于某些间接作用。例如，尽管气候变化是一种全球现象，但是生态系统的响应却是由局地的气候变化（而不是全球的平均变化）决定的。此外，直接的减缓措施与行为对策通常也是作用在局地层次。

生态系统服务虽然通常是满足大尺度上（例如国家）的一些需求，但是它们一般是在局地尺度上生产出来的。因此，在全球或区域尺度上评估生态系统服务及其对人类福祉的影响通常需要开展以下工作：

- 针对每种服务（包括不同主体以及不同服务之间的竞争）依次使用特定的尺度推绎规则对生态系统进行尺度上推。
- 通过对环境压力进行尺度下推（例如，通过对全球气候变化的评估结果进行区域化处理），或者对社会经济活动进行尺度下推（例如，通过在某一范围的允许采伐区中，预测某一伐木公司的伐树地点），从而下推它们对生态系统的影响。

图 5.3 某些常用的制度层次及生态尺度

图中的制度层次排列于一个表示空间范围的共享纵轴上。箭头表示重要的影响。直接性的相互作用大多数是发生于局地尺度，但是政府管治则是作用于许多尺度。



来源：Courtesy of Rik Leemans

在某些特定的空间尺度上评估生态系统服务与人类福祉可能比另外一些空间尺度更为容易。对于 MA 来讲，作为一项综合评估，这些尺度是由生态过程与社会经济过程的特征尺度共同决定的。因此，地球、区域（指对应于某一生物群区或某一重要政治-经济组织的地球表层的部分区域）、流域和地方社区往往多次被选做 MA 的评估尺度。

时间尺度是在根据各种不同的方式认识人类社会与人类制度时出现的一个议题。大家最熟悉的案例也许是，在估算不同时间尺度的经济投资所能产生的价值时使用的效益-成本方法。例如，在考虑投资选择时，相对于短期盈利来讲，应该如何评价长期盈利呢？传统的方法是利用贴

现率进行计算，它是用未来的投资报酬与某种中性投资（例如投资基金，在美国叫共同基金）将会得到的报酬进行比较。然而，如果使用较高的贴现率进行计算，那么它将会减少长期收益的估算值，从而偏向于选取产生中短期收益的投资项目（见第6章）。

时间尺度也是历史研究（包括制度变革、技术发展与社会政治变革研究）考虑的一个关键问题。因为对更长时期的预测会出现许多与情境假设有关的不确定性，所以在方法与假设方面，人们往往对短期、中期与长期预测采取不同的处理。如果真是那样的话，那么经济与人口变化的定量预测通常是被限定在25~30年的时间范围；如果时间更长的话，那么它就属于未来学家（而不是预测人员）考虑的领域，并且其表达术语是用情景（而不是预测）。

人文系统的大多数分析都包含多种时间阶段。例如，国家政治具有由选举日程设定的短期变化规律，同时具有沿循私有化、权力下放与民主化等方向的长期变化趋势。

人文系统的长期变化是否表现出有规律的可预测的波动？这一直是我们的一个研究主题。例如，在宏观经济中可能存在着也许与技术发展周期有关的50~60年的康德拉季耶夫周期（Kondratiev cycle），以及与基础设施发展有关的15~20年的库兹涅茨周期（Kuznets Cycle）（Berry 1991）。近期的研究开始指向地球物理节律与经济波动之间可能存在的各种基本关系（Berry 2000）。这方面的大量工作是试图了解千年时段的自然气候变异所产生的影响，但是它也涉及季节、年、10年及100年尺度上的环境变化问题。

尺度与政策

尺度中的政治因素

由于尺度的选取可能会有意或无意地让某些人群享有特别的好处，因而尺度的选择在政治方面不是不偏不倚的。评估中对某一特定尺度的采用将会限定其所能应对的问题类型、可以采用的解释模式，以及分析过程中可能使用的归纳方法。这一情况对时间尺度、空间尺度以及制度层次都适用。

例如，被人类直接利用和被公认为具有支持功能的一系列生态系

统服务，都是取决于具体的社会文化环境，并被限定在一定的空间范围之内。随着评估尺度的逐渐增大，在不同地方之间完全共享的（因而可能是到处可见的）生态系统服务的类型数目逐渐减少。在局地评估中可能显著的那些地方服务，在区域评估或全球评估中却可能会不再明显。在不同的尺度上，相同的基本生态系统过程（例如，净初级生产）可能会被认为提供不同的服务——（译者注：例如，森林）在局地尺度上提供的服务是木材生产，但是在全球尺度上却是碳蓄积。因为在这些服务之间可能会存在不同的得失取舍，所以这些问题对于MA来讲是至关重要的。在各种不同的尺度上，我们需要知道生态系统服务的对象是谁。

分析这些得失取舍需要对政治活动与市场状况进行了解。其实，许多跨尺度的得失取舍并没有得到人们的这样理解，反而成了由更加强势的团体（常常是国家）围绕某种偏好的生态系统服务的供给情况制造的冲突或危机，因为这种受到偏好的生态系统服务可以为他们提供租金或其他收益。尺度可能会成为增强国家制度能力的一种理由。在范围、相关性和影响力方面，大多数国家把本土知识与制度看做是地方性的，而认为国家的规章与知识在尺度、范围和重要性方面更大。这种认识的结果往往会形成一种强烈的倾向——即无视、尽可能减少或忽视当地的利益、问题或偏好。许多生态系统管理问题都是由官僚式运作中的中央集权与整体划一原则造成的，因为它们往往阻碍地方适应与经验学习过程的发展。另一方面，地方适应也并非都是有益的。有时，还是需要由国家来处理地方决策产生的外部性或者对地方生态系统服务的竞争纠纷做出公断。因此，正如下一节所要讨论的那样，对于生态系统的管理问题来讲，尺度是至关重要的。

此外，对时间尺度的选择也同等重要。如果某一评估是侧重于一些短期问题，那么“重要的”生态系统服务肯定是已经或者将要受到威胁的那些服务（例如，饮用的淡水资源、薪材供应或者食物生产）。另一方面，如果用户更加关注可能会在几十年或几百年尺度上产生影响的决策，那么碳平衡的改变或者生物多样性丧失的机会成本与弹性成本（resilience costs）等就会成为更加重要的议题。

一旦采用了全球尺度，评估人员就会把气候变化和碳管理等议题放在更加优先的位置，比如与卫生设施或对洁净饮用水的获取相比。MA

中多尺度方法的引人注目之处在于，它为我们提供了在多种尺度上辨别问题与考虑对策的机会。同时，它还使得我们能够对可能采取的各种对策之间的空间协同作用及得失取舍进行分析。

同样，边界的选取也不是不偏不倚的，而会产生一些政治后果。例如，如果把某一流域（而不是某一地理政治方面的认同）设为评估边界，从生态角度可能会产生重要意义。但是，如果没有政治机制来解决这些跨边界问题，那么它可能就会无法管理。

反映尺度与边界选取中存在的政治影响，是探究 MA 的多尺度分析与跨尺度分析对决策制定与公共政策的贡献的一个重要前提条件。边界的标定最好是通过科学家、决策者及不同利益相关方的代表共同合作来完成。

制度的适合度与制度间的相互作用

许多问题都是由于没有认识到生态系统与社会系统中的跨尺度相互作用而产生的（Young 1994）。在决定生态系统服务的管理与利用方面，制度的有效性不仅取决于它们的自身特征，而且还取决于它们与其他制度的相互作用。其中，有一类重要的相互作用是发生在不同管理层次之间的纵向相互作用，这些相互作用通常是与空间尺度的变化相对应。

在制度的相互作用中，最常见的形式是国家与局地之间的相互作用。目前，在国家制度与新的区域制度及国际制度之间正在出现一种新的相互作用（Young 2002）。今后，无论是在导致变化的驱动力以及管制规则的可能来源方面，还是在人类确定选择时所依据的指导原则方面，这些相互作用都会进一步为其增加一层复杂性。

如果生态系统与社会系统中普遍存在对生态系统服务具有影响的跨尺度相互作用，那么一般情况下就别期望能够找到制定对策或政策的某一最适层次。虽然有些组织层次或尺度上的对策可能具有特别大的重要性或影响，但是为了取得所期望的结果，一般需要在不同层次上共同采取适当的响应对策。

多尺度评估的指导原则

选取合适的尺度、分辨率与边界

在确定评估的最适尺度方面，目前已经提出了几种不同的途径 (Wilbanks in press)。一种途径是寻找数据资料在区域间表现出最大变异，而在区域内表现出最小变异的尺度。另一种途径是寻找对现象的观测与模拟之间统计误差最小的尺度 (Easterling et al. 1998)。第三种途径是通过克服信息收集与信息分析中的困难，强调使用更细的空间分辨率增加信息量 (Costanza and Maxwell 1994)。

事实上，对于任一综合评估来讲都不存在单一的理想尺度。尺度的选取是根据分析的目的而定的，同时强烈地取决于现有数据中的实际问题。两种最常用的尺度选取途径，要么是基于有关过程的经验证据选取某一尺度(通常是区域尺度)(e.g. Kasperson et al. 1995 ;Schellnhuber and Wenzel 1998)，要么是选取与人文系统中的决策制定过程相对应的尺度 (Cash and Moser 1998)。

尽管某一系统的尺度具有一定的主观性(与需要解决的问题有关)，但是边界的地理位置却不应该具有主观随意性。在确定边界的地理位置方面，地点的选择效果良莠不齐。选取边界的指导原则是，一个界定合理的系统应该是内部具有重要的反馈作用，而与边界之外的环境的相互作用具有微弱、缓慢、恒定或者单向的特征。

对生态系统进行空间界定的一个实用途径是建立一系列显著要素的叠合图，绘制出这些要素的间断位置——例如，在生物分布、生物物理环境(土壤类型、流域、共享市场)及空间相互作用(领地、迁移格局、物质通量)方面出现间断的地理位置。一个有效的生态系统边界应该是位于这些间断位置的许多重合处。生态系统的边界可能会随时间而移动。例如，海洋生态系统可能与海洋的上升流(upwelling)有关，而上升流具有发生、移动与消失的过程。同时，我们还可以使用类似的途径界定人文系统，例如，特定土地利用格局的分布范围或某一贸易组织的政治边界(political boundaries)。MA中的系统则是对生态系统的边界与人文系统的边界进行实用性的叠加得出的。

并非所有的生态系统服务都必须在每一评估尺度上进行评估。如果

对于某一特定的生态系统服务来讲，其生产过程的特征尺度与选取的评估尺度存在显著的错位，那么最好不要评估这一服务，而是把它留给更加合适的尺度上的评估（如果这样的评估确实存在的话）。

对尺度问题的以上考虑是开展多尺度评估的关键原因。综合评估必须具有多种时空尺度方面的敏感性，而不是侧重于某单一尺度，同时局地尺度（或者小区域尺度）通常特别重要。在全面评估中必须包括所有相关尺度上的过程，因而需要利用适当的方法对不同尺度之间的数据、变量与过程进行转变、综合与集成。在将更小尺度的研究结果聚合到更大的尺度时，如果它们在解决的问题、使用的测量或估算方法，以及报告研究结果时使用的格式等方面具有相似模式，那么聚合的效果可能就更好。由于时间是单向的，因而时间明晰性通常是内含在观测与结果报道之中的。此外，在空间方面研究也必须具有同等的明晰性，但是它们却很少做到。

在设计方面，MA 是由不同评估组合而成的一个集合，这些评估在一定程度上是独立地开展于不同的尺度，在某些情况下它们也存在相互嵌套。目前，我们需要建立一种有效的方法，对自上而下的途径与自下而上的途径进行集成（特别是在制度方面），但是这类集成研究的最新水平还未得到充分的发展（Wilbanks in press）。

不同尺度的集成研究

在多尺度综合评估中，与尺度有关的最大挑战也许是确定、分析与理解不同尺度之间的联系。这些联系无疑是存在的并且非常重要。目前，最常使用的方法是先在不同尺度上对有关过程进行分析，然后研究不同层次上得出的结果是如何对应的（e.g., Wu and Loucks 1995）。在全球变化研究中，有人提出了一种叫做“策略循环式尺度推绎”（“strategic cyclical scaling”）的方法（Root and Schneider 1995）。该方法要求在尺度上推与尺度下推之间进行反复的循环，随着对跨尺度相互作用的认识不断加深，循环的每一阶段都会对下一阶段提供一些深刻的了解。

此外，当前提出的其他方法往往是更加侧重于理论而非实践。例如，也许可以把不同尺度之间的相互作用看做是等级理论的一个分支（Allen and Starr 1982；O'Neill 1988）。尺度过程的等级结构界定了一些“约束性外壳（constraint envelopes）”，而其下属组分则是在这些外壳之内发

挥作用。另外，可能使用的其他方法还包括系统动力学和动态空间模拟等。

最近，这方面的相关文献与 Resilience Alliance 开展的工作有关 (Gunderson and Holling 2002)。如果从足够长的时间尺度对系统进行观察，那么适应性循环（或者状态配置）的观点可能具有重要价值，并且还可能适用于各种空间尺度。

6 生态系统价值的概念与价值评估途径

执行概要

- 因为不同的学科、哲学观点和思想派对生态系统的价值的认识各不相同，所以有关生态系统及其服务的决策制定可能特别具有挑战性。
- 在价值的效用（以人类为中心）概念中，生态系统及其提供的服务之所以对人类社会具有价值，是因为人类可以从对它们的利用中获得一定的效用，它要么是直接使用价值，要么是间接使用价值。此外，人们还对当前他们尚未使用的生态系统服务（非利用价值）进行了价值评估。
- 根据效途径，目前已经提出了许多试图对不同生态系统服务的收益进行量化的方法。特别是在对供给服务的量化方面，当前已经取得了较大的进展，但是最近的工作也已经增强了对调节服务、支持服务与文化服务进行价值评估的能力。其中，对价值评估技术的选择是由每一案例的具体特征和数据的获取情况决定的。
- 非效用价值是产生于各种伦理、文化、宗教与哲学的基础之上的。在此，被认为具有价值的具体实体和对非效用价值的含义的解释，它们都各不相同。其中值得注意的是生态价值、社会文化价值和内在价值。这些非效用价值可能会对效用价值具有补充或平衡作用。如果违反了基于某一实体的内在价值方面的法规，那么就会造成一定的法律与社会后果，我们可以把这些后果看做是该内在价值对那一实体的归属程度的度量标准。
- 千年生态系统评估是计划把价值评估用做一种决策工具，以便提高决策者对以下得失取舍的评估能力：即多种不同的生态系统管理体制和人类的各种社会活动过程（这些活动可以改变对生态系统及其服务的利用）之间的得失取舍。为了实现这一目的，通常需要对某

一生态系统提供的各项服务的变化（是指由于生态系统管理的某种改变而导致的变化）进行评估。

- 在估算生态系统收益的价值变化时，大部分工作是估算各种收益的物质流的变化（对其中的生物物理关系进行量化），以及描述与量化生态系统状态变化与人类福祉之间的一系列因果关系。价值评估中的一个常见问题是只能得到整个关系链中某些环节的信息，并且这些信息的单位常常又不一致。
- 根据生态系统提供的服务计算出的生态系统价值仅仅是制定（或者将要制定）生态系统管理决策的基础之一。此外，许多其他方面的因素（包括内在价值观念和其他方面的一些社会目标，比如不同人群之间的公平或者代际公平等）也将被融入到决策框架之中。

引言

在不同的学科、文化观念、哲学观点与思想学派中，它们对生态系统的重要性或“价值”的认识与表达各不相同（Goulder and Kennedy 1997）。为了使得决策者能够在生态系统服务的可持续利用与管理方面制定出更好的决策，千年生态系统评估的一个重要目标是分析并尽可能地量化生态系统对人类福祉的重要性。

理解生态系统管理决策对人类福祉的影响是 MA 的一项重要任务。但是，如果在这方面得出的信息只是使用物理术语表述的一张影响清单——或许是，洁净水减少，作物生产提高——那么就会陷入比较苹果与橘子哪个更好这一经典问题，即对两种不可比的事物进行比较。开展经济价值评估的目的，是使得生态系统提供的各种完全不同的服务可以利用共同的度量体系进行比较。无论是在概念方面，还是在经验方面，这一目的的实现都非常复杂。但是，近年来学术界在这方面的能力已经得到了显著的提高。

生态系统之所以具有价值，是因为它们可以维持地球上的生命，并供给满足人类的各种物质与非物质需求所必需的多种服务。另外，许多人是把生态价值、社会文化价值或内在价值归功于生态系统和物种的存在。MA 认同以上这些建立在各种价值动机与价值理念基础之上的不同范式，以及与它们相联系的许多价值评估方法。

生态系统及其提供的供给服务、调节服务、文化服务和支持服务之所以对人类社会具有价值，是因为人们可以从对它们的实际利用或潜在利用中获得一定的效用，它要么是直接使用价值，要么是间接使用价值。此外，人们还对当前他们尚未使用的生态系统服务（非使用价值）进行了价值评估。这种价值范式就是大家所知道的效用主义（以人类为中心的）观念，它是建立在人类的偏好满足（福祉）原则基础之上的。

人类赋予生态系统的另一组价值可以被认为具有一定的社会文化取向：即根据不同的世界观，或者伦理、宗教、文化和哲学方面的自然与社会观念，人们会对其周围环境中的各种要素进行价值评估。例如，通过选定具有神圣意义的物种或者地方，制定关于生态系统利用的社会规则（例如，“各种禁止”）以及灵感体验，这些价值从而得以表现。对于许多人来讲，他们的社会文化认同在一定程度上是由他们生活和依存的各种生态系统构成的——这些方面不仅有助于确定他们的生活方式，而且有助于确定他们的身份。在某种程度上，这类价值是包含在生态系统服务的“文化”观念之中的。然而，由于生态系统是与某一社区的真实认同紧密相联的，因而生态系统的社会文化价值在一定程度上超出了效用主义的偏好满足观念。

此外，自然科学家还阐述了生态系统价值的另一不同来源，这类价值来源与系统内组分之间的因果关系有关——例如，某一特定树种在控制侵蚀方面的价值，或者某一物种在维持另一物种或整个生态系统的生存方面的价值（Farber et al. 2002）。在全球尺度上，不同的生态系统及其物种在维持基本的生命支持过程中（例如，能量转化、生物地球化学循环和进化）具有不同的作用。这类生态价值的大小可以通过各种指标进行表示，例如物种多样性、稀缺度、生态系统的完整度（健康）及弹性。由于地理空间日益缺乏，而且经济资源有限，因而我们必须在所有的尺度层次上制定出保护现有生物多样性的优先次序。其中，保护区的选取以及关于生态系统服务（可持续）利用方面的最低安全标准的确定，在一定程度上都是以这些生态价值和标准为基础的。在 MA 定义的生态系统服务中，生态价值的概念大部分是包含在“支持服务”里面。

虽然各种价值范式之间不存在共同的度量标准，并且可能缺乏进行比较的任何基础，但是与它们相对应的一些价值评估方法却存在一定的重叠，而且具有多种不同形式的相互影响。在某种程度上，人类对所有

价值的偏好都可以根据经济价值评估方法进行度量，但是生态价值、社会文化价值和内在价值却具有单独的度量体系，因而在决策制定过程中应该根据它们本身的特征进行使用。

本章将对这些不同的价值评估范式的优点和缺点，以及为了实现生态系统的可持续管理与利用，它们在支持决策制定与政策形成的过程中相互之间的补充和限制作用进行评述。由于第2章已经对生态价值进行了广泛的阐述，因而本章将不再对它们做进一步的讨论。

效用途径与经济价值评估方法

价值的效用范式是建立在人类可以（直接地或者间接地）从各种生态系统服务当中（不管是当前的，或者是未来的）获得一定的效用这一事实的基础之上的。对于这一范式需要强调两个方面。第一，某人从某一特定生态系统服务当中获得的效用取决于该人的各种动机，例如，包括他（她）的需求和个人偏好。因此，效用途径的价值观念是建立在试图度量社会的个体成员从某一既定服务获取的具体效用，然后对所有个体获取的效用进行合计（通常是对所有的个体赋予相等的权重）的基础之上的。

第二，效用是不能直接度量的。为了选定一种共同的度量标准对生态系统提供的广泛多样的服务效益进行表示，效用途径通常是试图使用货币形式对所有的服务进行度量。然而，这仅仅是为了方便起见的一种做法，因为它使用的是已经得到了大家认可的计量单位，从而可以减少必须把已经使用货币形式表示的各种价值转变为其他计量单位的工作量，同时也有利于开展与对人类福祉具有促进作用的其他活动（例如，在教育 and 卫生方面的支出）的比较。显然，这并不表示在价值评估的过程中只考虑产生货币效益的服务。相反，在环境与自然资源的经济价值评估方面，实际上所有工作的重点一直是寻求对没有进入市场交易（因而没有可以直接观测的货币效益）的那部分效益进行度量的方法。

开展经济价值评估的动机

开展生态系统价值评估的最常见的动机是：

- 评估生态系统对社会与经济福祉的全部贡献；
- 理解经济主体对生态系统的利用方式及其原因；

- 评估各种不同的人类活动产生的相对影响，以便为决策制定过程提供指导性的帮助。

关于生态系统对社会与经济福祉的贡献，目前已有许多研究对它进行了评估(Hartwick 1994 ;Asheim 1997 ;Costanza et al. 1997 ;Pimentel and Wilson 1997 ; Hamilton and Clemens 1999)。生态系统是整个国家财富的组成部分，它们可以促进各种收益（包括社会方面和文化方面）的供给。但是，由于许多生态系统服务没有在市场上进行交易，因而它们的价值未能作为总收入的一部分而被计算到传统的国民帐户体系之中。此外，尽管自然资产在国家的总财富中占有显著的份额（ World Bank 1997 ），但是它损耗的价值或增长的价值通常并没有得到说明。

因此，度量财富的传统方法往往会给出对福祉状态的错误表示，结果导致产生基于错误信息的政策行动和做出不明智的社会策略选择。例如，如果不考虑自然系统未来在供给经济、生态、社会与文化收益方面支撑能力的相应下降，对维持当前消费的自然资产进行清算，那么结果可能会显示人类的福祉水平得到了提高。为了准确监测生态系统的状况变化对福祉水平的影响，建立更加合适的指标对生态系统的收益供给价值与资产价值进行表示是极其紧要的。这对于自然资源的可持续利用和动态配置以及代际公平来讲也是必不可少的。价值评估可以帮助我们确定生态系统的价值，从而修正国家的国民帐户（有时也称做“绿色化”），并且构建更加完善的指标来表示财富与福祉的变化。对某一既定生态系统提供的各种服务进行更好的价值评估，并不能保证该生态系统将会得到保护，这是因为实施保护所需要的成本可能会超过它所产生的效益，但是几乎可以确信的是和不开展价值评估相比，开展价值评估的结果会导致生态系统服务的丧失水平降低。

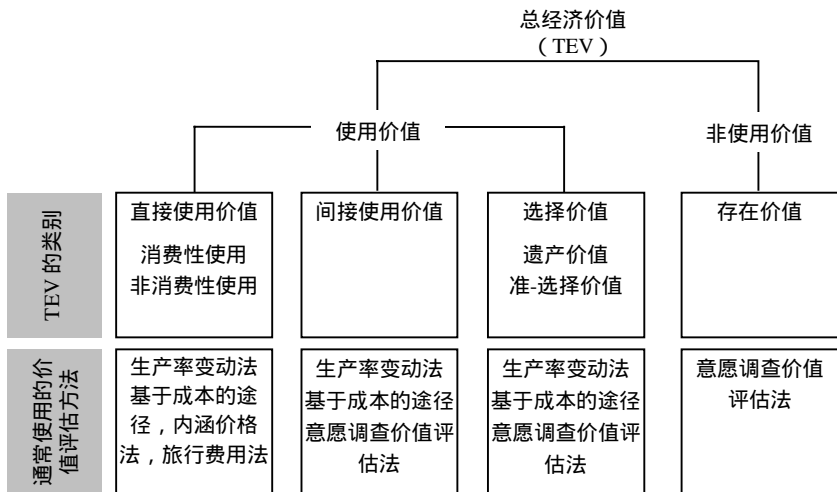
了解人类是怎样利用生态系统的，以及为什么那样利用生态系统——例如，他们为什么砍伐天然林、为什么耗竭土壤肥力或者为什么污染表层水体——这是开展生态系统价值评估的第二个动机。市场对个人、公共与私营决策的行为与选择具有指导作用。在单个的经济主体所看得见的商品及服务的市场价格与对它们进行利用的社会机会成本之间通常会存在一定的偏离。特别是，对生态系统提供的许多服务的定价往往偏低或者根本没有定价，从而导致资源的利用效率低下，而且常常是不可持续的利用。通过指出存在于这些私营与社会成本及效益之间的差距及大

小，开展价值评估可以帮助我们揭示出现的政策与制度失灵（例如，开放获取、公共物品和外部性、市场的缺失、市场的不完善），并为纠正政策与制度失灵提供多种不同的干预对策的有效政策信息，例如，建立有关的市场或者完善激励机制。

MA 之所以计划使用价值评估方法，主要还是取决于开展 MA 的第 3 个根本原因：对多种不同的生态系统管理体制可能产生的影响（得与失）进行评估。这可以为决策者提供一种工具，使其提高对以下得失取舍的评估能力：即多种不同的生态系统管理体制与人类的各种社会活动方式（这些活动可以改变对生态系统及其提供的多种服务的利用）之间的得失取舍。

必须强调的是，本节讨论的这种意义上的生态系统价值只是制定（或者将要制定）生态系统管理决策的基础之一。此外，许多其他方面的因素（包括将在本章后继部分讨论的内在价值观念和其他方面的一些社会目标，例如不同人群之间的公平或者代际公平等）也将被融入到决策框架之中（见第 8 章）。

图 6.1 总经济价值框架



总经济价值

总经济价值 (TEV) 这一概念是考虑生态系统的效用价值时广泛使用的一个框架 (Pearce and Warford 1993) (见图 6.1)。这一框架通常是把总经济价值分解为两大类：即使用价值与非使用价值。

使用价值是指人类为了满足消费或生产目的而使用的生态系统服务的价值。它包括有形的生态系统服务与无形的生态系统服务，这些服务在当前可以被直接或间接地使用，或者是在未来可以提供潜在的使用价值。总经济价值把使用价值划分成了以下几类：

- 直接使用价值。有些生态系统服务是被人们为了满足消耗性目的（如果其他用户可以获取的产品数量减少）或者非消耗性目的（其他用户可以获取的数量没有减少）而直接使用的。在自然生态系统或人工生态系统中，对食物产品、用做薪材或者用于建筑的木材及医药产品的收获，以及用于消费的动物狩猎都是消耗性使用的例子。对生态系统服务的非消耗性使用包括欣赏消遣与和文化愉悦（例如，观赏野生动植物和观鸟、水上运动，以及不需要收获产品的精神和社会效用）。这类效益主要对应于 MA 的供给服务和文化服务。
- 间接使用价值。许多生态系统服务是被用做生产人们使用的最终产品与服务的中间投入。例如，食物生产过程中所需要的水分、土壤养分，以及授粉与生物控制服务等。此外，另外一些生态系统服务是对人们享受其他的最终消费性愉悦产品具有间接的促进作用。例如，净化水质、同化废弃物，以及可以供给清新空气和洁净水从而降低健康风险的其他调节服务。这类效益主要对应于 MA 的调节服务和支持服务。
- 选择价值。对于许多生态系统服务来讲，尽管人们目前可能还没有从它们当中获得任何效用，但是在为个人（选择价值）或者他人或者后代（遗产价值）保存未来使用这些服务的选择机会方面，它们仍然具有价值。准选择价值 (Quasi-option value) 是一种与选择价值相关的价值，它表示在揭示某些生态系统服务是否具有人类社会目前尚未知道的价值的信息还未出现之前，由于未采取不可逆转的决策所得到的价值 [需要注意的是，有些分析人士是把选择价值划分为非使用价值（而不是使用价值）的一个子集，但是他们并没

有使用别的方法对它进行不同的解释]。这类效益包括那些目前在一定程度上尚未被使用但是未来可能会被使用的供给服务、调节服务和文化服务。

非使用价值通常也叫做存在价值（或者，有时也叫做保存价值或者被动使用价值）。存在价值是指人们在知道某种资源的存在（即使他们永远不会使用那种资源）后，对其存在确定的价值。这和将在本章后边讨论的价值的非效用来源具有部分重合之处。效用范式本身不包含内在价值的概念。但是，许多人确信生态系统具有内在价值。根据他们的确信程度，这会在一定程度上表现在他们对那些生态系统赋予的存在价值之中，因而包含于根据效用途径对其进行的总经济价值评估之中。在估算方面，这种价值最为困难，同时也最具争议。

经济价值评估方法

根据效用途径，目前已经提出了许多试图对不同生态系统服务的效益进行量化的方法（Hufschmidt et al. 1983；Braden and Kolstad 1991；Hanemann 1992；Freeman III 1993；Dixon et al. 1994）。如果需要评估的生态系统服务属于私有的市场商品，那么对生态系统服务进行经济价值评估的所有方法有一个共同的特征，即都是建立在福利经济学的理论与原则的基础之上的。这些福利变化的度量标准主要表现在人们对赔偿某一特定商品或者某一组商品的利用变化的支付意愿（WTP）或接受意愿（WTA）（Hanemann 1991；Shogren and Hayes 1997）。虽然人们通常认为支付意愿与接受意愿可以相互交换，但是它们在概念与经验依据方面却存在重要的差别。广义地讲，支付意愿适合用于受益人对提供服务的资源没有所有权，或者是服务水平正在得到提高的情况；而接受意愿适合用于受益人对提供服务的资源具有所有权，或者是服务水平正在下降的情况。实际上，接受意愿的估算结果往往会远远高于支付意愿。正是由于这一原因，人们通常是使用支付意愿这一更加保守的估算方式。

图 6.1 列出了通常用于估算各种服务的不同方法。对估算方法的选择取决于许多因素和条件。例如，当某一项生态系统服务属于私有物品而且可以在市场上进行交易时，在相对价格和其他经济因素既定的条件下，使用者可以通过他们的实际市场选择，表现出他们对这一物品的偏

好程度（与其他替代品或者辅助物品相比）。对于这类生态系统服务来讲，我们可以基于观测到的市场行为直接确定其需求曲线。但是，许多生态系统服务并不是私有物品或者不能进行市场交易，因而不能直接观测和估算它们的需求曲线。在这些情况下，我们必须使用其他方法来估算这些服务的价值。对于评估生态系统服务价值的各种方法，虽然不同的使用者和作者通常会对它们进行不同的分类，但是最终可以把这些分组与命名系统归为一种大的分类，即主要是根据估算方法是建立在观测行为的基础上，还是建立在假设行为的基础上这一原则对它们进行划分。

利用实际观测到的行为数据构建的标准价值评估途径又进一步划分为直接观测行为法和间接观测行为法（见专栏 6.1）。如果可以使用基于观测行为的估算方法，一般认为它比基于假设行为的方法更可取。

专栏 6.1 根据观测到的行为对经济服务进行价值评估

- 直接观测行为法。这些方法是根据观测到的生产者与消费者的行为进行价值估算。它们通常是利用市场价格进行估算，因而常常适用于那些私有化的和可以在有效市场上进行交易的生态系统服务。这种价值估算途径大多数情况下可适用于消费性使用的服务，往往是从生态系统收获服务产品，然后再拿到市场进行交易。
- 间接观测行为法。这类方法也是利用实际观测到的行为数据，但是这些数据不是正被讨论的生态系统服务方面的行为数据。在缺少关于某一特定服务的实际市场行为的情况下，这些方法是通过确定某一代理市场、并假设它与所要估算的生态系统服务价值具有直接关系，然后利用观测到的代理市场的实际行为进行价值估算。这类方法的例子包括内涵定价法（它是使用统计技术把付给某一服务的价格分解成该服务的每种属性的蕴涵价格，其中包括环境属性，例如对消遣场所的可达性或者清新空气）和旅行费用法（它是利用观测到的到达某一目的地的旅行费用来计算该目的地的需求函数）。这组方法还包括一些基于成本的方法（例如置换成本法，它是根据置换成本对服务进行价值评估的。例如，建立一个新的水处理工厂以置换由生态系统提供的净化水质服务），不过它们并没有严格地反映出对价值的福利（基于收益的）测算（它们的价值估算结果有时偏高，有时偏低。）

第二种价值评估途径是使用基于假设行为的经济价值估算方法。在这类方法中，它们是根据被调查者对一些直接问题（描述假设市场或者假设情况的问题）的回答结果推测有关服务的价值。这一组方法还可以划分为对支付意愿或接受意愿的直接假设估算法[例如意愿调查价值评估法（contingent valuation），根据这种方法，要求被调查者直接回答他们愿意为某些特定的收益支付多少钱]与间接假设估算法[例如条件层次顺序法或者选择表达法（contingent ranking or conjoint valuation），根据这种方法，它要求被调查者对不同类的物品进行等级排序]。

最后一种价值评估途径是成果参照法。其实，成果参照法本身并不是一种方法，而是指利用从某个情境中（通过任何方式）得到的估算结果来对另一不同情境中的价值进行计算。例如，旅游者在某个公园欣赏野生动植物时所得效益的估算值，这一结果有可能被用来估算在另一不同的公园观赏野生动植物所得到的效益。由于成果参照法常常会被不适当地使用，因而它在经济学文献中颇具争议。不过，研究人员似乎正在形成一种共识，即在某些特定条件下，成果参照法可以提供有效的和可靠的估算结果。这些条件包括，在得到估算结果的地点和需要应用估算结果的地点，被评估的产品或服务必须一致；同时受到影响的人群必须具有一致的特征。当然，如果希望这种参照具有实际意义的话，用来参照的原始结果其自身必须是可靠的。

近年来，以上这些途径都已经得到了广泛的使用，并且产生了大量的应用文献。这些评估技术可以而且已经被用于解决包括文化效益的价值评估在内的广泛的实际问题（Pagiola 1996；Navrud and Ready 2002）。一般来讲，与间接的估算方法相比，人们更偏好于使用直接的估算方法。但是，在任何的具体情况下，对价值评估技术的选择都将是由案例的具体特征和数据的获取条件决定的。

针对有些特殊问题的具体特征，目前已经提出了几种特定的评估技术。例如，旅行费用法的提出就是为了估算参观者从一些景点（例如保护区）中获取的效用。另一方面，生产率变动法则可以适用于相当广泛的问题。意愿调查价值评估法可以潜在地适用于所有问题，由于它只需要对问题进行适当的描述，同时由于它是建立在假设行为的基础之上的，本身不太可靠，而且容易出现滥用，因而目前使它得到了广泛的使用——或许使用的已经有点过分。数据的获取（Data availability）是一

个经常遇见的制约条件，它常常会限制对评估方法的选取。例如，由于内涵价格法（Hedonic price techniques）需要使用大量的数据，因而限制了它们的适用范围。

经济价值评估的实施

不管使用哪一种方法对服务进行价值评估，首先都必须拟定需要回答的问题。在与政策有关的大多数案例中，需要关注的问题是某一生态系统提供的服务组合和服务水平的变化。任何时候，根据生态系统的类型、状况（资源“存量”）、经营方式及其社会经济环境，每个生态系统都会提供特定的服务“流”。经营管理的变化（不管是消极变化，例如砍伐森林；或者是积极变化，例如采伐方式的改进）将会改变生态系统的状况，从而改变它可以产生的效益流量。但是，很少会出现所有生态系统服务都完全丧失的情况。例如，对于一个森林覆盖的流域来讲，在森林被采伐并转变为农业用地之后，它仍然会提供一组供给服务、调节服务、支持服务和文化服务，尽管具体服务的大小和组合都将发生变化。因此，对由于生态系统经营管理的特定改变而导致的服务价值变化进行评估时，通常与决策制定者和政策制定者的关系极大。如果某种变化确实导致了生态系统服务的完全丧失（例如，由于城市扩展或者修路而造成的生态系统转变），那么价值的变化就等于该生态系统提供的所有服务的总经济价值。（对于政策制定者来讲，正如对国民生产总值或者真实储蓄的测算可以提供与政策相关的经济状态信息一样，对某一特定生态系统提供的服务的总经济价值进行测算也可以为他们提供一种有用的经济指标。）

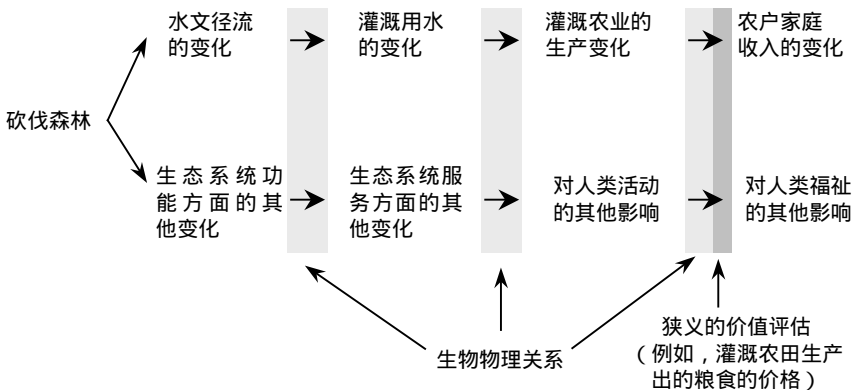
为了评估生态系统服务的价值变化，既可以直接估算价值的变化，也可以分别估算当前管理体制下和其他不同管理体制下生态系统服务的价值，然后对它们进行比较。如果某一特定服务的丧失是不可逆的，那么这一评估还要包含那一服务的选择价值的丧失。（此处，一个重要的说明是，正确的比较应该是在发生经营变化的生态系统和没有发生经营变化的生态系统之间进行。它不同于在生态系统发生经营变化之前和发生经营变化之后的比较，这是因为在经营管理发生变化的同时，许多其他因素通常也已经发生变化。）然而，通常会被问到的问题是，对某一生态系统使用某一种方式进行经营，其提供的综合服务的总价

值是否会高于或者低于使用另一种方式进行经营而提供的综合服务的总价值？

可以把各种收益的实际价值变化表示为每年收益流的价值变化（如果这些收益流相对稳定的话），或者表示为未来所有收益流的现值变化。后者在数值上等于生态系统的资本价值的变化，并且当未来的收益流可能发生较大变化时这种方法特别有用。（注意：生态系统的资本价值并不是独立于它所产生的收益流的价值而存在的，同时也不是它所产生的收益流的价值值的附加部分，由于资本价值是未来所有收益流的现值，因而它们二者是密切相联的。）

估算某一生态系统提供的收益流的价值变化，首先是估算收益的物质流的变化。图 6.2 表示的是某一假设案例中砍伐森林对森林生态系统提供的水文服务造成的影响。

图 6.2 对生态系统变化所造成的影响进行价值评估



来源：摘自文献 Pagiola et al. in press

在实际应用中，以上有关的大部分工作实际上是量化某些生物物理关系。在许多情况下，它需要对某一因果关系链进行追踪和量化。因此，如果是对由于森林砍伐导致的灌溉农田的产量变化进行价值评估，那么就需要估算森林砍伐对水文径流的影响，确定径流变化是怎样影响灌溉用水的，然后估算灌溉用水的变化又是怎样影响农业生产的。只有在这一因果关系链的最末端才发生了严格意义上的价值评估——给出了农业

生产变化的价值，在这个例子中，由于它是建立在观测到的作物价格和农业投入价格的基础之上的，因而可能相当简单。最后，估算森林砍伐导致的价值变化却需要对所有的影响进行加和。

显然，完成这类因果关系链的一系列工作需要不同学科的专家相互之间进行密切的合作——例如在上边的例子中，它需要林务员、水文学家、水文工程师、农学家和经济学家之间的合作。价值评估工作中的一个共同问题是往往只能得到整个关系链中某些环节上的信息，同时这些信息的单位通常又不一致。通过帮助各类有关的学科更加清楚地了解价值评估中的信息需求，确保他们的工作可以与其他学科的工作相互结合，实现对这类问题的全面评估，在这些方面 MA 可以做出重大的贡献。

在对各类分析方法进行综合使用时，我们需要警惕可能会出现的一些意想不到的困难。对于某些类型的价值来讲，由于缺乏数据，或者是由于难以从现有数据中提取出想要的信息，结果导致使用现有的任何技术可能都无法估算它们的价值，这一情况是不可避免的。从这种意义上讲，价值的估算结果将会偏低。与此相反，还有一个相对的危险是有些收益（即使进行了准确的估算）可能会被重复计算。

根据需要，我们可以从整个社会的角度进行分析（“社会”分析），也可以从社会内部单个群体的角度进行分析（“私营”分析）。针对某一特定群体的分析通常需要侧重于生态系统提供的某一部分收益，这是因为该群体可能只会收到某些特定的收益，而不是另外一些收益。（例如，生活在生态系统内某一地理位置的群体通常是得到大多数的直接使用效益，但是很少得到间接使用效益。然而，对于下游的用户来讲，情况却正好相反。）此外，通常还需要对那一群体的具体价值需求进行估算，例如，对于增加的用水来讲，根据它是用于人类消费还是用于灌溉，二者将会产生不同的价值。这种分析因而可以使影响分布和公平问题，以及对整个社会的所有福利的影响得以考虑；这类分解也有助于了解特定群体在制定他们的生态系统管理决策时面对的各种激励因素。如果从社会的角度进行考察，我们发现对许多生态系统的管理是不适当的，这正是由于大多数群体在制定他们的管理决策时仅仅注意到了生态系统提供的部分收益造成的。

同样，估算管理变化对未来收益流的影响，可以使得我们把代际问

题纳入决策范围。这方面的大部分工作也是预测未来物质流的变化，真正狭义上的价值评估仅是整个工作的一小部分。预测未来后代将赋予某一服务的价值大小显然是困难的。技术、文化及其他方面的变化可能会导致某一服务的当前价值未来不是上升就是下降。通常情况下，对此所能使用的最好办法就是简单地假设当前的价值将保持不变。如果变化趋势显示价值将会发生某一特定的变化，那么我们就可以轻易地把这一变化包含到分析当中。但是，众所周知这类预测是不可靠的。

非效用价值

从许多伦理、宗教及文化观点的角度进行考察，生态系统即使对人类福祉没有直接的贡献，它们也仍然具有价值。有些生态系统对于人们作为一个独特社会或者独特文化的认同是极其重要的。因此，对于估算那些社会和文化的集体福祉（collective welfare）的变化来讲，保护这些生态系统的健康状况可能是必不可少的重要条件。此外，社会或文化的以生态为中心的哲学与伦理观点在一定程度上认可非人类物种和生态系统具有内在价值，因而社会文化价值也可以超出对人类福祉的考量。

社会文化价值

对于许多人来讲，生态系统与他们心中根深蒂固的历史、民族、伦理、宗教及精神价值是密切相关的。例如，某一特定的山脉、森林或者流域可能就是他们过去某一重要事件的发生场所，某一神灵的圣地或殿堂，某一重大道德变革的发源地，或者是民族观念的化身。这就是 MA 中认可的生态系统的文化服务所具有的某些价值。在某种程度上，可以通过价值评估的效用方法对它们进行估算。但是，在某种程度上有些生态系统对于某一人群的真实认同却是必不可少的，因而使用效用方法并不能估算出这类生态系统的全部价值。

这些价值处于效用价值范式和内在价值范式之间。为此，我们可以运用诸如参与式评估（Campbell and Luckert 2002）或者是群组价值评估（Jacobs 1997；Wilson and Howarth 2002）等技术对它们的价值大小进行估算。这组不断进化的评估技术是建立在这样一个假设的基础之上的，即对生态产品与服务的价值评估应该是由公开的公众审议过程产生的，而不是对分别估算的个体偏好进行聚合。根据这一途径，通常是把各小

组的公民召集到一起开一个中等规模的讨论会，对生态系统产品与服务的经济价值进行审议（Wilson and Howarth 2002）。其最终结果是形成一种审议式的或“群组”式的意愿调查价值评估（CV）程序（Jacobs 1997；Sagoff 1998）。使用群组式的意愿调查价值评估，它的明确目标是得到正被讨论的生态产品或服务的经济价值。该价值评估方法的操作非常类似于传统的 CV 调查（都是利用假设情景和支付手段），但是其中关键的不同之处在于，它的价值诱探过程（value elicitation）不是通过私人的询问，而是通过群组讨论形成共识。

内在价值范式

尽管在许多宗教与文化当中认为自然界具有内在价值这一观念是大家所熟悉的，但是，在现代的理性选择理论和经济价值评估当中人们对它却并不了解。不过，在评估人类自身及其各个方面的内在价值时，分析人士确实拥有一个完善而又熟知的度量体系。于是，我们可以把这种价值评估方法及其度量体系扩展至包括生态系统在内的一些非人类的自然实体。

生态系统具有内在价值这一观念是建立在许多观点的基础之上的。内在价值是一个基本而又普通的概念，它是建立在许多不同的文化世界观和宗教世界观的基础之上的。其中，包括北美洲和南美洲、非洲及澳洲的本土文化世界观，以及欧洲、中东及亚洲的主要宗教传统。

在犹太-基督-伊斯兰的宗教传统中，它们宣称人类是按照上帝的形象创造出来的。根据这一原则，它们认为人类具有一定的内在价值。此外，《圣经》还声称上帝创造了各种动物和植物，并且宣称上帝创造的事物都是“好的”。有些评论人士认为，既然上帝在造物的过程中给予了他们内在价值，因而根据上帝的法令，动物和植物以及自然界中也被上帝宣称为好的事物都具有内在价值。（Barr 1972；Zaidi 1981；Ehrenfeld and Eently 1985）

在美国印第安人的一些文化世界观中，他们认为动物、植物及自然界的其他事物都具有亲缘关系，出生于共同的母亲大地和父亲天空（Hughes 1983）。因而它们和其亲戚（人类）具有相同的价值：内在价值——如果没有这一名义，那么至少应该具有实际的效果。你不可能以任何价格出售你的母亲，即使做一个关于母亲的经济价值评估假设也是

不行的。因此，美国印第安人的有些老者认为既不能出售母亲大地——也就是说，他们的部落土地——甚至也不能通过开展对部落土地的经济价值评估，进而损害大地的内在价值（Gill 1987）。

在其他的宗教世界观中，支持自然界具有内在价值这一观念的例子也很多。印度教信仰的基础是所有生命在本质上的统一，婆罗门是自然界所有事物的核心。婆罗门在自然界所有事物中的存在是印度教中内在价值的基础（Deutch 1970）。与这一观念密切相关的道德戒律是不杀生（*ahimsa*）、无伤害，这一戒律被扩展到了自然界中的所有生命。不杀生这一戒律也是耆那教中环境伦理的主要内容（Chapple 1986）。同样，佛教也把不杀生纳入了它的重要道德戒律之中（Chapple 1986）。此外，佛教的另一主要观念是通过消灭欲望来减少苦难。没了欲望，自然界就不会再被人类看做是满足各种欲望或者偏好的资源库（Kalupahana 1985）。因此，修行高深的佛教徒才能领悟到自然界内在价值的真谛。

道教作为中国的一个主要哲学与宗教传统，它是把自然界的道或路（*Tao* or *Way*）作为人类的行动规范。道教认为各种人文经济只是自然界的经济的一个组成部分。在日本的道教传统中，上帝（*kami*）与自然界的许多特征具有密切的联系（Odin 1991）。由于上帝具有高于人类的尊严，因而认为与上帝相关的自然界的各种特征也具有内在价值。在澳大利亚人的土著神话中，对开天辟地时期有过这样的描述，它认为土地景观的各种特征都是图腾祖先履行“地球化”（“terraforming”）契约的地方。这类地方是神圣的，并且本质上具有内在价值。

在非西方的宗教与文化世界观中，这些仅是内在价值存在的几个基础（要想了解全面的概述，见文献 Callicott 1994）。对决策者来讲，对这些以生态系统为导向的实际价值（指受对生态系统具有导向作用的政策和决策影响的那些价值）——内在价值、社会文化价值、生态价值及效用价值——进行经验评估是十分重要的。

在西方文化中，效用主义和康德哲学是两大主要的现代世俗伦理传统。根据古典的效用主义，总的“幸福”（被理解为快乐远远超过痛苦）是公认的社会政策目标。当代的经济学就是起源于效用主义，因而把“偏好的满足”作为理性选择的目标（Sen 1987）。如果相应地把总的偏好满足作为社会政策的目标，那么为了这一目标的最大化，有时可能就会牺牲少数个人的利益（Rawls 1971）。但是，通过对个人权利（最基本

的生存权、自由权和财产权)的维护,激进效用主义的这种潜在的不公平行为遭到了遏制。

目前,生态系统服务的经济价值评估已经遭到了不同评论人士的各种批评(e.g., Bromley 1990; Costanza 2000; Heal 2000a; Heal 2000b; Ludwig 2000; Pritchard et al. 2000)。此外,把所有价值都归纳为偏好这一做法也已经引起了争论(Sagoff 1988)。虽然相对于香草冰淇淋,有人可能偏好巧克力,但是,如果说对于一个社会,人们都不喜欢举行格斗表演(gladiator shows),或者不喜欢拥有奴隶等;或者,如果说对于某一个人,他(她)只喜欢诚实而不是不忠,或者喜欢正义而不是变节,那么有些人则会认为这些说法有点贬低人类生命及人类自由的内在价值。

反效用主义观念认为偏好与价值之间存在一定的差异,而且对个人权利的考虑将会妨碍对总体效用的计算,对此康德做过明确而强烈的表述。他写道,“任何事物不是有价的(a price)就是尊贵的(a dignity)。任何有价的事物都可以被与它等价的另一事物所取代;另一方面,任何超越所有价格,因而不存在等价之物的事物就是尊贵的。但是,那些自成体系,本身就是一个最终目标的事物却不具有纯粹的相对价值(例如,价格),而具有内在价值(例如,尊贵)”(Kant 1959 [1785]: 53, 斜体字是原文部分)。

目前,建立在人类的尊贵与内在价值基础之上的各种人权,已经在传统上被用于遏制计算总效用时出现的不当行为和潜在的不公平现象,因而许多非人类中心论的伦理理论家已经大致接受了内在价值范式。他们首次把内在价值的含义扩展至了各种非人类的动物身上(Regan 1983)。有些人试图对这一论点做进一步推导,认为所有的生物都拥有它们自己的利益、财产、物质目标、发展及满足感,因而它们都应该被赋予内在价值(Taylor 1986)。在Aldo Leopold(1949)的创造性工作的基础上,有些人认为生物组织的所有层次(物种、生物群落、生态系统)也都具有内在价值(Callicott 1989; Rolston III 1994)。总之,不管是基于什么理由,目前已经认为自然界的各个方面(基因、生物体、种群、物种、重要的进化单元、生物群落及生态系统)以及整个自然界(生物圈)都具有内在价值。

人们规定的各实体具有内在价值的基本条件可能会限制具有内在价

值的实体类型。例如，如果理性是某事物具有内在价值所必需的特征，那么只有理性生物（实际上，只有人类）才被认为具有内在价值。非人类中心论的理论家们是把“具有利益”（“having interests”）作为赋予某物内在价值的标准，从而把内在价值限定于个体生物。在传统的犹太-基督思想中，他们认为内在价值应该是建立在根据上帝的形象创造的这一特征之上的，实际上也是把内在价值限定在了人类自身的范围。根据澳大利亚土著神话中开天辟地时期的世界观，尽管景观层次的特征具有内在价值，但是个体的植物和动物通常是不具有内在价值的（除非是与某人特有的图腾精神有关的）。Aldo Leopold（1949）认为值得人类“爱护和尊敬”的事物才具有内在价值。虽然理论上讲，有人可能从不爱护和尊敬任何事物，但是 Leopold 认为且不说别的事物，“生物群落”就受到了人类的爱护和尊敬。

行政度量体系与市场度量体系的相互作用

对应于利用市场或其代理对经济价值进行估算，在一些民主社会中，国会或立法机构是认定内在价值的现代社会机构（Sagoff 1988）。在另外一些社会中，君主权力对内在价值具有认定作用，但是这种方式在反映公民的真实价值观念方面不如议会或立法机构的法案和规章准确。评估内在价值的度量体系，是根据违反禁止某一市场的法律，或以其他方式损害某个已被公认为具有内在价值的事物所造成的社会和法律后果的严重程度而定的。西方社会长期受犹太教-基督教世界观以及康德道德哲学的影响，他们认为最具有内在价值的事物是人的生命。因此，谋害人的生命被认定为是对内在价值的最严重的破坏。

每一种价值（效用价值、生态价值、社会文化价值及内在价值）都存在于一个共同的，但并非总是公平的竞争环境中。因此，各种价值之间存在各种方式的交叉和相互影响。对于某个事物的内在价值来讲，为了强调它是尊贵的，因而不应该使用价格去衡量，所以它在社会上得到认可并且在法律上被制度化的一个共同结果就是导致它离开开放市场。最清楚和最明显的例子就是人类自身。在大多数的现代社会中，不存在合法的人口市场，不存在开放的奴隶市场。随着人类器官移植的出现，有些社会也已经宣布不应该存在合法的人类器官市场，因而这些做法暗含了对其内在价值的认定。

对于那些已经得到人们充分认可，并在评估内在价值的行政度量体系中包含了某种信号的尊贵事物（entities）来讲，通常会出现其非法交易市场。根据那种信号（例如，对那种事物进行定价和非法交易所产生的社会与法律后果）的强度，这类事物的供应会相应地出现一定程度的下降，而价格则出现一定程度的上涨。因此，评估事物的内在价值的行政度量体系对市场体系的这一影响类似于特许权税或关税对市场体系的影响。

有些事物可能既是尊贵的又是有价的——例如，人类的劳动力。对于这些既具有效用又具有内在价值的事物来讲，通过保证它们的正当价格以及其他措施，社会可能会对其公认的内在价值进行保护。在那些已经通过法律的形式提供了这种保护的社会中，这种保护可能就是制定最低工资法、法律规定的健康保险及退休福利的伦理基础。通过制定保护工人的健康与安全的有关法规，社会还可以限制对人类劳动力的使用。

目前，承认有些事物[例如，濒危物种、更加一般意义上的生物多样性及生态系统（例如湿地）]具有内在价值的各种法规已经形成了一定的监管环境，并且市场力量正在对其产生响应。一种保护“信用”的法律市场（legal market）正在形成。例如，红顶啄木鸟是一种“列出的”受美国濒危物种法案（ESA）[归美国渔业和野生动物服务局管理（FWS）]保护的物种（a “listed” species）。根据美国国际纸业公司（IP）与渔业和野生动物服务局之间的一项协议，允许纸业公司在其南方几个州的地产上划出某处地方加强对红顶啄木鸟对的饲养，并把该地方作为濒危物种的栖息地进行集约管理。根据协议的规定，随着物种的恢复，当饲养对的数量超过某一特定的种群阈值时，它允许国际纸业公司收获空地上的木材和向红顶啄木鸟栖息地的其他所有者出售信用（U.S. Fish and Wildlife Service 1999）。同样，当某一公司希望能把某一湿地转变为购物商场时，它将面临禁止破坏湿地的制度约束。但是，通过向远方某一拥有同等湿地的土地所有者购买愿意保护其湿地的信用，它即可实现遵守那些有关制度的限制条件（Fernandez 1999）。因此，这为湿地所有者保护其湿地提供了一种市场激励机制。

内在价值的行政度量体系对其市场度量体系的另一影响是，把提供证据的责任由对被社会认可并经法律批准的具有内在价值的事物的保护方转向了对该事物的商业开发利用方。在美国，关于研究胚胎干细胞的

争论就是这方面的一个案例。有些人认为（在政治上具有未能确定的胜利），作为人类的缩影，人类干细胞被认为是尊贵的事物，因而不能被医药行业用于商业开发。为了驳倒这一论点，医药行业及其科学团体必须成功地辩驳，人类干细胞研究产生的总效用将非常巨大，保证能够超过被公认的人类这方面的尊贵（Orkin and Morrison 2002）。

仅仅因为某一事物具有公众认可的内在价值，并不表示它的价值就是绝对的或者神圣的。为了获得其他价值，即使是人类也是可以被“转化的”。例如，为了国家层面的民族利益或者甚至是总的经济福祉，士兵通常就是处于被伤害的情形之中。在这些情况下，人类的内在价值就是为了其他价值而牺牲的。但是，如果内在价值与效用价值属于零和冲突（zero-sum conflict）的话，那么提供证据的责任就要由提倡效用价值的一方负责了。

关于立法机构对自然界某些特征的内在价值的赋予（效用标准和内在价值标准的交汇），这方面最引人注目的相关案例是 1973 年颁布的美国濒危物种法案（ESA）。在对列出的濒危物种赋予绝对的法律保护的同时，该法案实际上给予了它们在强度上相当于个人生命的尊贵。正如已经指出的那样，即使是人类的生命，这样的尊贵也是可以合法地剥夺的，但是提供证据的责任要由实施剥夺的一方来负责。1978 年濒危物种法案经过修订，成立了一个内阁层次的濒危物种委员会（Cabinet-level Endangered Species Committee），由它负责判决保护某一系列出的濒危物种的机会成本（根据市场度量体系进行估算）是否达到足以正当地剥夺它的尊贵（根据行政度量体系进行估算）的程度。

内在价值的行政度量体系和效用价值的市场（及其代理）度量体系之间的这种相互作用，在一定程度上类似于被称做最低安全标准（SMS）的经济价值评估。运用 SMS 方法对生态系统服务进行经济价值评估这一途径，实际上相当于从社会角度认识它们的内在价值并使用法律对它们进行保护。效益-成本分析法是通过处理每一案例，进而积累保护效益与成本的有关证据，但 SMS 途径却是首先假设维护任何生态系统的健康功能都是具有积极意义的（把经济价值、生态价值、社会文化价值及内在价值合在一起）。经验上的经济问题是，满足 SMS 的机会成本是多大？SMS 的决策规则是，除非维护生态系统的机会成本高的无法承受，否则的话都要维护生态系统。因而，提供证据的责任被推给了反对

实施 SMS 的一方 (Randall 1998)。

机会成本必须达到哪一数量阈值才能保证脱离最低安全标准的限制？目前，这还是一个没有解决的经验问题。在实践中，这类阈值是根据行政度量标准设定的。对于维护生态系统健康的最低安全标准来讲，脱离其限制的经济阈值在一定程度上将取决于它的倡导者对投票人的说服情况，这包括生态系统是尊贵的事物（未必可以对其进行代替，但是它也是可以使用价格进行估算的），除非保护它的机会成本高的无法承受，否则的话，它们就应该得到保护。究竟机会成本多高才算足够高？这一问题在一定程度上将取决于保护生态系统的法规的效力。但是，在这种情况下，内在价值（根据行政度量体系进行评估）却会被各种生态系统服务的大量效用价值（它们在心理-精神方面的效用价值；它们的选择价值、遗产价值及存在效用价值；以及它们的生态价值和社会文化价值）所放大。

结论

人类社会面对着如何管理生态系统的重要选择，这些选择将会影响生态系统的状况及其提供的各种服务，因而最终影响人类的福祉状况。如何决策将取决于每一社会认可的价值体系、它们可以使用的概念工具和方法以及现有信息。为了制定适当的选择，除了其他条件，还需要掌握可靠的信息以便了解生态系统的真实状况与变化趋势，以及了解各种不同的活动方式在经济、政治、社会及文化方面产生的影响。

MA 将为决策者提供有关信息，帮助他们制定适当的生态系统管理决策。这些决策将对人类福祉产生什么样的影响？这是我们特别关注的问题。在有些情况下，可以使用指标对这些影响（例如，对人类健康的影响）进行评估。但是，如果存在多种影响，同时人类福祉受到许多不同方式的影响，那么这种单维指标（unidimensional indicators）就不能满足评估的需要了。在这些情况下，经济价值评估将为我们提供一种重要的评估手段，因为通过经济价值评估可以对不同的影响进行比较和聚合。

当然，生态系统的重要性不只在于它们对人类福祉的作用。为了制定适当的管理决策，我们还必须考虑价值的非效用来源。

7 分析方法

执行概要

- 为了实现千年生态系统评估（MA）的目标，我们将要使用的总体分析方法包括 9 项主要任务：确定和划分生态系统及其服务的类型；找出人类社会与生态系统服务之间的联系；确定导致变化的直接驱动力和间接驱动力；选取表征生态系统状况、服务、人类福祉及驱动力的指标；评估生态系统、服务及驱动力的历史变化趋势与当前状况；评估服务变化对人类福祉的影响；构建生态系统、服务及驱动力的变化情景；评估应对生态系统变化与人类福祉的对策；分析和表达评估结果的不确定性。
- MA 的开展将依靠 5 类主要的数据与指标：核心数据集（由 MA 的所有工作组共享）、用于编写评估报告的数据资料与指标（密切针对单个的分析）、用于编写概要和综合报告的指标（一小组明确的、与政策有关的指标）、新数据集（在 MA 开展的过程中为延续利用构建的数据集）及元数据（记录所有这些数据集的文档资料）。
- 尽管新的天气数据集（synoptic data sets）（例如，遥感数据）使得我们可以开展更加综合的全球评估，但是它们仍然存在有待解决的缺陷。这些缺陷包括数据涵盖的时空范围不完整和时空尺度不一致，各类数据的定义存在矛盾，以及数据的生态、地理与行政边界不匹配。当 MA 采取措施来保证评估中所用数据的质量时，将会着手处理以上的某些数据缺陷。为了保证数据的质量，我们可以采取各种措施，例如建立数据档案、资助 MA 的数据集建设或者使用科学文献中的数据。
- 模型在 MA 中将会发挥整合作用，同时将会补充数据的收集与分析。我们将使用模型模拟的手段来分析不同过程之间的相互作用，填补数据空白，确定优先收集数据的区域，以及综合现有的观测数

据制定适当的指标。

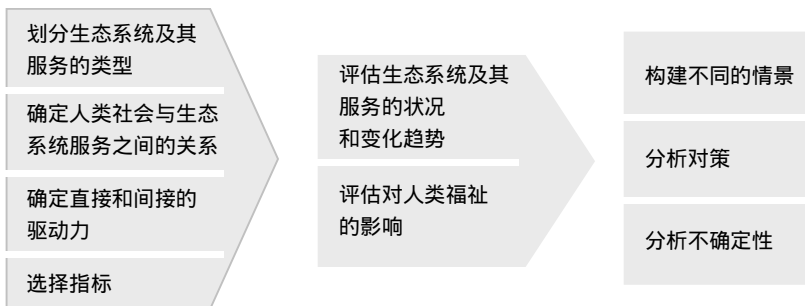
- MA 将构建 4 个或者 5 个关于生态系统、服务及驱动力的中长期变化的情景。这些情景将具有明确的生态视角，将探究生态突变（ecological surprises）和跨尺度生态反馈等问题。它们的构建将以现有的全球情景中包含的社会与经济信息为基础。
- 科学家必须尽一切努力对重要结果的确定性进行评估。因此，他们必须区分和告知哪些结果是可靠的（robust），哪些是已经部分理解的，哪些是不确定的或者甚至是推测的（speculative）。通常，对于来自评估的所有方面的不确定性，都应该使用一致的和透明的方式进行报道。

引言

为了实现千年生态系统评估（MA）的目标，我们使用的分析方法必须适合于和 MA 有关的许多学科及 MA 的概念框架，以便综合分析关于生态系统变化对人类福祉的影响的知识现状。信息的管理、分析和解释是评估中的关键问题，这是因为它们和保持评估的高科学水准有关，同时它们可以促进对 MA 的评估结果的获取和使用。此外，为了提供对世界各类生态系统的综合性全球评估的科学记录，进行有效的信息管理也是一项至关重要的必要条件。

MA 的分析方法包括 9 项主要任务（见图 7.1）。需要指出的是，图 7.1 中的几个箭头是为了强调许多任务将是同时而不是依次开展的，但是信息将会通过有些环节在不同任务之间进行彼此流通。

图 7.1 千年生态系统评估的分析方法及其主要任务



- 确定和划分生态系统及其服务的类型。为了便于评估复杂的生态系统，MA 将把它们划分为有限的几种类型，以此作为评估它们提供的服务的基础。其中，生态系统服务已被确定和划分为以下几种功能类群：供给服务、调节服务、文化服务和支持服务（见第 2 章）。
- 找出服务与人类社会之间的联系。这里指的是人类社会与它们使用或者获取收益的特定生态系统服务之间的联系。这项任务包括界定受各种服务影响的人类福祉的组成要素（例如健康、生计、文化及公平），以及由此影响生态系统及各种服务的供应状况的人类活动（例如人口增长、消费及政府管治）（见第 3 章）。
- 确定直接驱动力和间接驱动力。在这项任务中，我们草拟了一份导致生态系统及其服务的状态发生变化的直接与间接驱动力清单。间接驱动力和直接驱动力不但影响生态系统及其服务，而且它们之间也相互影响。例如，人口变化（一种间接驱动力）不但可以通过土地利用变化（一种直接驱动力）对生态系统产生影响，而且还可以对其他间接驱动力产生影响，例如社会价值与社会制度（见第 4 章）。
- 选取表征生态系统状况、服务、人类福祉及驱动力的指标。这项任务是选取一组指标对生态系统的状态、生态系统服务、人类福祉及驱动力进行评估。例如，如果生态系统服务是食物供给的话，那么表征生态系统状态的一个潜在指标将是垦殖面积；表征服务的指标将是食物产量；表征人类福祉的指标将是营养不良的人口比率；表征驱动力的指标将是人口增长。接着，我们将对这些指标进行量化或者使用其他方式对它们进行评价以供其他分析任务使用（见第 2、第 3 和第 4 章）。
- 评估生态系统及其服务和驱动力的历史变化趋势和现状。对生态系统及其服务的现状的评估是通过收集和分析与选取的指标有关的数据进行的。关于如何具体分析这些数据，虽然目前还没有完全确定，但是在第 2 章已经讨论了其中的某些事项。由于生态系统是动态变化的，因而需要解决的一个重要问题是理解“现状”的含义。有些情况下，它是指收集的最新数据，但是对于大多数的生态系统来讲，却必须考虑年际变率，并且可能还要考虑年代际变率。（例如，由于具有强烈的年际变率，因此专指某一特定年份的淡水可利用量是

没有用的。)

- 评估对人类福祉的影响。由于涉及信息的转换，主要是从自然科学（例如，淡水状况、土壤状况和森林状况）转换为与社会有关的变量（例如，健康、生计、财富和安全），评估对人类福祉的影响是 MA 中最具挑战的任务之一。挑战之一是某一给定的服务可能会影响人类福祉的好几种要素。挑战之二在于阐明各种服务之间可能存在的利弊得失。最后，服务效益在不同社会群体之间的分配将是一个需要认真考虑的问题。
- 情景构建。MA 不但关注生态系统的历史变化、现状及未来的短期变化趋势，而且关注它们未来的中长期变化趋势。这类信息是预测生态系统的临界变化和制定应对策略所必需的。这项任务的目的是确定生态系统、服务及驱动力的未来可能变化特征或者“情景”。
- 评估可能采取的应对措施。这项任务是防止生态系统服务退化或者恢复已经丧失的服务确定多项合理的“对策”。它包括评估以往对策的成功经验，并为设计必需的政策制定指导原则。此处确定的应对策略与情景中使用的那些策略需要保持一致。
- 分析和表达不确定性。由于 MA 关注的是一个全新的和快速变化的知识体系，显然，许多结果将会具有一定的不确定性。因此，通过明确而又一致的方式评估和表达不确定性水平是 MA 的一个中心任务。

虽然这 9 项任务和图 7.1 与任何特定的空间和时间尺度无关。但是，开展于亚全球尺度上的评估却可能需要对这些任务进行某些细化。例如，在某一亚全球评估中，对生态系统类型的选取必须考虑这一区域独特的环境条件，例如它包括的生物地理地带。另一个例子是对间接驱动力和直接驱动力的选取，它应该反映与评估相对应的时间尺度和空间尺度，同时还需要考虑可能存在的来自外部的全球驱动力。一般而言，为了满足每一亚全球评估的特定需求，它们将会对以上描述的 MA 的 9 项任务进行适当的调整。

在全球尺度上，MA 把这 9 项任务在其 3 个工作组之间进行了分配。状况与趋势工作组负责前 6 项任务，情景工作组在此基础上负责第 7 项任务，而对策工作组在前面所有工作的基础上负责第 8 项任务。最后，所有这 3 个工作组都要围绕不确定性这一中心问题进行分析和表述，并

把不确定性纳入到决策制定当中。

在时间方面，MA 的不同工作组也分别侧重于不同的时间段。状况与趋势工作组将评估生态系统的当前状况及历史变化趋势，通常是指过去 40 年的时间范围。同时，这一工作组还将考虑可持续发展的问题，预估未来生态系统、生态系统服务及有关的人类福祉的短期变化（通常是指未来 10 年的时间范围）。情景工作组将考虑未来 25、50 甚至 100 年的可能变化趋势。对策工作组将对过去与当前对策的成功经验进行评估，并利用这些评估结果对未来可以采取的对策进行评价。

关于这 9 项任务的概念问题，前面章节已经进行了深入的讨论；关于完成这些任务的具体方法，将会在各工作组的报告中进行更好的阐述与应用。本章后面的内容将对 MA 的分析方法中几个重要的跨领域议题进行阐述。它们分别是：

- 数据；
- 分析与报写报告时使用的单位；
- 模型模拟；
- 情景；
- 尺度与不确定性。

数据

显然，对世界生态系统及其服务的全球评估需要使用大量的数据。在 MA 的小组（sub-group）报告《核心数据集与指标》中，这些需求已经被归纳为以下 5 大类别：

- 核心数据集。核心数据集是指 MA 中那些具有广泛的潜在应用可能的数据集。例如，它们可能涵盖土地利用、土地覆被、淡水资源、海洋资源、人口与基础设施等方面。建立供 MA 的所有工作组与科学家共同使用的公共核心数据集，将会最大程度地保证各类分析之间的一致性。通常情况下，MA 将通过在线数据文档的方式确保所有参与人员能够及时访问这类核心数据集。核心数据集的数据可能是已经现有的数据或者是为某一评估专门生产的数据。
- 用于编写评估报告的数据资料与指标。MA 的所有章节必然会广泛使用已经出版的数据资料和指标。此外，为了满足它们的特定需求，

有些章节可能会提出一些新的指标，可能会基于已经被认可的核心数据集对现有的指标进行重新计算（例如，基于最新的海洋生态系统分类重新计算渔业生产的度量指标），或者可能会把在某一特定区域提出的指标扩展至全球尺度。

- 用于编写概要和综合报告的指标。与 MA 的完整报告中使用的众多指标相比，在其提供给决策者的概要或者综合报告中则可能只使用少数的几个指标。这些关键的指标（可能 10~15 个）将要么是从以上的众多指标中选取出来的，要么是通过综合几个其他指标而得到的混合指标。这些指标将肩负向决策者传达 MA 的核心结果的重担。它们一般必须和决策者高度相关，容易理解并且能够有效地表达关于生态系统变化对人类福祉影响的最终结果。这些指标对于科学界之外的社会各界认识 MA，以及对于 MA 在科学界之外的影响均起着十分关键的作用，鉴于它们的重要性，我们将明确地确定需要哪些具体的指标，并有针对性地构建这些指标。
- 新的数据集。MA 的开展可能会激励新的数据集的生产，这些新的数据集虽然对于 MA 自身来讲（可能是因为它们时相或者它们的分辨率问题）用处可能不大，但是对于其他的机构来讲它们却可能具有重要价值。例如，这些数据集将有助于加强机构的能力建设，以便他们开展自己的区域、国家或者亚全球生态系统及其服务综合评估。例如，美国已经承诺向 MA 提供 2000 年完整的全球 Landsat 7 陆地覆被数据。尽管 MA 不可能及时得到所有的这些数据，但是它们将确保任何有兴趣开展细粒度土地覆被变化分析的国家或机构能够以较低的成本获得与地理相关的 Landsat 数据。
- 元数据。为了科学目的与技术目的，对 MA 中使用的数据建立文档（所谓的元数据）同时保证这些文档能够被广泛获取，这是非常重要的。这一需求在一定程度上是出自科学的责任感，以便确保评估工作做到公开透明、可以追踪和可以重复。但是，由于全球评估所使用的数据范围广而且类型多，因而对元数据的需求也包含有数据管理方面的原因（例如，收集充分的信息来定义数据的来源和评估它的可靠性）。使用后台软件（例如，地理信息系统）和网页浏览器利用标准化的元数据描述来组织和查找信息，目前正变得日益普遍。元数据的标准应该包括数据描述字段的编码和格式，原始数

据的粒度和幅度，以及选取适当的查寻关键词。

为了便于访问核心数据集及元数据，MA 将建立一个数据档案。在今后的几年中，该档案将会接受计算机的维护，同时具有方便地进行大型数据集的存储和转换所要求的适当的技术特征。

数据使用方面的挑战

最近，与 MA 的工作有关的不同地理区域的数据集已经日益增多。它们主要是描述生态系统的地理位置、幅度和状况，以及生态系统服务的供给状况，而很少涉及驱动力与生态系统服务之间的关系或者生态系统服务与人类福祉之间的关系。这些数据当中，有些是基于遥感及其他相对较新的技术得到的，而有些则是来自于新领域的某些研究计划。与假设在 10~15 年之前开展生态系统评估相比，这些数据集的获取使得 MA 可以开展更加精确、更加全面，并且具有全球一致性的评估。

但是，在有效地使用这些数据方面，MA 仍然面临几个难题。首先，数据的地域覆盖不完整，而且通常是由许多不同的研究人员收集得到的，有时他们使用的方法并不一致。第二，数据的空间尺度和时间周期通常不一致，通常使用明显不同的定义和描述方法，并且很少具有充分的数据文档（特别是在数据集和数据模型的精度描述及可靠性描述方面更是如此。）第三，事实上，对于世界生态系统的许多重要方面，简直没有可以利用的被广泛认可的数据集。例如，来自不同的全球数据源（不同的遥感手段和地面标定技术）的土地覆被数据通常是提供相互矛盾的信息，它们当中没有能够和国家的土地利用统计数据相匹配的，而且到目前为止还从未生产出全球土地覆被方面的时间序列数据。

或许最大的挑战在于，MA 的目标是实现全球尺度的综合评估，但是在地理时空幅度，以及分辨率、分类方法和经济部门的数据方面，可以利用的有关数据的质量总是良莠不齐。（例如，作物数据的质量一般优于渔业或者畜牧业的数据，反过来，渔业或者畜牧业的数据可能又优于薪材或生物多样性的统计数据。）不幸的是，从地理的角度进行观察，我们发现数据的完整性和可靠性通常是和生态系统的变化速度以及人类福祉的水平高低成反比关系。

在比较富裕的国家，诸如物种分布格局、森林砍伐速度、入侵植物分布、人口变化趋势及经济指标这些方面的数据通常比较容易获取，可

靠性较强，而且具有较高的时空分辨率。例如，美国几乎所有县的作物面积（可靠的）估算数据都可以从互联网上免费下载，但是对于某些比较贫穷的国家来讲，由于统计部门缺乏充足的资金支持，有时要想得到其某一州或省份（比较粗的空间单元）的任何可靠数据都很困难。在更小的地理尺度上，有关物种分布、作物产量及资源退化等方面的许多信息都是从最容易到达的一些地区收集的，例如靠近道路、研究台站及其他人口聚集的地区等。因此，MA 必须认真考虑这些数据在所有尺度上的偏差，同时可能需要针对某些数据资料充足的地区开展许多区域和亚区域尺度上的案例研究。

另外一类偏误是由科学家在收集数据方面的倾向造成的，他们趋向于收集诸如鸟类、哺乳动物类、蝶类及乔木树种等这些“普通”类别的有关数据，而不是对所有类别的比较均衡的涵盖（尽管在这些普通类别的数据涵盖方面仍可能存在地理上的偏误）。实际上，从生态系统服务的角度讲，这些普通的类别可能不如蜜蜂、微生物、真菌及水生植物等这些被忽视了的类群重要。我们通常不但缺乏对微生物及其他此类类群在空间分布方面的了解，而且对其在生态系统功能与服务方面所起的生态作用也缺乏很好的数据材料。因此，MA 可能需要恰当地选取一些指示物种作为代理和例证来集中开展一些案例研究。

此外，其他方面的偏误也对收集到的生态系统数据类型具有影响。例如，由于有些类型的数据比另外一些类型的数据更加容易测量（例如，即使非点源排放也可能对水质状况具有巨大的影响，但是，在大多数的流域中往往是废水的点源排放具有更好的数据材料），或者由于它们对人类福利具有更为直接的影响（例如，与较小的灾难情况相比，我们拥有的更多的数据资料往往是关于河流在干旱和洪水时期对社会所造成的影响），因而这些类型的数据往往更加齐全。

收集时段的差异也对数据集成和数据质量带来了挑战。例如，生物多样性评估和土壤退化的全球计划给出了根据局地数据得出的不同时期的“状态映象”（snapshots）。一方面这些数据存在它们自身的质量问题，另一方面 MA 所关注的中心问题事实上是这些因素随时间发生的变化。但是，分析生态系统随时间的变化显然需要时间序列数据的支持，而这些数据又常常是不存在的。因此，MA 可能不得不只依赖短期的变化趋势数据，尽管这些数据的时间分辨率与所研究过程的时间分辨率可能匹

配，也可能不匹配（见第5章）。

MA的综合方法需要使用关于各种生态系统服务及其驱动力，以及它们对人类福祉的影响等方面的各类数据。但是在各种服务之间，这些数据的质量和涵盖范围变化很大。这方面的一个例子是食物生产的供给服务与支持服务，关于这两种服务的现有数据存在很大的差别。其中，供给服务方面的作物和牲畜生产数据以及人均食物消费数据充足而且相对可靠，相比之下，支持服务方面使得农业生产成为可能的诸如授粉和调节气候等这些方面的数据则非常缺乏。然而，为了评估的完整性，MA将试图对各项生态系统服务进行阐述，甚至对于那些数据涵盖面较差的服务也是一样。

虽然可以估算出某一生态系统的当前服务，MA却还必须确定这些服务未来是否能够持续。但是，利用当前的数据资料估算某一生态系统的长期可持续性却是非常困难的，有时甚至是不可能做到的。例如，我们可以估算某一渔场的当前产量，但是要想根据这些数据推论未来这一产量能否维持，以及能够维持多长时间的话，却几乎是不可能的。因此，我们需要了解关于自然资源的可持续生产方面的阈值信息。这种信息有时可以通过模拟生态系统的长期动态变化的模型获得，我们将在本章的后边对这部分内容进行阐述。

另外，评估生态系统服务对人类福祉的贡献所需的数据通常是不存在的。目前，特别是缺乏关于个体的物质资源、他们的社会关系、政府的管治状态、自由与选择的作用以及公平状况等方面的信息。此外，现有数据通常不能满足分析时间变化趋势，或者对世界的不同地区进行比较的需要。

MA的另外一种挑战在于对传统知识和没有书面证据的经验的使用。因为这类信息的来源不在通过同行评审的公开出版物之内，因而在使用之前需要对它运用其他方法进行严格的评估。例如，有时可以对信息的质量（例如，某一种植物或动物的丰富度随时间的变化）进行多方交叉核对。控制信息质量的另外一种措施是对信息的来源和类型建立公开的文档。建立信息文档还将保证所有的研究人员都可以访问这些信息。

数据的质量保证

虽然在对世界生态系统及其服务进行的任何全球评估中，数据的质

量保证显然都是必不可少的，但是保证数据质量的方式却各不相同。在 MA 中，用于保证数据质量的方法必须考虑一些特殊的因素。第一，全球评估通常是依靠全世界众多科学家和专家的自愿行动来完成的。第二，全球评估的协调人员通常没有能力仔细检查将要用到的所有数据。换句话说，MA 既没有强大的权力也没有足够的力量去干预其科学家所做数据分析的细节内容。但是，这并不意味着它将放弃质量控制。恰好相反，政府间气候变化委员会（IPCC）的工作已经表明，实际上，对数据质量的控制可以不需要正式的质量保证计划。下列措施即可能实现对数据质量的控制：

- IPCC 使用或者引用的大多数数据是来自发表过的同行评审的学术论文。可以认为在同行评审的过程中，数据源的主要缺陷将会被发现和“过滤掉”。
- 有些数据集是来自诸如联合国粮农组织、哥伦比亚大学国际地球科学信息网络中心或者联合国环境规划署（UNEP）世界保护监测中心等大型的国家组织或者国际组织，这些组织都拥有进行质量控制的内部程序。
- 有些数据集是按照 IPCC 的指导原则建立的（例如排放清单和对森林碳通量的估算）。数据的质量控制就是这些指导原则的目标之一。

为了保证数据的质量，MA 将以 IPCC 的经验为基础，尽可能坚持使用已经发表的科学文献中的数据。它将利用具有数据控制程序的大型组织的数据，以及如前所述资助建立自己的数据集。质量控制的另外一项措施是前面提到的建立包含元数据的数据文档和一些完整的数据集。这将使得评估的协调人员能够概括了解评估中所用的大量数据。如前所述，建立数据文档还将有助于保证取自传统知识和没有书面证明的经验方面的信息的质量。

指标选取

根据定义，生态系统及其服务的全球评估需要处理和评估大量的数据及问题。显然，只有让专家集中于生态系统及其服务的有限数量的代表性指标，这样的评估在管理方面才具有可操作性。由于这些指标肩负着重大的任务，因而必须对它们进行认真的选取。前面我们已经描述了

MA 这类评估所需要的一些特定类型的指标。我们在此提出一个问题，“好的指标”的特征是什么？虽然这一问题的答案是取决于使用指标的个人或组织及其目的，但是对于所有的使用目的来讲，指标的以下 3 个特征都是它们所共同要求的：代表性、可靠性及可行性（Hardi and Zdan 1997；Prescott-Allen 2001）。

对于一个具有代表性的指标来讲，它必须涵盖生态系统及其服务的最重要的各个方面。例如，考虑表征“人类健康”的不同的可行指标时，可以说“出生时的预期寿命”不是一个劣质的指标，因为它反映了一个普通人在一生当中将会遭遇的所有死亡原因。但是，“出生时的预期健康寿命”则是一个更好的指标，因为它减去了可能丧失于疾病和损伤的年数。

此外，对于一个具有代表性的指标来讲，还必须能够表征某项生态系统服务的某一目标得到的满足程度。例如，“出生时的预期健康寿命”这一指标表明了“拥有良好健康状况的长寿”这一目标得到的满足程度，然而，免疫率、健康支出及医生人数这些指标则是表征这一目标的间接指标。最后，作为具有代表性的指标，必须能够说明生态系统及其服务随时间的变化趋势，以及不同地区之间和不同人群之间的差异。

如果某一指标具有充足的构建依据，具有准确性，并且可以运用已经建立的或者经过同行评审的标准化方法以及完善而又一致的取样程序进行估算，那么它就可能是可靠的。如果某一指标是依靠容易获取的数据或者是获取成本合理的数据构建而成的，那么这一指标就是可行的。

潜在指标的质量将取决于它们满足以上标准的程度。如果不能找到充分满足所有这些标准的指标，那么就on应该把相应的评估内容排除在外，并进行明确的说明。

此外，我们还必须对要素和指标的选取及其使用的基本方法建立明确的文档。指标的选取越严格、越系统，基于指标的评估过程就可能越透明、越一致，因而对决策制定就更加有用。在选取指标的过程中，决策者和利益相关方的参与越多，他们对评估结果的接受程度就越大。但是，此处需要指出的一个潜在问题是：指标选取对时间和技术技巧方面的要求可能导致决策者和利益相关方难以完整地参与指标的选取过程。这可能不利于 MA 实现其保持开放过程的目标（见第 8 章）。但是，开展评估的专家有责任保证指标选取以及整个评估的技术性和科学性。因

此，和 MA 的其他方面一样，在指标选取方面，我们必须建立一种有效的方法，最大程度地保证评估技术的尽善尽美，以及政府、民间社会和工业部门对评估的参与。

分析与报告中使用的单元

生态系统的边界

因为 MA 主要关注各类生态系统及其功能，所以必须使用尽可能一致的方法对这些生态系统及其空间范围进行描述，以反映科学认识的现状。确实，本章开头提出的许多任务都需要对世界的各类生态系统进行最新的描述和制图。例如，评估生态系统及其服务的现状，或者评估生态系统服务变化对人类福祉的影响，都需要对生态系统有个全球一致的概况了解。

在最基本的层次上，有两种完全不同的生态系统分类：那些基于实际的生态系统范围的分类和那些基于“最初的”或者“潜在的”生态系统范围的分类。第一种分类对各类生态系统的描述是基于它们的当前分布进行的，例如，包括人类通过转变自然系统而得到的各种农业生态系统与城市生态系统。在区域尺度上，评估当前生态系统的地理位置和范围的实际方法是通过解译土地覆被的卫星数据实现的。例如，国际地图圈-生物圈计划利用 1 km 分辨率的卫星数据已经确定了 17 种土地覆被类型（例如，落叶阔叶林和农田）(Belward 1996)。目前，这些分类已经被广泛地接受为各类综合生态系统（aggregate ecosystem types）的代理。

第二种生态系统分类，是在最初的或者潜在的生态系统范围的基础上，试图对假设没有经过人类活动改变的生态系统进行描述，换句话说，就是试图对生物与非生物条件主导下的生态系统进行描述。例如，主要基于潜在的自然植被格局，世界自然基金会已经建立了一个包括 871 种陆地生态区域（terrestrial ecoregions）（这些生态区域分别嵌套于 14 种生物群区和 8 种生物地理区）的全球分类系统（Olson and Dinerstein 1998）。当然，在界定生态系统的边界时，海洋生态系统具有特殊的难题。但是，目前至少已经存在两种海洋分类系统，并且它们提供了世界海洋中各种生物地球化学区域以及各种大型海洋生态系统之间的大致边

界 (Longhurst 1991 ; Sherman and Duda 1999)。

生态系统的以上两种分类系统都可能对 MA 有用。当前的生态系统数据对于确定生态系统目前提供的服务, 以及对于建立一种生态系统本底, 以便未来使用情景方法 (或者在未来的评估中) 评估对照该本底得出的土地覆被变化和服务变化都是必不可少的。同时, 关于生态系统的最初范围的数据则是把土地利用变化格局放到了生态本底 (ecological context) 之中。实际上, 如果对这两种分类进行比较, 特别是比较它们的不同之处的话, 那么我们就可以了解到最初的各类栖息地转化的相对幅度。

我们必须认真考虑以下几个问题。第一, 因为界定生态系统的要素在空间上是连续变化的, 所以根据任何一组生态单元界定的边界代表的必然是过渡带, 而不是清晰的边界。因此, 我们不要过分看重这些生态系统的边界的准确位置, 而要重视这些边界内外各种变化的含义。

第二, 适当的生态系统分类通常是取决于所考虑的生态系统服务。例如, 在某一山区, 对淡水资源的分析往往会通过溪流和地下径流把高海拔地区与流域的下游地区联系起来。与此不同, 陆地分析 (terrestrial analyses) 则是根据植被、动物区系及气候条件的相似性把这些高海拔地区与分水岭另一侧海拔相当的地区联系起来。

第三, 生态系统服务可以作用于广泛变化的一系列特征尺度 (见第 5 章)。在 MA 的任务中, 把生态评估的尺度 (从而也是所使用的评估单元) 与被评估的服务的尺度匹配在一起, 将是一个重要而又通常难以解决的问题。

最后, 即使确信可以描绘出生态系统的边界, 但是生态系统过程与服务却通常跨越局地的生态单元和边界或者在它们之间发生相互作用。例如, 对于红树林提供的服务 (例如, 净化水资源、俘获沉积物和提供幼鱼的栖息地) 来讲, 只有通过陆地生态系统和海洋生态系统同时进行适当的管理, 这些服务才能得到最好的维持。此外, 现代化的运输系统已经使得生态系统可以为居住在很远的地方的人们提供各种服务, 因而导致人口聚集区的“生态足迹”日益复杂和泛化。

认识到在描述主要生态系统的地理位置与范围方面存在的以上困难, MA 对这类系统采用了在范围上允许重叠的界定 (见第 2 章)。因此, 根据系统的观点, 对于那些已经被开发的农业斑块破碎化了的林区

来讲，我们会在《状况与趋势报告》的森林系统章节和垦殖系统章节中都对其进行阐述，同时提供交叉系统的概要数据表（cross-system summary tables）以避免对生态系统服务进行重复计算。

生态单元与人文单元的联系

关于生态系统的功能及其向某一特定人群提供服务的能力，通常是根据其的整个作用范围（而不仅仅是该人群居住的行政单元）才能得到最佳的评估。例如，对于某个城市的水质状况来讲，流域上游地区环境条件的影响可能比城市界限以内的区域更为重要。但是，评估这些生态系统服务对人类福祉的重要性，以及制定政策对它们进行更好的管理，这些工作却必定是在一些行政单元的范围开展的，例如县、城市或者省（Balvanera et al. 2001）。

因此，MA 的概念框架将需要不断地在生态单元和行政单元或者其他的社会单元之间进行转换，特别是当考虑间接驱动力与直接驱动力之间的联系或者是生态系统服务与人类福祉之间的联系时更是如此。例如，人口迁移可能是导致许多生态系统发生变化（例如，森林砍伐或者土壤侵蚀）的重要的间接驱动力。但是，分析这种关系时，将需要把在行政单元上（例如县级单元）收集的人口信息和必然是在生态单元（例如森林类型）上收集的生态数据联系起来。此外，当考虑生态系统服务与人类福祉之间的联系时，例如关于水质的例子，却需要进行相反的转换：从生态单元（流域）到行政实体（城市）的转换。

因为生态边界与行政边界很少存在精确的重叠，所以不同单元之间的这些转换通常比较困难。例如，很难把在国家层次上收集的人口密度数据精确地赋值给这个国家的各种生态系统。

报告单元

为了向 MA 的各类用户提供最好的信息和最大的帮助，采用与那些用户最大相关的单元报告评估结果是非常重要的。由于许多结果将与国家层次和亚国家层次的各级政府有关，所以我们需要采用对这些政府有用的形式来报告 MA 的评估结果。此外，MA 涉及的范围和要求显然与现有的那些国际组织以及以前的科学评估（例如，生物多样性公约和防治荒漠化公约）具有重合之处。因此，我们将尽量使用这些组织已经

建立的单元和框架来报告 MA 的评估结果。

把 MA 的评估结果转换到各种不同的报告单元，这项工作具有许多挑战。特别是，需要使用不同的形式对同一评估结果进行总结，为此必须对信息从头进行认真的收集和审核。

模拟问题

在生态系统及其服务的全球评估中，模型具有不可或缺的作用。它们可以用于分析不同过程之间的相互作用，弥补数据空白，确定数据收集的优先区域，或者综合现有的观测资料合成表征生态系统服务的适当指标。它们还可以为精心构建各种情景奠定基础。因此，模型在 MA 中将起到综合与集成的作用，同时弥补数据收集与数据分析的不足之处。

相应需要说明的是，所有模型都具有内置的不确定性（built-in uncertainties），这些不确定性与数据输入错误或缺少输入数据、驱动因素薄弱、不确定的参数值、简化的模型结构以及其他方面的内在模型特征有关。在 MA 中，解决这些不确定性的一种方法是，鼓励使用多种不同的模型对相同的生态系统服务进行计算，然后对不同的模型结果进行比较。至少进行两组独立的计算，可以提高模型计算结果在显著性（robustness）方面的置信度，但是它却不能消除其中的不确定性。

为了对 MA 中的模型使用进行总结，我们把它们分成了两类：即环境系统模型和人文系统模型。但是，这两类模型之间的区别有点模糊。我们所谓的“环境系统模型”通常包含对人文系统的某些方面的描述，而“人文系统模型”反过来通常也包括对环境系统的某些方面的描述。最后，我们将从每类模型当中确定几组（但绝不是全部）可以用于全球评估的模型。

环境系统模型

目前，人们已经构建了大量的淡水资源模型，并在局地（小集水区）区域（流域与河网水系）、洲（大型流域）和全球的尺度上对它们进行了使用（例如，Vörösmarty et al. 1989；Coe 2000；Donner et al. 2002；Alcamo et al. 2003）。这一大类包括水分平衡模型和水分传输模型，它们主要考虑水分在植物、土壤、地下及储水系统中的流动。另外，新一

代的水资源综合模型对以往的淡水资源模型进行了扩展，把社会用水也包含到了模型之中。我们可以使用这些模型，评估系统某一特定组分的变化将会怎样影响其他组分提供与淡水系统有关的生态系统服务的能力。

此外，新的海洋资源模型很快将会投入使用，它们可以为评估海洋环境生产的生态系统服务提供定量输入。其中，由加拿大不列颠哥伦比亚大学渔业中心（Fisheries Centre of the University of British Columbia）开发的模型构架就是这组模型的典型代表（Walters et al. 1997；Pauly et al. 1998）。这组模型的计算方法已经编入了广泛使用的 Ecopath with Ecosim 这套软件之中，它主要是根据物质平衡的概念对淡水与海洋渔业的动力学特征进行参数简化而得以构建的。这些新的模型可以用于模拟渔业变化的情景，并在情景当中融入生态系统内部不断增强的相互作用（feeding interactions）对渔业变化的限制作用，因而与忽略了这种限制作用的传统的渔业管理方法相比，这些新的模型可以得出更加真实的变化情景。加拿大不列颠哥伦比亚大学开发的模型框架还可以在世界海洋的空间网格中描述渔业的动态变化，因而它可以空间明晰地估算与世界海洋资源有关的生态系统服务的变化。

目前，已经存在许多适合用于局地、区域和全球尺度分析的陆地生态系统过程模型（Prentice et al. 1992；Melillo et al. 1993；Alcamo et al. 1994；Foley et al. 1996；Kucharik et al. 2000）。其中，生物地球化学模型是描述生物圈中的能量、水分与养分流动情况，可以用于估算诸如生态系统的生产力、碳储量及其他功能方面的基本特征。在更加综合的层次上，生物地理模型可以用于描述与气候和土壤有关的植物分布格局，可以用于检验这些变量的变化所产生的影响。通过分析土地覆被变化过程中各种驱动力之间的关系，土地覆被模型可以用于了解土地覆被的变化过程，这类模型通常具有空间明晰的特征，可以帮助我们评估影响土地利用的决策所产生的影响。最后，全球生态系统综合模型为研究生态系统的结构与功能在不断变化的压力作用下的各种变化情况提供了一个动态框架。以上这些模型过去主要是侧重于自然植被系统，但是目前已经开始转向人工生态系统。

目前，已经存在许多气候模型，它们当中有些可以用于量化生态系统与气候之间的关系（Cox et al. 2000；Foley et al. 2000；Wang and Eltahir

2000)。特别是，这些模型有助于分析生态系统是怎样促进气候调节服务的，以及反过来分析未来的气候变化又会怎样影响生态系统提供各种产品与服务的能力。大气环流模型（GCMs）一直是用于气候研究的传统工具，但是，迄今为止它们与生态系统的联系在很大程度上是局限于地表反照率对能量通量的影响。充分耦合的气候-生物圈模型是大气环流模型的扩展，它们可以模拟生态系统与气候系统之间在物理和生物地球化学方面的相互作用。以上这些模型的复杂程度可能变化不一，不过它们与 MA 都具有更强的相关性。

大多数情况下，每类环境模型都可以适用于各种不同的尺度——局地、区域、洲及全球。但是，在各种尺度上的有效性却取决于它们对输入数据与过程（它们和作用在那些尺度上的过程具有一致的分辨率）的读取能力。在局地尺度上，模型可以用于说明缺乏观测数据的不同地理区域的生态系统的特征动态。在区域和洲的尺度上，模型可以帮助弥补观测数据的不足，以及解决生物群区的有关问题。在全球尺度上，模型可以用于描述植被与生物多样性的变化，以及描述在不断变化的经济或气候环境中，全球水文状况与水资源利用以及食物和作物生产之间存在的各种联系（当然，还包括许多其他方面）。此外，它们还可以为世界各地生态系统的指标计算提供标准化的方法（见第 5 章）。

人文系统模型

社会科学家是在各种不同的聚合层次上（例如，家庭层次、亚国家的部门层次，以及国家与国际层次）模拟人类的行为。虽然这些模型总是力求向量化的方向发展，但是纯粹的概念模型在社会科学思维与政策决策制定中也具有重要的作用。

家庭模型是分析外部的环境变化对生产、消费和投资决策产生的影响。它们特别是用于分析不同家庭之间在资源获取方面的差异。相比之下，部门模型则是描述某一个经济部门的各种不同的组分。部门模型可以用于处理关于外部因素与部门绩效之间关系的问题——例如，预测（anticipating）全球小麦价格持续下降对亚洲小麦生产的影响。最近，研究人员已经开始应用部门模型分析某一特定经济部门对自然资源的影响问题，例如，农业生产对土地资源与水资源的可用性造成的影响（以及水土资源状况对农业生产的影响）（例如，Rosegrant et al. 2002）。

目前，已经出现了一些国家与国际层次的人文系统模型，特别是经济模型。它们要么是描述这一层次的某个特定部门（例如，能源或者农业），要么是描述某一组部门。有一类特殊的国家与全球模型是由可计算一般均衡模型（CGE）构成的，而这些均衡模型可以探究针对特定部门的各种改革而产生的经济联系。CGE 模型具有一定的潜能，可以用于评估环境变化所造成的影响，但是迄今为止这方面的应用案例一直很少。

应该着重指出的是，大多数“人文系统模型”是针对经济效率与自然资源在经济上的最优化利用而构建的。因此，MA 中广泛涉及的人类福祉问题，包括诸如选择自由、安全及健康等福祉要素，将需要使用新一代的模型才能解决。我们至少需要对当前的模型结构进行扩展，以便融入这些关键的人类福祉要素以及它们与生态系统服务的联系。

综合模型

目前，已经存在几个对环境系统与人文系统进行综合描述的全球综合模型（例如，Alcamo et al. 1996；Edmonds et al. 1996；Kainuma et al. 2003）。这些模型是把人口、经济和技术因素与气候、自然植被、农业生产、水资源以及地球系统其他方面的全球变化联系起来。其中，有些模型还考虑了自环境系统向人文系统的信息反馈。在 MA 中，当描述生态系统服务的现状与构建未来生态系统服务的不同情景时，可以使用这类模型填补缺失的数据。

情景分析

MA 不仅关注对生态系统的现状与历史变化趋势的评估，而且也关注对生态系统中长期变化情景的构建。这是因为决策制定不仅要考虑当前的直接对策，而且还要考虑它们对未来产生的影响（Carpenter 2002）。在决策制定过程中，决策者必须明确地考虑已知的或潜在的长期持久的影响（几十年或者更长）。特别是当管理决策可能会导致生态系统的状态与过程发生不可逆变化时更是如此。在这些情况下，政策决策就必须了解在既定时间框架内达到这种不可逆变化的阈值的概率。

生态学中有许多预测生态系统未来变化的方法（Clark et al. 2000）。这些方法包括预测（prediction）、预报（forecasting）和预估（projecting），其中每种方法都具有自己特有的估算生态结果、概率及不确定性的方

法。但是对于 MA 的需求来讲，单有这些生态预测方法是不够的（见专栏 7.1）。尽管 MA 将使用这些预测方法，并且在可能的情况下还将使用其他类型的模型预估方法，但是，为了使用对决策制定有效的形式向决策者提供更加综合全面的未来生态变化情况，MA 还需要使用除此之外的其他方法。其中，情景方法就是可供选择的方法之一。

专栏 7.1 生态预测

虽然生态预测已经在少数得到充分研究的案例中取得了显著的成就（Clark et al. 2000；Carpenter 2002），但是在预测生态变化及其概率分布方面，科学家的能力仍然存在很大的局限性。用于预测生态系统行为的现有信息通常不够充分。有些特别显著的生态系统变化发生频率较低，因而难以对它们进行研究、描述和预测（Turner and Dale 1998）。而其他一些变化却完全是随机性的。社会生态系统的动态特征特别具有挑战性，而与千年生态系统评估相关的大多数系统都属于社会生态系统。最后，生态系统的许多近期变化和预期变化，以及人类对生态系统的利用都属于较新的内容，因而在预测方面不存在可以借鉴的历史经验。

由于以上这些原因，目前通常无法对生态预测的概率分布进行描述（Ludwig et al. 2001；Carpenter 2002）。此外，生态预测可能还具有许多其他方面的特性或偶然性，这意味着我们必须考虑可能出现的大量结果。这些结果的多样性、偶然性及复杂性可能会成为理解方面的一个障碍，它们将会限制生态预测对决策者和一般大众的有效性。

生态服务的不同情景

MA 将会利用情景方法总结与表达未来几十年世界生态系统可能发生的多种变化轨迹。情景是指未来多种不同的可能变化趋势，每一情景就是在特定假设条件下可能出现的一个例子。它们可以揭示导致未来不同结果的动态过程及其因果关系链（Rotmans et al. 2000）。可以把情景用作对复杂的和不确定性的未来变化进行创造性思考的一种系统方法。通过这种方式，情景方法可以帮助我们了解眼前必须做出的各种选择，以

及突出强调当前的发展重点 (Rotmans et al. 2000)。就我们的评估而言, 我们特别关注探究生态系统服务的变化及其对人类福祉的影响这方面的情景。

MA 的情景工作组将会构建多种把驱动力的可能变化 (这些变化可能具有不可预测和不可控制的特征) 与人类对生态系统服务的需求联系起来的不同情景。构建的这些情景反过来又会把人类对生态系统服务的需求与服务自身的未来变化情况以及依赖于它们的各种人类福祉状况联系起来。MA 的情景构建过程将在以下几个方面有所创新:

- 构建与生态系统服务以及生态系统变化对人类产生的影响具有确切联系的全球未来变化情景。
- 根据任何特定生态系统可以向社会潜在提供的各种收益, 考虑各项生态系统服务之间的利弊得失。
- 对把社会经济驱动力与生态系统服务联系在一起的模拟能力进行评估。
- 考虑各种不明确的前景以及可以量化的不确定性。

对情景类型与方法的回顾

情景分析最初是用于冷战早期的战略规划之中。但是, 关于自然资源利用的长期可持续性的情景分析直到 20 世纪 70 年代才开始出现。由 Meadows 等人 (1972) 编写的著名报告就是这些研究的重要组成部分, 在其报告中, 作者对人口增长的限制条件进行了讨论。同时, 情景分析也开始被包括 Royal Dutch/Shell 在内的 (Wack 1985) 一些工商业部门所使用, 从这个时候开始, Royal Dutch/Shell 公司就已经成了情景分析在工商业及其他应用领域的领航者。

自 1995 年以来, 情景分析在对全球环境状况的评估中得到了广泛的应用。例如, 全球情景工作组的报告, 联合国环境规划署的全球环境展望, IPCC 发布的排放情景特别报告, 世界可持续发展工商理事会构建的情景, 世界水资源委员会发布的世界水资源情景展望 (*World Water Vision Scenarios*), 以及使用 IMAGE 模型构建的各种情景 (见表 7.1)。MA 将在这些情景分析的基础上探究全球环境变化的长期动态特征。

表 7.1 某些全球情景计划回顾

名称	描述	引用的文献
全球情景工作组 (GSG)	基于以下 3 种类型对全球情景进行分析：传统的世界、夷化的世界及巨大变革的世界。	Gallopín 1997, Raskin et al. 1998, Raskin et al. 2002
全球环境展望 3 (GEO-3)	与 GSG 相似, 但重点是强调区域结构。	UNEP 2002
世界工商业可持续发展理事会 (WBCSD)	构建情景的目的是帮助企业成员思考存在的工商业风险, 以及可持续发展这一挑战面临的机遇(FROG!, GEOpolity, and Jazz)。	WBSCD 1997
世界水资源远景 (WWV)	侧重于水资源的供应与需求(包括生态系统的水资源需求)的 3 种全球水资源情景。	Cosgrove and Rijsberman 2000, Gallopín and Rijsberman 2000
IPCC 关于排放情景的特殊报告 (SRES)	到 2100 年的温室气体排放情景; 变化的轴线包括从可持续到不可持续, 以及从综合性的全球到破碎化的世界。	SRES 2000

一般而言, 情景方法包含对逐步变化 (step-wise changes)、驱动力、基准年、时间范围 (time horizon) 和时间步长及情节 (storyline) 的描述 (Alcamo 2001)。它们通常是根据构建方法、目标与任务, 或者输出结果进行分类。情景的一种分类是把“探索式 (exploratory) 情景”和“预期式 (anticipatory) 情景”区别开来。探索式情景属于描述性的: 它们是从当前的情况出发, 进而探究未来的变化趋势。而预期式情景开始就提出对未来的远景展望 (可能是乐观的、悲观的或者是中性的), 然后在时间方面向后推测社会怎样才能实现对未来的展望。MA 的情景构建方法可能会对探索式情景和预期式情景进行综合使用。

情景的构建可以使用定性信息、定量信息, 或者两者的综合信息。定性情景是采用定性信息, 使用叙述性的文字表达主要的情景讯息 (scenario messages)。这种情景有助于向科学界之外的人士介绍信息结果。定量情景通常是根据定量的信息依靠模型推算未来的发展与变化, 它们通常是以图表的形式进行表达 (Alcamo 2001)。我们可以对这两种

类型的情景进行综合，根据模型的量化功能构建内部一致的情节，然后使用文字叙述的形式把情节内容向读者进行传播。我们将会通过这种途径构建 MA 的情景。也就是说，我们将在量化的基础上建立概括的定性情节。情景构建将是一个重复迭代的过程，包括初级情节（zero-order storylines）的提出，驱动力与指标的量化，以及与情景的各类用户群体一起对情节进行修正。

Alcamo（2001）认为，好的情景应该具有以下特征：可以实现构建过程中制定的目标；具有充足的证据；具有可靠性；具有内部一致性；可以挑战读者（专家、政策制定者和非专业人士）的各种观念和扩大他们的认识；可以表达社会生态系统的复杂相互作用。我们将试图通过一个参与式的过程来满足以上这些目标，这一参与式的过程包括情景专家、科学家、决策者、用户及其他相关方之间的讨论与磋商。

MA 的情景分析方法

在最基本的层次上，MA 的情景应该把驱动力的可能变化与人类对生态系统服务的需求联系起来，同时反过来，还要把人类对生态系统服务的需求与生态系统服务自身的未来变化以及依赖于它们的各项人类福祉联系起来。这将是一个复杂的任务。

有些驱动力可能会被认为是不明确的和不可控制的，它们包括政府管治、经济全球化、气候或者疾病爆发等。例如，MA 的情景可能会考虑全球尺度上日益紧密的经济联系将会产生的影响。这类全球性的经济变化将会怎样影响生态系统在食物与纤维生产、淡水供给，以及维持生物多样性方面的能力？这些生态变化会对减贫产生什么影响？以及人类福祉变化会对生态系统服务产生什么影响？这类反馈将是 MA 的情景需要考虑的中心问题。

MA 的情景工作组制定了指导其情景构建工作的以下目标：

- 阐明全球变化与所有尺度上（从全球到局地）的生态系统服务都是紧密相联的，并且阐明这些变化对人类福祉具有重要的影响；
- 强调各种生态系统服务之间的主要利弊得失；
- 阐明不同政策在供给与维持生态系统服务方面的有效性，包括对政策在不同尺度上的有效性进行评估；
- 实现情景用户提出的目标。

我们也可以把情景构建的目标概括为这样一个问题：人类与地球生态系统的共同演化可能会出现什么结果？根据这一问题的逻辑进行推断，还可以得出以下几个更为具体的问题：

- 未来生态系统服务对人类福祉的支持作用将会如何变化呢？
- 当前世界生态系统面临的主要威胁是什么？
- 在空间方面、在当前与未来的利用之间，以及在各种生态系统服务之间等，存在的利弊得失是什么？
- 为了协调人类福祉与生态系统服务的生产，我们可以做些什么呢？
- 为了确保生态系统得到明智的利用，我们应该采取的适当的激励机制是什么？
- 导致生态系统的产品与服务以及人类福祉发生变化的不同驱动力的作用信号是什么？
- 在生态系统服务的供给方面，我们面临的威胁与机遇是什么？
- 分析生态系统服务、驱动力及干预措施应采用的适当的尺度是什么？

情景工作组当前提出的方案是考虑构建 4 个或者 5 个情景。该工作组首先对以前的全球情景项目建立的 5 个“零级”（非常初步的）情景进行了分析评价（见表 7.2）。尽管以前的情景在构建方面细致而又认真，但是它们主要是针对社会与经济问题构建的。虽然它们当中许多情景也直接（例如，IPCC 的全球气候变化情景）或者间接（例如，作为社会变革的驱动力）地考虑了环境变化，但是对于任一现有的全球情景来讲，它们并没有详细分析或者检验真实生态系统中存在的许多复杂的反馈特征。

MA 将明确地从生态学的角度构建全球情景。也就是说，我们将利用以前的情景的可取之处，但是我们将重点关注生态突变与跨尺度的生态反馈等问题。MA 的情景将致力于解决与生态系统服务变化有关的全球动力学方面的分歧点。例如，如果未来的生态系统比预期的状况更加脆弱，或者比预期的状况更加稳健（robust）的话，那么全球系统将会怎样变化？

表 7.2 根据以前的全球情景模拟得出的千年生态系统评估的初级情景

名称*	关键词	类似情景
EGS-1	市场驱动下的全球化，贸易自由化，制度现代化	IPCC：A1 GEO-3：市场第一 GSG：市场作用
EGS-2	除了针对可持续发展的强烈政策措施之外，与 EGS-1 一样	IPCC：B1 GEO-3：市场第一 / 政策第一 GSG：市场因素加政策改革
EGS-3	工业化世界中价值观念向可持续发展的转变；侧重于贫困与可持续发展的政策措施	IPCC：B1 GSG：巨大转变 GEO-3：可持续性是第一位的
EGS-4	片断化的发展；对地方认知的保护；经济的区域化	IPCC：A2, B2 GSG：多极化的世界
EGS-5	壁垒森严（国家或局地）；外界的贫困与抑制因素	WWV：通常是指工商业 GSG：壁垒充斥的世界 GEO-3：安全第一

* EGS 是 Ecosystem Global Scenarios 的缩写，指生态系统的全球情景。

MA 将构建全球系统的情景。这些情景输出的定量结果将是根据对区域数据进行聚合而得出的。和以前的全球情景一样，在有些情况下，我们将会提供一份关于区域定量输出的细目分类。情景的量化过程将综合使用在其他的全球情景项目中开发的模型（如本节已经指出的那些项目）来完成（见表 7.3）。

表 7.3 千年生态系统评估情景与早期情景模拟的匹配

早期模拟	模型	EGS-1	EGS-2	EGS-3	EGS-4	EGS-5
GSG	PoleStar	市场作用	政策改革	巨大转变	生态社区	壁垒充斥的世界
SRES	AIM, IMAGE MESSAGE, MARIA MINICAM, ASF	A1	A1-政策, B1	B1-政策	B2/A2-政策	A2
GEO-3	PoleStar, IMAGE, AIM, WaterGap, Globio	市场第一	政策第一	可持续性第一	-	安全第一
WWV	PoleStar, WaterGap, IFPRI	TEC	TEC	VAL	-	BaU
WBCSD	-	FROG!	GEOpolity	Jazz	-	-
OECD	Jobs, PoleStar	参考	政策变异			

MA 将选取一些指标，以便使得它们能够反映用户的需求，综合各类生态系统的信息，与人类的福祉状况建立明确的联系，具有说服力，具有科学上的合理性，并且能够进行尺度推绎。此外，它们还必须能够有效地估算社会对生态系统服务变化的脆弱性（包括社会应对和适应这些变化的能力）。

用于支持情景分析的模型方法

正如前面已经指出的那样，MA 的情景分析策略在一定程度上要求运用模型对情景进行“量化”——也就是说，计算情景的各种定量特征。为了完成这项任务，我们将需要使用大量的不同模型（包括前面已经阐述的各种模型）来填补数据方面的缺失。

我们将利用模型把情景语言“转换”为生态系统服务变化方面的量化图表。每组情景都具有间接与直接驱动力相关变化——我们可以利用这些变化驱动基于过程的生态系统服务模型，从而帮助我们确定每种情景将会产生的生态结果。例如，我们可以把气候、土地利用格局以及水资源需求的变化数据输入到流域模型，从而评估淡水供给、水质和水生栖息环境的变化。同样，我们还可以利用森林覆被与气候的变化数据驱动模拟栖息地丧失的模型，进而评估生物多样性的变化。

因为 MA 是一项多尺度的评估计划，并且它将对其情景进行多尺度的评价，所以我们将在地、区域和全球的尺度上开展有关的模型模拟工作。在全球尺度上，生态系统服务的总变化可能是对气候变化、大气化学变化及土地利用格局变化的响应。全球尺度上的模拟可能有助于找出淡水供应、作物生产、碳吸收以及栖息地的变化原因。在区域尺度上，模型模拟可能有助于更加详细地阐明各种情景的分析结果，例如，在这些尺度上可以模拟水径流、农业系统、疾病传播途径以及水质的变化情况。最后，在地尺度上，关于社区对自然资源的利用问题，以及环境条件与人类福祉之间的关系，可能会得到最佳的分析。

总而言之，模型为我们提供了一些把情景的情节转换为定量评估不断变化的生态系统服务的手段。由于不能获得所有生态系统过程在所有尺度上的模拟模型，因而情景分析中的量化范围可能会局限于相对有限的生态系统服务。

跨领域问题

尺度问题

尺度问题几乎出现于 MA 这类评估的所有方面。我们说的“尺度问题”是指在数据分析与数据比较当中是否正确地考虑了可以用于描述生态系统的不同聚合层次。由于第 5 章已经对这些问题进行了更加全面的阐述，我们在此只是指出这一问题的某些要点。

因为生态系统是作用于不同的尺度，而且我们也是在不同的尺度上对其进行观测和度量的，因而尺度问题对于 MA 的分析方法至关重要。研究人员可以在每种尺度上描述各类生态系统的幅度、压力、状态和变化趋势。对于除了全球尺度之外的任一大小的斑块来讲，总会存在一组对生态系统的功能机理产生影响的外部因素，反过来，在该斑块与更大的斑块之间又总会发生各种物质和能量的流动。一方面，尺度越大，对物质流与能量流的描述就越具有完整性（inclusive）；另一方面，尺度越大，对生态系统的描述就越粗糙。因此，尺度问题在一定程度上就是为评估生态系统及其服务和驱动力确定正确的时空范围和分辨率。此外，MA 还必须着手解决以下几个方面的其他尺度问题：

- 生态系统制图所采用的尺度和对生态系统服务进行特征描述时所要求的尺度必须尽可能地匹配。
- 生态系统服务自身是作用在不同的尺度之上的。例如，和有些生态系统服务相比（例如调节气候），另外一些生态系统服务（例如淡水供给）往往是作用于更加局地的尺度。因此，在比较不同生态系统服务的价值时，必须考虑尺度的差异。
- 当使用模型为某一评估提供数据信息时，往往出现许多尺度问题。例如，来自全球气候模型的粗尺度的输出结果可能难以适用于局地决策，或者难以输入细尺度的局地植被模型进行使用。
- 对策分析也会产生一些复杂的尺度问题。自然资源（例如，林业或者渔业）的管理通常涉及许多不同的行政主体与经济主体（例如，地方政府和国家政府，以及地方公司和跨国公司），而这些主体又作用于许多不同的空间尺度和组织层次。

评审与验证

MA 的评估报告将需要经过包括专家和政府在内的两轮同行评审。为了监督这一评审过程，并确保评估报告的作者对收到的评审意见进行适当的处理，我们还成立了一个独立的评审委员会。评估报告包含的大量信息将是根据已经公开出版的科学文献得到的，而这些文献已经依次通过了正式的同行评审过程。但是，MA 也试图融入来自传统知识、实践知识以及没有书面证明的经验知识的有关信息。这对 MA 的亚全球评估（尤其是社区尺度上的评估）来讲特别重要，因为这些评估可以获得的大量信息可能不是来自已经公开出版的科学文献。MA 的每项亚全球评估都将制定一个用于验证未公开出版的信息的程序，这些验证程序将包括以下的某些特征（如果不是全部的话）：

- 自我批评式的检查记录或者反思式的工作日记——研究人员应该对自己感知的某些不完整的、存在偏误的或者错误的信息之处做出标记。
- 三角验证——应该得到多种信息源，特别是对至关重要的信息来讲更要如此。
- 社区评审——在涉及局地信息或者传统信息的地方，应该在评估结束之前给社区成员提供对评估结果进行评审的机会。
- 更大尺度上和更小尺度上的利益相关方的评审——有些人虽然可能不具备评估区域的详细的局地知识，但是他们却具有评估所在区域的区域知识，因此应该在评估结束之前给这些人提供对评估结果进行评审的机会。

此外，如果在 MA 的全球评估报告中包含了未公开出版的信息，那么就要把关于这些信息来源的详细资料（例如，被访问人员的名字、访问记录的日期与类型、研究人员自我批评式的检查记录的缺失情况，以及用于验证这些信息的其他信息的来源）提供给工作组的主席。

不确定性分析

本节内容主要参考 IPCC 评估中编写的关于处理不确定性的文献（Moss and Schneider 2000）。

对生态系统状况、过程及结果的变化范围的相对可靠性进行评估，应该是编写评估报告的一个主要目的。其中，重要的是必须采用前后一致的方法对不确定性进行评估、描述和报道。这将有助于增进研究人员与决策者之间就评估中相关问题的已知和未知状况（未知的程度）进行交流。

科学界必须明白，如果报告的作者不提供对不确定性的估算结果，那么评估报告的用户就很可能自己对其中的不确定性程度进行估算。因此，对于专家来讲，最好还是自己提供对这些不确定性的最佳估算结果（例如，Morgan and Henrion 1990）。

对于不同的专家来讲，“不确定性估计”的含义也不尽相同，其变化范围包括从缺乏完整的确定信息的估算到知情的猜测或推测。有时，不确定性是由于信息缺乏造成的；但有些情况却是由于对已知事物的不同意见，或者甚至是对某事物的可认知性的争论造成的。有些类型的不确定性是可以被量化的，而其他一些类型的不确定性却可能是无法根据概率进行明确表达的（关于不确定性的文献综述参见 Schneider et al. 1998）。

不确定性不是生物物理与社会经济研究领域所独有的。诸如语言不严密、统计变异、测量误差、变异性、近似性、主观判断以及意见分歧等因素也可以导致不确定性的出现。但是，在环境变化研究中，由于另外一些特征（例如，在更大的尺度上驱动力与应对措施之间潜在的长时间的时滞）的作用，这些不确定性问题就可能会复杂化。此外，由于环境变化和其他复杂的社会技术方面的政策问题不只是科学上的论题，同时它们也是公众争论的话题，所以我们必须认识到，即使具有高质量的数据和严密的分析，也不足以消除与各人不同的证据标准和风险回避程度或者风险接受程度有关的一些不确定性（Morgan 1998；Casman et al. 1999）。

在许多情况下，概率的“贝叶斯”描述或者“主观”描述将适合于不确定性分析（Gelman et al. 1995；Bernardo and Smith 2000）。贝叶斯范式是一种正式的和严密的概率计算方法，通常用于决策的“理性”分析之中（Lindley 1985；Pratt et al. 1995）。在信息缺失的情况下，我们可以运用贝叶斯统计方法，通过使用科学家计算出的代表最佳估算结果的先验分布计算我们的概率分布。这是一种不同类型的主观性，我们必

须在 MA 的计算当中通过直接的和透明的方式对它进行处理。

虽然“科学”本身是力求使用客观的经验信息进行理论检验和模型检验，但是，我们必须认识到“政策方面的科学”却有所不同，它是在某一特定时间，在现有信息的条件下，就决策者对专家判断的需求做出响应，即使专家判断具有相当程度的主观性。我们应该对这种主观性进行前后一致的表达（在可能的条件下要与定量分布联系起来）和明确的陈述，以便那些得到明确确认的判断和具有高度主观性的判断在政策争论当中尽可能不被混淆。关键是作者要明确说明他们在特定案例中使用的方法类型。在所有情况下，透明度都是一个至关重要的问题。

我们要尽量避免使用那些难以支持或者难以反驳的“中等置信度”的含糊性陈述或者泛泛的陈述。例如，对于“脱盐作用可以改变生物多样性”这一陈述，科学家至少具有中等的置信度可以接受。但是，除非具体说明了脱盐作用的水平，以及生物多样性变化的趋势和严重程度，否则的话这一陈述就没有提供什么特别有价值的信息。关键是避免出现基于思辨知识（speculative knowledge）得出的本质上无关紧要的陈述性结论。

开展不确定性分析的程序在很大程度上是取决于某一具体主题的现有数据和信息。在信息相对充足的情况下，可以根据以下程序进行不确定性分析：

- 对于每个主要结果，都要找出有可能影响最终结论的最重要的因素和不确定性。
- 根据文献说明其变化范围与分布，这些文献包括关于导致不确定性的关键原因的信息来源以及现有的可以支持某一结果的各类证据。
- 初步确定精度的适当标准——确定是否可能进行定量估算，或者是只能进行定性陈述。
- 使用定量或定性的形式，指定某一参数、变量或者结果可能呈现的数值分布。如果适合的话，还要确定数值分布的端点，并对分布的主要趋势及一般形状进行评估。
- 评价和描述上述步骤中的结论或估算结果所依据的科学信息的状况。
- 描述估算结果的得出过程，说明采用某一特定概率分布的原因。

需要指出的是，由于缺少开展一项完整分析所需要的信息或时间，以上有些步骤（特别是与估算参数和变量的概率分布有关的那些步骤）有时是必须省略的。

不仅用于评估不确定性的方法是重要的，对不确定性的表达也同样重要。表达不确定性的有效方式之一，是通过使用清楚的图表来表示不确定性。目前，已有多种不同的表示不确定性的图表方法，使用这些方法时需要在简易与复杂之间进行权衡，特别是当选取用于表示信息的图表维数时更是如此。最后，我们还可以使用各种不同的方法描述专家对各种不确定性的估算结果的同意程度。

结论

本章的目的是为如何开展 MA 提供一个路线图。前面我们已经指出，对于 MA 这样一个复杂而又综合的评估来讲，将会引出数据处理、数据分析、模型使用和情景分析等方面的许多难题。关于这些问题，虽然有些将只有在 MA 的实施过程中才能得到解决，但是本章还是为解决这些问题提出了许多有效的方案。把这些方案综合在一起，就可以为实现千年生态系统评估的目标组建一个连贯的分析方法。

8 策略性干预、响应对策与决策制定

执行概要

- 决策过程与决策制定是作用于所有的空间尺度和组织层次之上的——从村庄到全球。决策过程是以价值为基础并不同程度地综合政治因素和技术因素制定的。理想的决策制定过程应包括以下特征：即公平性、关注脆弱性、透明性、问责性及参与性。
- 有助于实现对生态系统的保护与可持续利用这些社会目标的策略与干预措施包括：把生态系统的价值融入到决策之中，为关注当地利益的决策者建立了解各种分散的生态系统收益的有效途径，建立市场与产权制度、知识教育与知识传播，以及增加投资改善生态系统的状况及其提供的服务。
- 对策的选取在很大程度上将会受到问题或机会的时间与物理尺度、不确定性以及文化背景和公平问题的影响。
- 完成这些干预措施的机制包括：公约、法律、规章和强制性法案；合同、合股及协作；以及私营与公共部门所采取的行动。
- 不同层次的组织机构具有不同的对策，因而必须特别注意保证政策的一致性。决策制定过程是由对问题的界定与分析、政策选项的确定、政策的选取、政策的执行，以及反复的监测与评价组合而成的。
- 在选择对策时有许多分析手段可供使用——从文化方面约定俗成的规则到成本-效益分析与成本-效力分析。在挑选分析手段和评价响应对策时，必须考虑社会、经济、环境及历史背景。
- 为了总结过去的经验、回避风险和考虑不确定性，制定于每一组织层次和尺度上的政策都必须具有适应性和灵活性。但是，我们同时还必须考虑政策环境中回应性与稳定性之间存在的各种利弊得失。
- 为了把政策与行动及其对生态系统和人类福祉的影响联系起来，我们可能需要使用一些中间指标。其中，定量指标可以明确地表示政

策制定中的利弊得失，但是在不可能进行度量的情况下使用定性信息也是非常重要的。除正式的科学知识之外，传统知识和实践知识也是重要的信息来源。

- 从事科研成果的综合与转化，并探讨其对政策方面的启示的“中介机构”可以在科学和决策之间起到桥梁作用。新闻工作者也具有相似的桥梁作用，他们可以确保把科学与政策信息客观而又生动地传播给广大公众。

引言

目前，与生态系统有关的决策背景正在迅速变化。世界人口不断增长而且城市人口越来越多，人类消费正在增长，气候正在变化，人类活动对主要的生物地球化学循环及大多数生态系统的影响日益严重。此外，对于人们赖以获取服务的各类生态系统来讲，它们相互之间以及它们与人文系统之间的联系正变得更加紧密，并且在许多情况下这些生态系统遭受的胁迫正变得更加严重。但是，与此同时，科学家和其他人员对以下这些问题的理解也正变得更加深入：生态系统的功能是如何运行的？它们是如何产生生态系统服务的？这些服务将会怎样促进人类的福祉水平？以及如何对这些服务进行价值评价？

因此，在这个不断变化的背景中，目前面临的新挑战是有效地利用新信息和新手段，改善旨在提高人类福祉水平的决策过程，并向人类提供可持续的生态系统服务。显然，过去做出的各种选择可能不是未来所需要的最适当的策略，甚至人们对生态系统采取干预措施的思考方式也必须改变，以便考虑新的信息、新的手段和新的背景。此外，有些旧的挑战还仍然需要解决。

最为重要的传统挑战也许是，当制定关于如何改变生态系统的决策以便提高生态系统服务的供给时所面对的复杂的利害关系。提高某一系统的某项服务（例如，木材供应）的供给，可能会降低其他服务项（例如，碳吸收或提供栖息地）的供给。此外，决策过程对每个人产生的效益、成本和风险并不公平，因而对生态系统的干预将会改变人类福祉的分配状况——又会出现另一种利害关系。

这些利害关系与目前正面临的第二个问题有关：生态系统服务的有些收益容易被具有生态系统使用权的那些人获取，而其他一些收益的本

地获取却更加困难。例如，对于当地人来讲，他们可能会相对容易地通过市场价格获取森林木材的直接使用价值——即他们将获取森林的供给服务方面的价值。同时，世界各地的人们可能都会从那一森林提供的碳吸收服务中获得收益——即森林的支持服务方面的间接使用价值。但是，在目前的许多制度安排中森林附近的居民却无法获得这里的第二种价值。此外，生态系统的某些文化服务和生物多样性的存在价值都是全球性的，因而当地居民难以获取。由于生态系统的直接使用价值（伐木收入）可以轻易地转换为当地居民、地方与国家政府的收入，以及当地公司、地方公司和跨国公司的收入，因而他们具有采伐森林的强烈经济动机。与此相反，生态系统的间接使用价值和生物多样性的存在价值（例如，原生天然林的碳吸收服务和欣赏价值）却很难转换为任何个人的经济收入。因此，即使对生态系统服务的总价值的全面分析，可能会支持通过禁止伐木来保护或提高森林生态系统的间接使用价值与存在价值，但是人们在制定决策时却仍然具有偏向于开发其直接使用价值的倾向。

生态系统的各种特征、现有的生态系统利用技术和其利用状况的监督技术，以及在各群体之间进行价值分配的制度安排，它们都对究竟会制定什么样的决策具有影响（Ostrom et al. 1999；Dietz et al. 2002b）。目前，人们已经对这些问题有了大量的了解，并且科学的实际水平通常可以为设计旨在提高人类获取某一生态系统的总价值的制度提供指导（Costanza and Folke 1996；Stern et al. 2002）。

决策制定过程

千年生态系统评估（MA）必须对决策制定过程进行认真的考虑，以便在多种不同的干预策略中选取合适的策略。决策制定过程可以对选择的干预措施产生影响。同时，它还可以对干预措施的提出者和响应者，以及对适应环境变化的能力具有促进或者妨碍作用的那些人产生影响。当然，决策制定过程是随管辖权限、制度及文化条件而变化的。但是，关于决策制定过程，以及分析决策过程如何处理信息和如何影响决策实施，这些方面已经存在了一些广泛认可的标准（Hemmati 2001；Petkova et al. 2002；Dietz 2003），这些标准突出强调了以下重要特征：

- 利用最佳信息；
- 透明性与参与性；

- 公平性与脆弱性；
- 认识方面和组织方面的优点与缺点；
- 以往的决策经验和对选择权的保护；
- 问责性；
- 效率；
- 累积效应和跨尺度效应。

最近，关于生态系统、生态系统提供的服务、生态系统服务对人类福祉的影响、生态系统服务的价值，以及用于规范人类行为的制度设计、计划和政策，这些方面的信息状况已经有了很大的改善，这为我们提供了开展 MA 的动机。此外，对这些信息的理解加以利用的新工具也在开发之中。但是，当前的决策却通常没有反映这些方面的重要进展。例如，考虑间接使用价值的决策相对较少，而明确考虑存在价值的决策就更加少见。因此，对生态系统采取干预措施的许多决策并不是建立在可能存在的最佳信息之上的。需要指出的是事实与价值这两方面的信息都是需要的，同时用于制定与生态系统有关的决策的信息总会具有一定的不确定性，并且包含一定的风险。因此，关于不确定性和风险方面的知识，其自身就是决策制定过程的重要组成部分，这将在本章的后继部分进行讨论。

那些透明的并且所有将会受到决策影响的人员都参与其中的决策制定过程才更有可能被公众认为是合法的，并且在决策执行时才更有可能得到他们的支持 (U.S. National Research Council 1999 ;U.S. EPA Science Advisory Board 2000)。此外，对生态系统进行管理需要具备当地的基础知识 (即通常所说的“传统的生态知识”)，同时还必须应对那些只有在了解了当地的情况之后才会暴露的问题 (Stern and Fineberg 1996 ;Dietz and Stern 1998 ;Berkes 2002)。这些知识只有通过具有地方经验的当地居民进行交流互动才能获得。最后，由于非使用价值是许多生态系统对人类福祉的重要贡献，因而也必须请那些从非使用价值当中获得收益的生态系统的非当地居民参与到决策制定之中。这意味着决策制定过程应该包括各利益相关方的有效参与，这已成为进行风险分析的一项重要原则。

关于如何实现利益相关方的有效参与，虽然不可能存在普适性的最佳方案，但是，日益增多的关于公众参与环境决策的大量文献却为此提

供了有效的指导 (Stanner 1979 ; Fiorino 1990 ; Dietz 1994 ; Renn et al. 1995 ; Slocum et al. 1995 ; Stern and Fineberg 1996 ; Chess et al. 1998 ; Chess and Purcell 1999 ; Webler 1999 ; Beierle and Cayford 2002)。有时,虽然正式的协商途径和冲突解决程序有助于实现利益相关方的参与,但是,几乎在所有的情况下,对于有效的决策制定过程来讲,参与机制的精心设计都是非常重要的。

在公平性与脆弱性方面,生态系统服务供给的变化常常会导致“受益者”和“受害者”的产生。为了使决策能够得到有效的执行,在决策制定的过程中必须对所有人群的效益、成本及风险进行公平的权衡 (Agrawal 2002 ; McCay 2002)。此外,由于生态系统的许多变化可能会对贫困人群产生重要的影响,所以还必须对这些最容易受到损害的人群给予特殊的关注,这正如需要特别关注人类的健康问题一样。

在信息处理方面,个人、群体、社区及组织机构具有不同的优点和缺点 (Kahneman et al. 1982 ; but see Cosmides and Tooby 1996 ; Wilson 2002)。如果决策者能够利用本章阐述的各种决策手段弥补他们各自的局限性和缺点,那么这样的决策过程就会产生最大的决策效果。

人类对生态系统的动态特征的理解总是有限的,社会经济系统总是在不断变化,同时决不可能全面预测外界的决定性因素。正如 30 多年之前 Campbell (1969) 已经指出的那样,所有的政策都是试验。决策过程应该考虑某一行动是否具有可逆性,同时应该尽量包含对行动结果进行评价以及对其进行经验总结的有关程序。也就是说,人们应该努力总结这些试验的经验,并把这些经验知识用于新的试验设计之中。关于这一过程应该如何具体操作,这方面的争论在对适应性管理、社会学习、最低安全标准以及预防性原则的讨论当中仍在持续 (Gunderson et al. 1995b ; Yohe and Toth 2000)。但是,所有这些方法的核心内容却是相同的:即承认人类智力的有限性,特别关注不可逆的变化和尽早开展决策影响评价。

在问责性方面,决策所产生的结果并非总是能够对决策制定者产生直接的影响。正如前面所指出的那样,对于那些决定从某一森林采伐木材的人来讲,他们可能不会为其采伐行为对森林的支持服务与文化服务的供给所造成的破坏而承担任何责任,因而他们在制定决策时将不会考虑对这些服务所造成的影响。此外,人们很难确定决策和决策影响之间

的关系，面对这些不确定性和风险，以上的问责问题就更加难以解决。只有要求决策者为其决策结果承担责任，这样才能产生有效的决策制定过程（Perrow 1984）。不幸的是，在许多情况下，由于问责制的缺失导致决策者在制定决策时丧失了利用现有最佳信息的动机。

在资源（包括财力资源、人力资源与自然资源）缺乏的当今世界，效率应该是选择干预方案的一项重要标准。这是环境与资源经济学的一项重要原则，并且目前已有许多有效的手段可以检验各种不同干预方案的效率，这部分内容将在后面进行阐述。实际上，我们需要对效率最大化这一目标和公平目标、鼓励式学习以及保护性方案进行综合考虑。这样通常又会产生一个多准则决策的问题。

对生态系统采取干预措施的许多决策是在当地层次上制定的。正如前面已经指出的那样，这需要对集中在当地的成本与效益，以及那些分布更加广泛和更加难以获取的成本与效益进行权衡。另一方面，对于那些仅仅是建立在局地分析基础之上的决策来讲，它们可能会遗漏由于同一种决策在多个不同的局部地区同时执行而产生的一些累积效应。因此，和根据更广的视角进行分析相比，如果分析面比较狭窄就会导致欠佳的决策（Olson 1965）。只有当所有的相关尺度都被考虑进去时，才能制定出适当的决策。

虽然决策过程的这 8 项特征看起来非常重要并且需要认真关注，但是，关于它们是如何具体影响决策的制定与执行，特别是这些影响如何随不同环境而变化等问题，目前却还不清楚。关于决策过程的特征如何影响生态系统服务与人类福祉的变化，这方面的分析应该受到 MA 的认真关注。

对策与策略性干预

目前，已有许多应对方案可以满足对生态系统及其服务进行保护和修复，以及保证对生态系统服务的收益进行公平分配的需要。从根本上来讲，可以把这些方案的典型特征描述为对某些人类活动具有鼓励或者抑制作用的干预措施，以及那些激发知识创造或者刺激投资的干预措施。它们可能是以行为法规（也就是，“命令与控制”或者职责分配）、激励措施与抑制措施（也就是，建立或者确定产权制度，或者建立市场、提供补贴及征税）、教育与知识共享，或者直接投资与直接支出的形式出

现 (Kaufmann-Hayoz et al. 2001 ; Dietz and Stern 2002)。

应用于某一特定问题的对策和策略性干预将取决于问题的性质 (经济方面的、环境方面的或者社会方面的) 它的尺度 (时间方面的、空间方面的或者制度方面的)，以及有关主体或者决策者进行变革的能力。

MA 将根据以上条件对各种对策及策略性干预措施的效用与效力进行评价。例如，随着对生态系统服务的价值的理解和有关知识的增加，对改善或者修复生态系统进行投资而产生的价值可能会日益明显。但是，为了吸引公共部门或者私营部门的经济资本、人力资本及社会资本 (为抓住这类机遇所要求的)，可能还必须采取一些包括建立生态系统服务方面的“产权制度”在内的激励措施。

此外，主流经济学认为，为了取得有效的成果，必须制定一套全面的、具有排他性的、可强制执行的和可转让的产权制度。但是，环境经济学中的许多问题可能是由于目前的产权制度失灵，无法满足这些理想的条件而造成的。这方面的制度失灵包括对公共资源的过度开发，以及对其他资源毫无补偿的损害或者享用 (用经济学上的语言叫做外部性)。有效的经济成果的取得还需要掌握最佳的信息，以便所有参与方都具有相同的完整信息 (包括他们的活动将会产生的影响)。生态系统功能原理方面的信息欠佳，可能是影响决策者做出有效选择的显著障碍。

虽然目前存在把产权理解为私有财产的倾向，但是，事实上许多制度安排可以创建并非完全私有化的产权制度。例如，为了分配对公共财产 (例如牧草地) 的使用比率和使用强度，许多社会已经建立的村级层次的制度就是这方面的一个例子。正是由于这些制度在发展过程中出现的崩溃或失灵，可能会导致对公共产权资源的掠夺式利用。

目前，人们对公共产权资源体制的功能的认识正在不断增加 (Ostrom et al. 2002)。关于利用资源的社区，这方面需要考虑的因素包括：社区的大小与文化同质性 (cultural homogeneity)、对迁入和迁出社区的选择自由、个人之间进行信息交流的频率、社会网络 (social networks) 的密度、互惠准则以及对共同规范的遵守程度。此外，还必须考虑资源自身的一些特征，例如流动性、可储藏的能力及边界的明晰性等。对这些因素的考虑可以在监督资源用户的行为和监测资源状况方面改变其难易程度与成本。公共产权资源的后继状态将取决于所有这些因素的作用，以及执行其有关利用规则的难易程度与成本。

在缺少有效的产权配置的情况下，对许多个人和群体来讲，获取资源的经济租可能是一种强大的行为动机。在许多情况下，中央政府——代表国家作为自然资源的所有者——试图垄断这些经济租。对于诸如矿产或者原油等高度集中分布的资源来讲，这种方式可能非常有效，但是，对于诸如森林等分散分布的资源来讲，中央政府对这些资源的控制将会阻止社区对当地资源的利用。毫不奇怪，对于那些不具有地方森林资源产权的人们来讲，在对这些资源的可持续管理当中，他们几乎没有希望获得任何效益。

根据对资源租的追求，这一现象有助于解释生态系统利用中出现的大量政治经济问题。因为当外部成本可以被忽略时，这样的投资就会获得高的报酬，所以强势人群与那些资本占有群体往往具有寻求这些资源租的强烈动机。在追求资源租的过程中，个人、家庭及群体对政治权利的行使会在自然资源的获取与利用方面导致许多不公平现象的发生。此外，在有些地方强势人群虽然具备开发自然资源的手段但不具有合法的产权，这一现象可以解释在可持续性、极其重要的文化价值与内在价值，甚至效率（根据更广的社会福祉来理解）方面出现的许多问题。采取对策及策略性干预措施，考虑所有的利益相关方或者将所有的外部成本内部化，通过这种方式对产权进行调整，这将是 MA 的工作焦点所在。

对策与策略性干预措施的实施可以通过多种机制来实现，它们包括国际公约；多边与双边条约；国家与地方的法律法规、监管制度及强制措施；制度变革及政府管理体制的变化；政府政策与产业政策；合同、合股及合作；以及私人行为与公众行为。

与生态系统有关的国际协议，其范围包括一般的准则（例如，全球框架公约中包含的那些一般准则）和具有履约条款的详细的监管协议等。如果通过主权国家的磋商而且得到批准的话，那么原则上这些协议就会构成国家在社会、经济及政治方面的主要政策的边界条件。但是，在许多情况下，这些条件的实现与否将取决于为履行国家的协议职责而设计的法律法规的制定与执行情况。目前，研究这类协议与公约的执行与效力的文献正在不断增多（Victor et al. 1998）。

国家层次的决策制定具有以下几个方面的特殊作用。第一，在缺少适当的协调机制的情况下，即使是设计最佳的局地或区域行动都可能不起作用（例如，在某一地区采取的严格的强迫性保护措施可能只会把有

害的活动简单地转移到另一个地区)。第二,关键的立法权通常是牢牢地掌握在国家层次的有关机构中的(尽管在不同的国家中,立法权在国家层次与亚国家层次的机构中的分配不尽相同)。最后,在不断增多的国际谈判和国际协议当中,国家是得到公认的参与方。然而,由于一些亚国家实体(地方的或者部门的、政府性质的或者非政府性质的)对国家的立法过程及结果具有一定的影响能力,因而国家层次的立法机构在立法的过程中需要面对有关政策制定方面的国内限制因素。如果保护生态系统的政府政策与当前社会的主要现实情况不一致,那么就会导致政府的政策失灵。例如,如果没有可供选择的生活来源,或者法规的执行力度较弱,那么对贫困社区违反保护区法规的行为也就难咎其责了。

同时,在由私营部门(这些私营部门对生态系统及其服务具有重要的影响)组成的复杂系统之中也涌现出许多相关的方针政策(Dietz and Stern 2002)。它们包括规定资源利用和产品生产的执业标准与技术规范的各种协议。有时,这类政策仅在个别国家内部使用,不过目前这方面的国际协议也在日益增多。这些协议虽然是自主制定的,但是它们通常受到政府、国际机构及环境方面的非政府组织的协调。与国家政策和国际政策的情况一样,这些私营部门的协议也会由于局地经济条件、局地层次技术能力的缺失,或者不同私营企业之间以及同一私营企业内部执行标准不一致等因素的限制而受到破坏。

把生态系统服务的价值融入到决策制定过程之中,这是一类需要进行评估的重要的策略性干预。在制定对生态系统具有直接或间接影响的决策与行动时,虽然通常会考虑到人类的福祉状况,但是,如果没有把对生态系统的影响考虑进去,那么就未必能够保证(广义的)人类的福祉水平会得到提高。例如,在制定决策时最好考虑对生态系统及其服务具有影响的以下两种人类行为:直接改变生态系统服务状况的局地行为;以及某一局部、地区或者全球的众多个体的行为。后者可能会对生态系统产生累积性的、分散性的或间接性的影响,但是这些影响事实上又是系统性的。目前,人类已经改变了生态系统的生物循环和化学循环,通过新的方式传播了人工合成的和天然形成的化学物品,以及改变了诸如气候和紫外线辐射等全球过程。虽然这些累积性的或者间接性的影响是由人类无意识地造成的,但是,它们对全球的生态系统却会产生重要的影响。

目前，关于生态系统退化的大多数文献是关心人类的直接干预措施，但是，间接行动是如何影响生态系统的？这些间接变化又是如何与直接变化相互作用的？以及如何制定有效的政策和管理策略以分别对它们进行管理？对这些问题的考虑却显得日益重要。相反，在局地层次上制定的影响生态系统的众多决策是受区域、国家及全球的环境条件决定的（Vayda 1988；Dietz and Rosa 2002）。当有人挥动斧头砍伐某一森林的树木时，人们在一定程度上会认为皆伐林地这一决策是在局地层次上制定的。但是，实际上这一决策是受物质基础设施（例如，道路与工厂的分布）和制度条件（市场、产权及土地保护体制）影响的，反过来，这些制度条件又是受区域、国家及全球的环境条件决定的。因此，虽然某一决策是在局地层次上制定的，但是这一局地的行动却可能是由全球因素决定的，并且可能会产生全球性的影响。

决策过程的质量将取决于它们对所有成本与效益（包括直接的与间接的生态系统服务及影响）的包含程度，也就是决策者对它们的感知程度。因此，为了把这些有关的成本与效益集中到“局地的决策者”手中，我们应该对为此采取策略性干预措施的需求及预期效果进行评估。在这方面，由于所有行动的成本已经通过这种方式得到了集中，因而市场将把它们传递给最终的消费者，以帮助消费者了解对生态系统产生的影响，并改变他们的消费行为。碳排放和碳吸收的信用市场就是一个有趣的例子，在该市场的作用下，局地的决策者即可掌握其中的成本与效益状况（否则，他们就无法掌握这些外部性的成本与效益）。

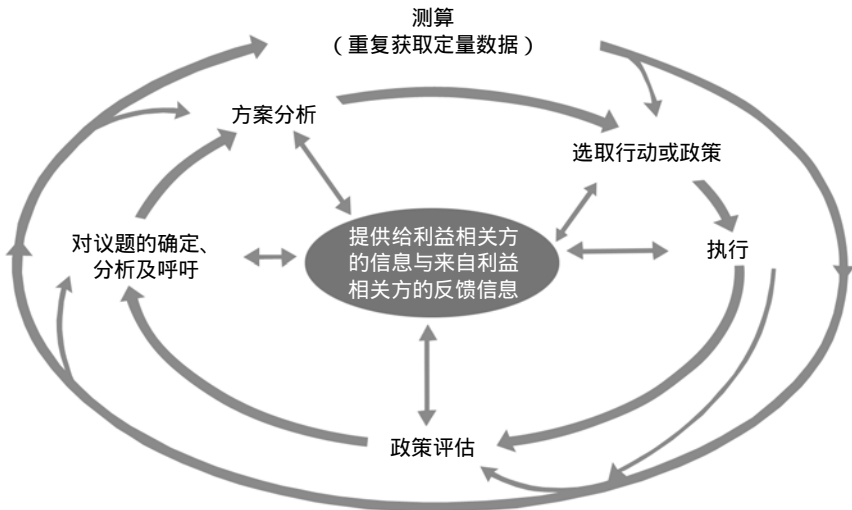
可以使用的知识

图 8.1 简单地表示了知识在决策制定中的作用，它描绘了 3 个相互作用的过程：监测、决策制定周期和利益相关方的信息流入与流出。决策制定是从识别问题开始的，然后是阐述政策方案和确定对他们的选择、对所选方案进行明确的表达、执行政策方案，最后就是监测政策的执行过程，并对执行结果进行评价。这一过程具有交互性和反复性，并且是作用在某一特定的制度结构之中。在该过程的所有阶段，决策都是建立在决策制定机构与决策人的价值观念、偏好、直觉感知、偏见及社会环境的基础之上的。这一过程保证了所有“利益相关方”的参与，包括基本信息向决策者的有效传递，利益相关方之间的信息交流，以及信

息在提供者与使用者之间的多方交换等。

图 8.1 决策循环中的信息

解释见正文。



通过测量可以把定期的监测信息（图 8.1 的外层循环）和其他来源的信息集中起来。对问题的确定、分析和呼吁需要具有全面而又详细的信息，这些知识涉及人文（社会经济）与环境条件及其主要变化趋势（包括直接与间接驱动力的性质、分布及影响）。因此，它们需要利用核算（accounts）、空间评估及全面的指标评估，有时还会利用科学评估（见专栏 8.1）。

专栏 8.1 核算与评估

核算（accounts）是换算成同一单位（货币、重量、面积或能量）的数值数据的集合。它们可以生成许多有价值的综合指标（直接由数据构建），例如国内生产总值、真实储蓄以及生态足迹。

专栏 8.1 核算与评估（续）

空间评估是空间数据的集合。它们是利用地理信息系统表示土地与水域的地理位置、面积大小、格局和状况，以及它们的生态、经济或者文化价值和特征。空间评估可以为我们配置对资源的利用提供基础信息，并为我们编辑某些综合指标（例如，生态系统多样性的状况、生态系统保护的范围及安全保障、土地退化的范围及程度）提供有效的手段。

指标评估是指标变量的集合。因为指标评估是依赖于一些代表性的指标，这些指标可能具有一定的选择性，因而它们可以涵盖广泛的大量议题，为我们充分描述人类福祉、环境状况，以及人类与环境之间的相互作用提供必需的帮助。指标的成功主要来自以下几个方面：

在生物物理/生态科学方面，是来自各种不同的环境数据；

在社会学和人类学方面，是来自个人之间或者更高层次的组织之间的社会稳定性或弹力概念；

在政治科学方面，是来自政策执行的效率；

在法学方面，是来自法律诉讼的范围；

在经济学方面，是来自政策对社会福祉的影响。

因为大量个体指标（indicators）表现出的信号模糊而又常常相互矛盾，因而人们提出了一些可以产生各种指数（复合指标或者对更低层次的指标的综合）的评估方法，这些方法在应用时更加容易解释，因而可以为决策者提供更加清楚和更具说服力的信息。这方面的例子包括，联合国开发计划署每年制定的人类发展指数、加拿大国际开发研究中心提出的福祉指数及其他指数。

科学评估是综合利用数值数据、空间数据与指标变量，就一些主要议题形成科学共识。尽管其他一些评估都是定期开展的，但科学评估则往往是在出现这种需求时才会开展。近期的一个例子就是政府间气候变化委员会（IPCC）的各种报告。与此相似，欧洲环境署的各种报告是对整个欧洲地区环境质量状况和变化趋势方面的数据进行收集、分析和报告。为《长距离跨界空气污染公约》构建的模型和综合评估可以向谈判代表提供政策对策方面的反馈。他们可以对政策过程产生许多不同的影响：改变某项争论的条件（例如，通过引入一些新的政策选项），出现关心某一议题的新的参与方，或者改变当前参与方的利益、行为或策略。

在分析各种方案和选择行动或政策措施时，同样需要依靠以上手段的支持。它们可以为分析需要应对哪些问题以及采用什么方式（需要考虑不同方案的可行性、成本与效力，以及不同方案可能会对社会经济和环境状况及特定的利益相关方产生的影响）提供必不可少的详细知识，

政策是通过各种制度的作用而得以执行的。为了确定政策执行中的限制因素以及克服这些因素所需采取的措施，制度分析是必不可少的。由于政策的执行在很大程度上是取决于利益相关方的积极支持和参与，因而他们需要了解政策执行方面的信息，同时在决策制定周期中的每一阶段，决策者都应该得到来自利益相关方的反馈信息。

政策执行过程中的监测与指标评估包括：

- 方案或者政策是否得到执行；
- 它们是否取得了预期的结果；
- 是否已有新的影响因素出现；如果有新的因素出现，那么整个循环过程就要再重复一次。

如果政策执行失败，那么就需要分析制定的政策是否正确，是否拥有必要的支持者，执行政策的手段是否到位，以及这些手段是否合理（如果手段都到位的话）。如果用于指标评估的相关指标不可能随时间而变化，那么就必须建立一项或者多项中期指标或者近期指标，以便确定不同方案或者政策和它们对生态系统与人类福祉产生的预期结果之间的因果关系。这可能是一个复杂的过程，因为生态系统状况与服务供给的变化可能是由几项因素（例如，并行的政策）同时作用造成的，或者是由外部因素（例如，经济活动的变化）造成的。此外，由于生态系统本身具有动态变化的特性，因而并非总能把人为变化从自然变化之中区分出来。最后，从采取应对措施到生态系统出现改善或者变化，二者之间可能存在相当长的时滞，因而评估应对措施对直接与间接驱动力产生的影响也是非常重要的。

有些分析框架[例如，欧洲环境局（EEA）等制定的分析框架]可能就是建立在 MA 这样的对策评估基础之上的（EEA 2001）。欧洲环境局的分析框架明确区分了政策制定过程的各种要素，措施、策略及干预的执行，以及对生态系统和人类社会的最终影响。它同时也指出了许多有待解决的关键议题或问题。各项政策目标的设计与组织可以对资源（经

济资源和人力资源)需求产生影响,反过来,资源需求又会影响政策产出的效率。在这一框架中,社会需求、环境影响及政策产出属于政策制定过程的外部因素。对不同响应对策的评价总是根据目标相关性,以及这些响应对策的执行结果对社会产生的最终福祉来进行的(与政策制定过程评价有关的问题在本章的第一部分已经进行了探讨)。

可以使用的知识必须应对某一用户的特定问题。在 MA 中,收集的信息与直接驱动力和间接驱动力、生态系统服务及人类福祉应该具有确切的联系。第 7 章已经介绍了优良指标的一般特征。此外,对决策制定有效的指标还应具有以下特征:

- 与政策方案、目标或者具体目标(例如千年发展目标)具有直接的联系;
- 捕获随时间发生的变化;
- 确定某一变化的临界阈值或者不可逆性;
- 提供早期预警;
- 表现某一给定生态系统服务的最佳水平、充足水平或不充足水平的典型特征。

可以使用的知识(usable knowledge)涉及不同的空间尺度、时间阶段及组织层次,对于决策者来讲,牢记这一点非常重要。因为主要结果很少能够轻易地从一种尺度或层次转换到另一尺度或层次。确实,在许多情况下,不同尺度之间的信息转换都是需要做出特殊的努力才能实现的。其中一个例子就是,对全球气候变化或者其他全球现象在区域或者局地尺度上产生的影响进行评估。最近强调的可持续发展的“地方”科学(“place-based” science)这一概念(应该是与局地的政策制定有关)就说明了这方面的需要(ICSU 2002a)。此外,把可能只作用于后代的长期性影响转换为目前日常决策中的相关信息,这又是一个同等重要而且难以解决的问题。

MA 将生产大量与政策相关的适合量化分析的数据资料。但是,这并不意味着所有的事物都必须进行量化。确实,正如前面已经指出的那样,可持续发展中的某些要素在本质上就是难以量化的,同时并非所有的事物都可以转化为数值数据或者使用图形进行表达。社会与经济资产方面的有些信息和知识也属于这种情况。我们不可能对生物多样性的内

在价值或者社会关系的性质通过可信的方式和定量的术语进行表达。但是，为了避免把这些内容忽略掉，我们必须提供对信息进行收集和表达的定性方式，例如：集体成员的民族志、文化方面的评估、案例研究、对腐败现象的定性研究和定性调查等。

但是，大多数“可以使用的知识”是以数值或者其他定量信息的形式出现的（ICSU 2002b）。在各种形式的这类信息中，指标具有重要的作用。指标可以为评估可持续发展方面的进展提供基础。只有在进展状况可以得到客观评估的情况下，长期目标在政策目标方面的意义才能得到体现。这就要求对具体目标使用准确的术语进行表达。精细的测量也可以提高在确定不同政策之间的相互作用以及处理可能出现的利弊得失的能力。虽然这些方面已经成为政策制定的一部分，但是测量的优点是可以对各种利弊得失进行明晰而又透明的表达。

MA 的目标是把正式的科学信息与传统的或者地方的知识都融入到评估之中。传统社会在其发展过程中形成和完善的知识系统不仅对那些社会自身具有直接价值，而且对于开展区域尺度和全球尺度的评估也具有相当重要的价值。这类信息通常并不为科学界所认识，它们一般可能是表现社会与自然之间在其他方面的一些关系，特别是表现对自然资源的可持续的经营方式（ICSU 2002c）。对于所有来源（不管是科学的，还是传统的）的信息来讲，为了使其对决策者可信而且有效，我们必须通过与知识形式相对应的程序对它们进行严格的评价和验证，并把这一过程看做整个评估的组成部分。

如果评估结果是潜在用户可以接受的，或者用户至少认为评估的资料来源与评估过程是合法的，那么这样的评估结果才可能会被用户所使用。合法的资料来源是经过有关知识体制（不管是学科方面的、政府方面的，还是传统社会方面的）的评判而得以确定的。（科学具有确定其知识的合法性的方法，传统社会也具有在特定的文化环境中确定知识的合法性的方法。但是，适用于不同文化环境或者对科学知识与传统知识同时进行评判的方法目前还不存在。）一个合法的评估过程可以向用户保证它是公平的，而且已经考虑了用户的利益。例如，所谓的全球评估可能会受到弱小国家的质疑，因为这些国家认为没有把它们提供的信息包括进去，或者它们的利益被忽略了，这就是由于缺乏合法性造成的（EEA 2001）。这种情况也适用于国家或者局地层次的其他类型的信息。

在某些情况下，可以使用的知识来源与潜在用户之间可能存在巨大的鸿沟。那些对科学研究结果进行综合与转化，并探究其在政策方面的启示的机构可以架起跨越这类鸿沟的桥梁。它们有时被称做“中介机构”，这是因为它们可以促进可以使用的知识在科学与政策之间的转化，并且它们可以为政策制定者和科学家提供跨越他们的自身领域的机会。新闻工作者也具有相似的桥梁职责，他们可以保证通过客观而又生动的方式将科学与政策信息传播给公众。以上这两个领域的能力建设都是值得我们重视的。

处理风险与不确定性的问题

风险是指某些行动或决策将对人类造成损害，或者将对他们的福祉产生不利影响的概率。由于风险是所有人类活动所固有的，并且通常与为在人类福祉方面获得更大的收益而付出的努力有关，因而无法将它从人类发展、技术进步或社会改革的过程中消除。但是，包括生态风险评估在内的风险评估，目前已经具有一套对明显不同的环境威胁进行比较的先进手段，具有对风险和效益及潜在的利弊得失进行权衡的方案，具有为提高贫困人群和其他脆弱人群的生存状况而保证对政策或行动进行公平管理的方法（Jaeger et al. 2001；Dietz et al. 2002a）。风险评估对我们了解决策过程的有关信息具有重要的潜在作用，特别是当决策过程极度复杂而且具有高度的不确定性时更是如此。

风险评估具有以下几个方面的功能。第一个功能是分析，它可以为支持合理的决策提供必需的知识库。正如本报告自始至终所强调的那样，这部分的分析应该利用科学的知识传统的知识，或者依靠各种来源的知识，确定和描述各项人类活动或决策将对生态系统服务与人类福祉产生的收益与风险。此外，为了扩大收益、尽量减少或者消除风险，或者在收益与风险的分配方面确保更大的公平性，它还应该确定可供选择的不同的决策方案。最后，这类分析应该包括对与估算结果有关的不确定性的类型和大小进行的具体评价。

风险评估的第二个功能是审议，它是风险评估的一项重要属性（Stern and Fineberg 1996；Dietz and Stern 1998）。审议是指一种咨询过程和利益相关方的参与过程，对于不同人群赋予潜在收益与风险的各种价值，通过审议过程有助于确保这些价值的全面性和包容性。

生态系统管理当中的许多决策往往具有很高的不确定性或者甚至具有无知的成分。这导致人们对一种可以称做适应性管理的决策策略产生了很大的兴趣。这种决策途径首先认为决策环境或管理挑战只能在一定程度上被人们所了解，而且高水平的不确定性或者无知将一直是决策环境所具有的典型特征。在这种情况下，把决策过程组织成一组持续进行的干预（本质上就是试验），正如前面已经阐述过的那样，然后根据决策所产生的结果总结学习其中的各种关系，这样会对决策过程产生许多有利条件。这种决策途径认为突发事件和意外事件总是会出现的，因而管理过程需要具有高度的敏感性和灵活性，而不是试图控制和消除其中的变异性和不确定性。Lee（1993）和其他研究人员（Gunderson et al. 1995b）已经对适应性管理的原理以及 Columbia 河流域的相关经验进行了研究和阐述。

考虑到对生态系统及有关人类福祉的威胁伴随有大量的不确定性，而且这些不确定性将会导致在决策制定与管理对策方面产生长期的时滞，因而已经导致人们对预防性原则的使用日益增加。正如 1992 年 Rio 宣言的第 15 项原则所定义的那样，“在出现生态系统面临严重的或不可逆转的破坏所威胁的情形时，不应将在科学上缺乏充分的确定性这一说法，作为推迟采取符合成本效益的措施来阻止环境退化的理由”（United Nations 1992：3）。目前，这一原则已在使用中出现了许多不同的版本，并对评估和决策过程产生了不同的影响。尽管有些评论人员已经把预防性原则看做是可以替代风险分析的另外一种方案，但是，它实际上是特定决策环境中的一种伦理原则，这一原则在很大程度上与风险分析是一致的。虽然风险评估可以为确定何时启用预防性原则及其具体形式提供重要的知识信息，但是这不应该阻止继续发展与风险有关的知识内容以便在未来的决策中使用。

风险评估与风险管理技术通常是用于更加广泛的环境影响评价和战略性环境评估之中。前者是评估某项申请计划可能造成的环境影响，它涵盖了社会经济方面、文化方面以及与健康有关的所有可能的有害影响和有利影响。虽然大多数国家都有这方面的法规，要求某项计划或者开发项目在批准之前必须提交环境影响报告书，但是不同国家之间或者同一国家的不同地区之间，对环境影响评价的执行强度、执行标准与质量要求却差别很大。策略性环境评估是根据综合的和系统的方式对被提议

的政策、更加广泛的规划或者大尺度的规划可能产生的环境影响进行确定和评价。它们涵盖的范围包括总的部门政策（例如，某一国家的水资源政策）和综合性的区域发展战略等。它们通常可以为特定计划的环境影响评价提供背景与本底信息。

在更加综合的层次上，例如社区、国家、国家集团或者国际组织，它们都定期发布环境状态报告，对环境的状况与变化趋势以及现有的环境监管制度的执行效果进行评估，并帮助制定新的环境目标与政策（或者修订现有的环境目标与政策）。这类报告通常可以确定最近暴露的一些环境问题或者危险的变化趋势，以便在某一策略性环境评估中对其进行更加详细的调查。因此，这 3 类评估活动是密切相关的，它们共同表现了处理人类与生态系统之间的相互作用的决策过程所具有的关键特征。

决策分析框架与工具

与生态系统和生物多样性管理有关的决策环境具有多种不同的特征，这意味着我们需要具有一系列的决策分析框架（DAFs）与工具。决策分析框架可以被定义为一组连贯的概念和程序，它的目的是对来自某一生态系统管理问题的有关方面的现有信息进行综合，以便帮助决策者对各种决策方案产生的影响进行评估。决策分析框架是根据一个适当的框架对有关信息进行组织，（在某些范式或者理论的基础上）利用一定的决策标准，根据分析框架的特征假设条件和近期即将开展的应用确定最佳方案。需要指出的重要一点是，没有任何一个框架可以把决策制定过程中的整个复杂性全部包括进去。因此，它们的分析结果仅能提供形成最终结果的部分信息。此外，在选择和应用决策分析框架的过程中，总会包含一定的隐性价值判断。

原则上讲，我们可以利用一系列的广泛的决策分析框架；实际上，我们在为各层次的决策者提供与生态系统有关的决策信息时也已经利用了一系列的框架。在文献 Toth（2000）的基础上，表 8.1 列出了一些代表性的框架，但它不是一个囊括无遗的清单（关于这些框架的简明阐述，请参阅 MA 的方法报告）。事实上，许多决策分析框架之间是相互重叠的。此外，每种分析方法通常都需要利用其他方法提供的信息。因此，要对这些方法以及他们对现实世界的各种问题的适用性进行明确的分类，有时是比较困难的。

表 8.1 决策分析框架

框架	决策原则			对不确定性的处理		适用层次	适用范围
	最优化/效率	预防性原则	公平	精确度	方式		
决策分析	*	+	+	*	St	X	B
成本-效益分析	*	-	+	+	SA Sc	X	D
成本-效果分析	*	+	+	+	SA Sc	X	D
投资组合理论	*	+	-	*	St	X	D
博弈论	+	-	+	+	SA St	X	I
公共财政理论	*	-	*	-	SA	N-R	D
行为决策理论	-	+	+	-	Sc	N-M	B
政策模拟	+	+	+	+	Sc	X	B
小组讨论	-	+	+	-	Sc	R-M	B
模拟-博弈	-	+	+	+	Sc	X	B
伦理与文化规则	-	+	+	-	Sc	N-M	D

决策分析框架 (DAFs) 中决策原则的兼容性与可用性：

- 表示较弱，但并非不可能 + 表示可能，但不是主要的；*表示 DAF 的基本特征。

适用层次：

G 表示全球层次；I 表示国际层次；N 表示国家层次；R 表示区域或部门层次（亚国家）；L 表示局地（社区）层次；M 表示微观层次（家庭、工厂、农场）；X 表示所有层次。

通常的适用范围：

D 表示直接的干预措施；I 表示间接的干预措施；B 表示以上两者都适用。

对不确定性的处理：

精确度：*表示高；+较高；-表示中等/低。

形式：St 表示模型结构；SA 表示灵敏度分析；Sc 表示情景。

决策分析框架可以分为以下几种类别：规范性决策分析框架，例如更多直接涉及价值评价和通约（commensuration）的决策分析和成本效益分析；描述性决策分析框架，它是考虑可能来自某些行为的结果，例如博弈论；以及审议性决策分析框架，它是涉及发现他人信息或由他人

提供的信息，例如模拟博弈。许多决策分析框架，例如行为决策理论或者投资组合理论，它们都是含有既可称做规范性决策分析框架的要素，又可称做为描述性决策分析框架的要素。最后，在传统社会和转型社会中还有一些具有伦理特征和文化特征的决策分析框架。

在决策中使用什么类型的决策分析框架，以及什么类型的框架可以为决策制定过程提供有效的信息，这是由好几种因素决定的。决策背景是由社会、经济和环境方面的要素构成的。影响生态系统的大多数决策是由个人（如所有者、经营者或者使用者）或侧重于效率和试图将预期报酬最大化的公司制定的私营决策。但是，主要的社会规范和社会渴望，以及现有的社会规则和社会制度会对这类决策产生强烈的影响。

在私营决策的制定背景中，一个重要的组成部分是根据公共政策实施的一套现有规则与监管制度。目前，现代社会（相对于传统社会）已经建立了一些程序，以便对不同的公众决策方案产生的环境、社会及经济影响进行评估。它们也往往具有根据法律规定的或者是根据惯例采用的决策分析框架，决策者可以根据这些框架依照被公共政策广泛接受的标准对不同的政策方案进行挑选。但是，这些程序通常是局限于那些具有直接性的决策中（例如，建筑特许权或者排放权）。对于分散性的影响和累积性的影响（例如，土地过度退化）来讲，处理的效果一般不佳。与此相反，在处于经济转型阶段的发展中国家的许多社会中，它们却不存在这类已经确定了的程序，因而其生态系统决策似乎具有更大的武断性。在许多国家中（包括工业化国家和发展中国家），一些短视的或者具有明显缺陷的公共政策常常导致会对生态系统造成灾难性影响的私营行为发生。这些复杂的管理形势和严重的生态系统破坏通常是在传统社会向现代社会转变的过程中由于两者的碰撞造成的。

在任一决策环境中，根据被考虑的重要标准可以形成不同的决策制定原则。某一社会期望的或者是至少可以产生广泛接受的决策结果的主要标准，通常是取决于经营既定生态系统的历史传统、主要社会状况（其涵盖的范围包括当地有关主体赋予生态系统服务的价值内涵，以及产权与政府监管制度的存在情况和执行能力等）及经济状况（发展水平、收入分布，以及对资源与社会服务的获取）。在确定决策制定原则，以便指导对决策分析框架的选择时，我们必须对以上这些因素进行认真的考虑。在采用决策分析框架分析特定的生态系统问题时，我们既可以对这

些决策原则进行单独使用，也可以把多项原则结合起来一起使用。表 8.1 列出了一些一般性的决策制定原则，以及它们与有关的决策分析框架的兼容情况。显然，虽然有些决策分析框架比其他的决策分析框架更适用于某些决策原则，但是完全不相容的情况也非常少见。

生态系统决策问题的关键特征是其中的时空尺度问题。它们决定了决策框架产生最佳效果的管辖权层次。表 8.1 还列出了可以适用于既定决策分析框架的决策层次的有关条目。

有许多方式可以影响决定生态系统管理的个体行为与社会行为。有些决策分析框架更加适合于支持那些对生态系统管理进行直接监管的决策，而其他一些框架则对挑选将会影响广泛的行为选择的决策具有更大的帮助。因此，表 8.1 列出了另一系列的条目，用于表示未来的决策分析框架是否适合于直接关注生态系统管理的决策，或者是否适合于影响生态系统的主要驱动力（或者近期驱动力）的更加广泛的政策。

生态系统决策问题的另外一些关键特征是与其中的复杂性水平、不确定性水平及数据获取有关。表 8.1 中有两栏列出了有关框架在解决不确定性方面的能力。第 1 栏列出了既定框架解决不确定性的严密（rigor）水平（严密度高、严密度良好或者严密度中等/低）。第 2 栏列出了框架中用于不确定性分析的代表形式（在经典的决策分析中是通过模型的内在结构；参数分析或者基于 Monte Carlo 方法的灵敏度分析；情景分析）。

在传统的社会中，不存在正式的评估或者“决策分析”。有些情况下，环境、人口、经济及科技方面的因素常常导致传统社会出现不可持续的生产方式（例如，Krech III 1999）。但是，另一方面，数百年或者甚至数千年来，也有许多的原住民一直在使用可持续的方式管理他们的生态系统（Ostrom et al. 2002）。他们进行管理实践的信息基础是根据长期的经验、有意识的观察，以及由自然事件或者人类影响触发的无意识的“试验结果”积累下来的。根据这些长期的观察提炼出来的指导原则，通常会被纳入宗教条规、文化仪式及其他方面的社会行为准则之中。有时，传统社会与生态系统之间的冲突往往导致出现生态系统退化（大多数是暂时性的，不过有时也出现持久性的）或者社会动乱，这些问题常常是通过改变管理实践方式、技术改革或者社会制度变革而得以解决。

社会经济的快速变化常常造成生态系统管理方面的制度能力无以应对，目前这种情况已经导致生态系统的结构、功能和生产力出现了最大规模的变化。当现代社会开拓一个前所未有的新区域时，这种情况表现的尤为典型。无意识地引入外来物种，包括从微生物病原体（当地的居民或者生态系统对其没有免疫能力）到哺乳动物（例如，船只上的大量啮齿动物）的一系列物种，以及有意识地引入新的价值评价体系（贵重金属）、管理实践（应急战略）和技术（链锯），这些过程已经打破了社会与生态系统之间按照传统方式建立的平衡关系。在许多发展中国家的“转型”社会中，仍然可以观察到相似的变化过程：与生态系统管理有关的旧的价值与规则体系虽然已经被打破，但是新的规则或执行能力却还没有建立起来。为了建立新的生态系统管理规则和组织它们的实施，这些社会及社会形势明显需要建立有关的评估及决策分析能力。但是，由于缺乏资源，以及通常是利益的作用，目前这些社会几乎没有做出此种努力的任何迹象。

直到最近，人们才认识到了需要把本土的生态知识融入到生态系统评估与资源管理计划的制定之中（例如，Agrawal 1995；Appiah-Opoku and Mulamoottil 1997；Hellier et al. 1999）。这种认识常常姗姗来迟。这方面的实际行动在综合程度和强度方面具有变化不等的特征。随着原住民向现代社会经济体系的日益同化（即使是在偏远的农村地区也是这样），这一趋势已经严重地蚕食了传统的生态知识——在许多地区，这一过程是属于不可逆转的。如果生态系统经营方面的本土制度（社会、政治及司法方面的制度与宗教信仰、规范及实践）也已经大量消失的话，那么再试图对它们进行恢复就不太可能了。一种更加明智的策略可能是，坚决建立现代化的制度与监管机制，以便防止生态系统的进一步退化，并在可能的条件下促进对生态系统的质量及其服务进行修复。由于缺乏生态系统方面的现代化监测设备与科学数据，传统的生态知识在这些方面可以很好地为制定现代化的经营策略做出重要贡献。

相比之下，对于那些本土制度与本土知识保存的仍然相当完整，并且在生态系统服务的利用方面发挥重要作用的地区，就应该考虑如何把这些制度与知识融入到现代化的制度与监管框架之中。各种宗教戒律、社区监督下的收获规则与原住民的司法制度的各种惩罚措施，在保护和可持续地利用生态系统方面，它们比依靠不得人心的、执行不力的

或者充斥腐败的政府管制可能更加有效。

然而，在现实世界的动态变化中，由于社会变革与经济转型正在无情地持续进行，因而根据传统规则和现代监管制度的要求对生态系统进行共同管理将会时常面临新的挑战。Downs (2000) 认为，对于任何一种不同的实践方式来讲，文化方面的可接受性都是一个关键的问题，特别是在村庄或者原住人口的局地尺度上更是如此，因而在决策制定的过程中把它们包括进来对于实现可持续发展是非常重要的。为了帮助制定具有社会公正性、可接受性、环境有效性及经济高效性的政策，对决策分析框架的选择成了一项特别棘手的任务。由于原住民对生态系统的感知和管理绝不具有同质性，因而在所有的任务当中其最为复杂。Atran 等人 (2002) 通过对生活在危地马拉同一雨林中的 3 个群体进行观察，发现他们对森林具有完全不同的行为、认知及社会关系。

在有些地区 (例如，美国、加拿大、澳大利亚与墨西哥)，原住民社区一直是坚持生活于现代社会的边缘，近年来人们日益关注如何把他们的传统价值和传统知识融入到现代的评估与决策分析框架之中 (Goma et al. 2001; Paci et al. 2002)。这样做的最终目的是，通过承认这些原住民社区的权力和把他们的环境知识融入到决策之中，超越评估自身的价值，实现向共同管理生态系统的目标迈进 (Faust and Smardon 2001)。

总之，为了支持制定与生态系统管理有关的政策与措施，对决策分析框架的选择是受很多因素影响的。它们包括社会、经济及文化背景，地理尺度和有关的司法权范围，以及问题的复杂性与不确定性特征和干预措施的偏好特性等。目前，在许多工业化国家，先进的分析框架 (例如，多指标决策分析或者成本效益分析) 已经被广泛地使用，而且已经被公共部门和私营部门成功地应用于它们的政策方案选择之中。相比之下，在有些存在严重环境问题和生态系统退化风险较高的地区，尽管那里的传统生态知识与管理方案已经逐渐消失，但是新的评估与管理体制却仍然相当薄弱或者刚刚建立。目前，在许多国家，对现代分析框架与传统生态知识 (仍然存在这种知识的话) 进行综合的努力正在不断加强，这为未来指出了一个具有希望的方向。

附录 1

作者

本报告的所有作者对所有章节都做出了贡献，以下条目列出的是他们做出主要贡献的章节。

Joseph Alcamo，环境科学家，Kassel 大学环境系统工程与科学系教授，环境系统研究中心主任，德国维岑豪森市。（第 7 章）

Neville J. Ash，环保科学家，联合国环境规划署世界保育监测中心（UNEP-WCMC），千年生态系统评估状况与趋势工作组的协调人，英国剑桥市。（第 7 章）

Elena M. Bennett，生态学家，Wisconsin 大学 Madison 分校湖泊研究中心研究员，美国威斯康星州。（第 7 章，参与编写工作的作者）

Reinette (Oonsie) Biggs，硕士生，Witwatersrand 大学环境专业，南非约翰内斯堡；科学与工业研究委员会水、环境及森林技术研究所研究助理，南非比勒陀利亚市。（第 5 章，参与编写工作的作者）

Colin D. Butler，流行病学家，澳大利亚国立大学全国流行病学与人类健康中心研究人员，澳大利亚堪培拉市。（第 3 章）

J. Baird Callicott，环境哲学家，North Texas 大学应用科学研究所哲学与宗教学系教授，美国德克萨斯州丹特市。（第 6 章）

Doris Capistrano，资源经济学家，国际森林研究中森林与管理部主任，印度尼西亚茂物市。（第 1 章与第 5 章）

Stephen R. Carpenter，生态学家，Wisconsin 大学 Madison 分校湖泊研究中心教授，美国威斯康星州。（第 1 章、第 2 章与第 7 章）

Juan Carlos Castilla，生物学家，智利天主教神学大学生物科学学院生态学与生物多样性高级研究中心教授，智利圣地亚哥市。（第 2 章）

Robert Chambers，社会科学家，Sussex 大学发展研究所研究员，英国布莱顿

市。(第3章)

Poh-Sze Choo, 渔业科学家, 世界渔业中心科学与政策专家, 马来西亚槟城市。(第2章, 参与编写工作的人员)

Kanchan Chopra, 经济学家, 经济增长研究所环境与资源经济室主任(教授), 印度德里市。(第1章与第3章)

Angela Cropper, 发展专家, Cropper 基金总裁, 特立尼达岛和多巴哥岛。(第1章)

Gretchen C. Daily, 生态学家, Stanford 大学国际问题研究所高级研究员、生物科学系副教授(研究), 美国加利福尼亚州。(第1章)

Partha Dasgupta, 经济学家, Cambridge 大学 Frank Ramsey 经济学教授、St. John's 学院研究人员, 英国。(第1章和第3章)

Rudolf de Groot, 生态学家, Wageningen 大学环境科学系环境系统分析组高级研究员, 荷兰瓦赫宁厄市。(第2章和第6章)

Thomas Dietz, 人类生态学家与社会学家, Michigan 州立大学 East Lansing 分校环境科学与政策规划系主任, 美国密歇根州。(第8章)

Anantha Kumar Duraiappah, 经济学家, 国际可持续发展研究所(IISD)高级经济学家、经济政策研究室主任, 加拿大温尼伯市。(第3章)

Jonathan Foley, 气候学家与生态学家, Wisconsin 大学 Madison 分校可持续发展与全球环境研究中心主任, 美国威斯康星州。(第7章, 参与编写的工作人员)

Madhav Gadgil, 生态学家, 印度科学研究所生态科学中心教授, 印度 Bangalore 市。

Kirk Hamilton, 经济学家, 世界银行环境部政策与经济小组组长, 美国华盛顿市。(第8章)

Rashid Hassan, 环境经济学家, Pretoria 大学非洲环境经济与政策研究中心主任(教授), 南非比勒陀利亚市。(第1章与第6章)

Pushpam Kumar, 环境经济学家, Delhi Enclave 大学经济增长研究所副教授, 印度德里市。(第3章, 参与编写的工作人员)

Eric F. Lambin, 地理学家, Louvain 大学地理系教授, 比利时新鲁汶市。(第4章)

Louis Lebel，生态学家，Chiang Mai 大学社会科学学院社会与环境研究系主任，泰国清迈市。（第 5 章）

Marcus J. Lee，经济学家，世界渔业中心，千年生态系统评估亚全球工作组的协调人，马来西亚槟城市。（第 5 章，参与编写的工作人员）

Rik Leemans，生态学家，国家公众健康与环境研究所（RIVM）环境评估处高级科学家，荷兰比尔托芬市；Wageningen 大学教授，荷兰瓦赫宁厄市；千年生态系统评估响应工作组主席。（第 1 章与第 4 章）

刘纪远 (Liu Jiyuan)，地理学家，中国科学院地理科学与资源研究所研究员，中国北京。（第 7 章）

Jean-Paul Malingreau，热带农学家与遥感专家，欧盟联合研究中心工作计划的负责人，比利时布鲁塞尔市。（第 7 章）

Robert M. May (Lord May of Oxford, OMAC)，生态学家，皇家学会会长，牛津大学动物学系教授，英国牛津市。（第 1 章）

Alex F. McCalla，农业经济学家，California 大学 Davis in Davis 分校农业与资源经济学系名誉教授，美国加利福尼亚州。（第 4 章）

Tony (A.J.) McMichael，流行病学家，澳大利亚国立大学全国流行病学与人类健康中心主任（教授），澳大利亚堪培拉市。（第 3 章）

Bedrich Moldan，环境科学与政策专家，Charles 大学环境中心主任（教授），捷克布拉格市。（第 8 章）

Harold A. Mooney，植物生态学家，Stanford 大学环境植物学 Paul S. Achilles 教授，美国加利福尼亚州。（第 1 章与第 2 章）

Richard H. Moss，公共政策专家，气候变化科学计划华盛顿办公室主任，Maryland 大学 Park 学院全球变化联合研究所科学家。美国马里兰市。（第 7 章，参与编写的工作人员）

Shahid Naeem，生态学家，Washington 大学 Seattle 分校生物学系教授，美国华盛顿市。（第 2 章）

Gerald C. Nelson，经济学家，Illinois 大学 Urbana-Champaign 分校农业与消费经济学系副教授，美国伊利诺斯州。（第 4 章）

牛文元 (Niu Wen-Yuan)，生态学家，中国科学院研究员，中国北京。（第 3 章）

Ian Noble, 生态学家, 世界银行碳资金事物部高级顾问, 美国华盛顿市。(第 2 章, 参与编写的工作人员)

欧阳志云 (Ouyang Zhiyun), 生态学家, 中国科学院生态环境研究中心研究员, 中国北京。(第 2 章)

Stefano Pagiola, 经济学家, 世界银行环境部高级环境经济学家, 美国华盛顿市。(第 6 章)

Daniel Pauly, 生物学家, British Columbia 大学渔业中心环美国海洋项目首席调查研究员 (教授), 加拿大温哥华市。(第 7 章)

Steven Percy, 石油工业总负责人 (已经退休), Michigan 大学 Ann Arbor 分校公司环境经营规划客座教授, 美国密歇根州。(第 8 章)

Gerhard Petschel-Held, Potsdam 气候影响研究所综合系统分析部主任, 德国波茨坦市。(第 5 章, 参与编写的工作人员)

Prabhu Pingali, 经济学家, 联合国粮食与农业组织经济发展分析部主任, 意大利罗马市。(第 1 章与第 4 章)

Sarah Porter, 自然资源经济学家, 国际食物政策研究所环境与生产技术部合作研究人员, 美国华盛顿市。(第 7 章, 参与编写的工作人员)

Robert Prescott-Allen, *The Wellbeing of Nations* 的作者, 海洋情报组执行主任, 加拿大不列颠哥伦比亚省。(第 8 章)

Walter V. Reid, 生态学家政策分析家, 世界渔业中心千年生态系统评估计划主任, 马来西亚檳城市。(第 1 章与第 2 章)

Taylor H. Ricketts, 生态学家, 世界自然基金会保育科学计划主任, 美国华盛顿市。(第 7 章)

Cristian Samper, 生物学家, Smithsonian 学会国家自然历史博物馆馆长, 美国华盛顿市; 曾任 Smithsonian 热带研究所副所长, 巴拿马。(第 1 章与第 5 章)

Stephen H. Schneider, 气候学家, Stanford 大学生物科学系教授、环境科学与政策研究中心主任, 美国加利福尼亚州斯坦福市。(第 7 章, 参与编写的工作人员)

Robert (Bob) Scholes, 系统生态学家, 南非科学与工业研究委员会研究人员, 南非。(第 1 章与第 5 章)

Henk Simons, 生态学家, 国家公众健康与环境研究所 (RIVM) 环境评估处

科学家，荷兰比尔托芬市；千年生态系统评估响应工作组技术支持部人员。（第 4 章）

Ferenc L. Toth，经济学家与政策分析家，Budapest 经济科学与政策管理大学经济地理与自然资源经济学系副教授，匈牙利；应用系统分析国际研究所（IIASA）高级研究学者，奥地利拉克森堡市。（第 8 章）

Jane K. Turpie，具有生态学背景的资源经济学家与保育生物学家，Cape Town 大学 Percy FitzPatrick 研究所高级讲师，南非。（第 2 章）

Robert Tony Watson，大气化学家，世界银行首席科学家，美国华盛顿市。（第 1 章与第 4 章）

Thomas J. Wilbanks，地理学家，Oak Ridge 国家实验室全球变化与发展中国家计划主任（Corporate Research Fellow），美国田纳西州奥克里季市。（第 5 章）

Meryl Williams，渔业科学家，世界渔业中心主任，马来西亚檳城市。（第 2 章）

Stanley Wood，农业与自然资源专家，国际食物政策研究所高级科学家，美国华盛顿市。（第 7 章）

赵士洞 (Zhao Shidong)，生态学家，中国科学院地理科学与资源研究所中国生态系统研究网络综合研究中心研究员，中国北京。（第 1 章与第 2 章）

Monika B. Zurek，农业生物学家与经济学家，国际玉米与小麦改良中心经济学项目的博士后，墨西哥墨西哥城市；千年生态系统评估情景工作组技术支持部工作人员。（第 4 章与第 7 章）

附录 2

评审人员

(根据居住国进行统计)

- Tundi Agardy, 美国
 Peder Agger, 丹麦
 Heidi J. Albers, 美国
 Jacqueline Alder, 加拿大
 Dolores Armenteras, 哥伦比亚
 Ahmad Badkoubi, 伊朗
 Beril Balantekyn, 土耳其*
 Jan Barkmann, 美国
 Ivar Baste, 肯尼亚
 Gordana Beltram, 斯洛文尼亚*
 Fikret Berkes, 加拿大
 Gunilla Björklund, 瑞典
 Victor Brovkin, 德国
 David W. Cash, 美国
 Lena Chan, 新加坡*
 Roberto Moreira Coimbra, 巴西*
 Flavio Comim, 英国
 Ulisses Confalonieri, 巴西
 Carlos Corvalan, 瑞士
 Robert Costanza, 美国
 Philippe Crabbé, 加拿大
 Chris Crossland, 荷兰
 Philippe Cury, 南非
 Brian Davies, 加拿大
 Ruth DeFries, 美国
 Timothy J. Downs, 美国
 Ann E. Edwards, 美国
 Thomas Elmqvist, 瑞典
 Daniel P. Faith, 澳大利亚
 Marianne Feldmann, 德国*
 Colin Filer, 澳大利亚
 Max Finlayson, 澳大利亚
 Simon Foale, 澳大利亚
 Sandy Gauntlett, 新西兰
 Habiba Gitay, 美国
 Matija Gogala, 斯洛文尼亚
 Ann Hamblin, 澳大利亚
 Arne Sveinson Haugen, 挪威
 Lars Hein, 荷兰
 Ole Hendrickson, 加拿大*
 Georgi Hiebaum, 保加利亚
 Joanna I. House, 德国
 Robert Howarth, 美国
 Nay Htun, 美国
 黄季焜 (Jikum Huang), 中国
 Brian Huntley, 南非
 IUCN, 瑞士
 Peter Kareiva, 美国
 G.B. Kasali, 赞比亚
 Thaya Kulenthran, 马来西亚
 Rodel D. Lasco, 菲律宾
 Anna Lawrence, 英国
 Patricia Balvanera Levy, 墨西哥
 Michel Loreau, 法国
 Wolfgang Lutz, 奥地利
 David MacDevette, 肯尼亚
 Jens Mackensen, 肯尼亚
 Peter J. Marcotullio, 日本
 Victor H. Marin, 智利
 Pim Martens, 荷兰
 Jeffrey A. McNeely, 瑞士
 Carmen Miranda, 玻利维亚
 Monirul Qader Mirza, 加拿大
 Lisa Moore, 美国
 Christian Nelleman, 挪威
 Valery Neronov, 俄罗斯
 Madiodio Niassé, 布基纳法索
 Masahiko Ohsawa, 日本
 Cheryl Palm, 美国
 Kirit S. Parikh, 印度
 Henrique Miguel Pereira, 葡萄牙
 Charles Perrings, 英国
 Ian Perry, 加拿大
 Stuart Pimm, 美国
 Juri Puzachenko, 俄罗斯
 David Rapport, 加拿大
 Paul Raskin, 美国
 Ginger Rebstock, 美国
 Kent Redford, 美国
 Carmen Revenga, 美国
 Janet Riley, 英国
 Jon Paul Rodríguez, 委内瑞拉
 Dana Roth, 美国
 Dale S. Rothman, 荷兰
 Lech Ryszkowski, 波兰
 Uriel Safriel, 以色列
 Abilio Rachid Said, 几内亚比绍共和国
 Odd Terje Sandlund, 挪威
 M. Sanjayan, 美国
 Michael Scherer-Lorezen, 德国
 Ernst-Detlef Schulze, 德国
 Kate L. Sebastian, 美国
 Megumi Seki, 肯尼亚
 David R. Simpson, 美国
 Ashbindu Singh, 美国
 Tone Solhaug, 挪威*
 Shiv Someshwar, 美国
 David Stanners, 丹麦
 Derek Staples, 英国
 Salah Tahoun, 埃及*
 Lee M. Talbot, 美国
 Mohamed Tawfic Ahmed, 埃及
 Tonnie Tekelenburg, 荷兰
 Bakary Toure, 马里*
 Dechen Tshering, 不丹*
 Amy N. Van Buren, 美国
 Annemarie van der Heijden, *荷兰
 Charles Vörösmarty, 美国
 J. Wiens, 美国
 Bruce Wilcox, 美国
 Clive Wilkinson, 澳大利亚
 Matthew A. Wilson, 美国
 Zerihun Woldu, 埃塞俄比亚
 Alistair Woodward, 新西兰
 Nicolaos Yassoglou, 希腊*
 Carey Yeager, 印尼
 Masatoshi Yoshino, 日本
 Ebil Yusof, 印尼
 Georgy Zavarzin, 俄罗斯

* 代表国家协调中心

附录 3

缩略语

CBD	生物多样性公约
CGE	可计算一般均衡（模型）
CV	意愿调查价值评估法
DAF	决策分析框架
DPSIR	驱动力-压力-状态-影响-响应
EEA	欧洲环境局
EGS	生态系统全球情景
EIA	环境影响评价
ESA	濒危物种法（美国）
FWS	渔业与野生动物局（美国）
GEO-3	全球环境展望-3
GCM	大气环流模型
GSG	全球情景工作组
IP	国际纸业
IPAT	影响 = 人口 × 财富 × 技术
IPCC	气候变化政府间委员会
ISEH	国际生态系统健康学会
IUCN	世界保护联盟
MA	千年生态系统评估
NGO	非政府组织
OECD	经济合作与发展组织
PSIR	压力-状态-影响-响应
SMS	最低安全标准
SRES	排放情景特别报告（IPCC）
TEV	总经济价值
UNEP	联合国环境规划署
WBCSD	世界可持续发展工商理事会
WSSD	可持续发展世界首脑会议
WTA	接受意愿
WTP	支付意愿
WWV	世界水资源展望

附录 4

术语表

适应性管理 (Adaptive management): 为实现系统发展的既定目标或调整既定目标而采取的一种经营模式, 其特点是对每种干预 (或行动) 进行监测 (或总结经验), 并将由此而获得的信息用于设计和实施后续干预 (或行动) 中去。

基底 (Baseline): 用于比较的一组参照数据集或者分析结果, 它可以依据某一参照年份或者某一组参照 (标准) 条件而得出。

贝叶斯概率 (Bayesian probability): 对由某项决定产生的若干后果的可能性进行的主观描述。

成果参照法 (Benefits transfer): 把在某一情境下 (无论通过何种方式) 得到的估算结果用于测算另一不同情境中的价值的经济评价途径。这种途径因为具有成本低廉和简单方便的特点而得以广泛使用; 但是由于价值具有因情境而异的特征, 通常不能在不同情境之间进行参照, 所以使用这种途径具有一定的风险性。

偏误 (Bias): 在取样、调查、测量、分类或者分析过程中, 使用的途径、方法以及在应用这些途径和方法时所产生的某一数据集的系统误差。

生物多样性 (Biodiversity): 所有来源的活生物体之间的变异性, 这些来源包括陆地、海洋和其他水生生态系统, 以及它们所构成的生态复合体。它包括种内和种间的多样性, 以及生态系统内和生态系统间的多样性。

生物量 (Biomass): 一个种群或一个生态系统中某一个体或所有生物体活组织的量。

中介机构 (Boundary organization): 从事科研成果的综合和转化, 并探讨其对政策方面的启示, 从而在科学和决策之间起到桥梁作用的公共或私营机构。

能力 (Capability): 人们为过上所期望的生活而可以选择的各种行为和状态的组合。基本能力就是满足基本需求的能力。

能力建设 (Capacity building): 强化或者开发人力资源、制度或者组织的过程。

(生态系统的) 资本价值 [Capital value (of an ecosystem)]: 在特定的管理体制下, 生态系统未来将会产生的效益流的现值, 它一般是将未来的收益和成本进行贴现而得到的。贴现率的恰当与否常是争论的焦点, 这在自然资源价值的贴现计算中尤为突出。

生产力变动法 (Change in productivity approach): 一套经济价值评估技术, 它通过跟踪生态系统变化对经济生产过程的生产力所造成的影响, 来评价生态系统变化的影响。例如, 通过跟踪由于水文径流的变化, 对下游水力发电、农田灌溉以及饮用水供给等水资源利用方面的影响, 来评价砍伐森林所造成的 (部分) 影响。

特征尺度 (Characteristic scale): 最显著或者最清楚地表现某一过程的典型范围或者持续时间。

命令与控制 (Command and control): 由监管部门规定的各种环境管理规章 (如每个污染源和每种污染物的排放标准) 和资源管理规章 (如对每一林区的采伐限额或者对每一物种的捕获限额) 构成的政策框架, 执行者在实施过程中必须严格执行, 不能随意更改。

公共资源 (Common pool resource): 有价值的自然、人造资源或者设施, 其特点是一个人的利用量会减少另一个人的利用量。在通常情况下, 尽管有必要将这种资源的众多潜在使用者排斥在外, 但要实现这一点又非常困难。参见“公共产权资源”。

公共产权资源 (Common property resource): 由某一明确群体共同享有的产品或服务。参见“公共资源”。

福祉要素 (Constituents of well-being): 福祉在各个方面的体现, 包括健康、幸福以及对生活中的活动或所处状态进行自由选择的权利等, 广义地还包括各种基本自由权。

保护价值 (Conservation value): 参见“存在价值”。

消费性使用 (Consumptive use): 由于某人消费某一种产品, 而使其他使用者可获得同一产品的数量减少或质量降低。

意愿评估法 (CV) [Contingent valuation (CV)]: 通过向被调查者描述有关产品或服务及其提供方式的详细情况, 进而基于被调查者愿意为特定惠益支付的金额所建立的一种经济评估技术。其目的是为了避开真实市场不存在的这一限制, 向消费者提供一个假想的市场, 假设他们可以在该市场购买所涉及到的产品或服务。虽然人们对该方法有争议, 但是随着其应用范围越来越广, 它已成为人们广泛接受的指导性方法。

核心数据集 (Core data set): 为千年生态系统评估项目指定的在其执行过程中具有广泛潜在应用需求的数据集。参与该项目的各个工作组和学者都可以获得这些数据集, 他们对这些数据集的共同应用将会最大程度地提高分析结果的一致性。例如, 土地利用数据集、土地覆盖数据集以及人口数据集, 都是该项目的核心数据集。

人文景观 (Cultural landscape): 参见“景观”。

文化服务 (Cultural services): 通过丰富精神生活、发展认知、思考、消遣娱乐以及美学欣赏等方式, 而使人类从生态系统获得的非物质收益, 包括知识体系、社会关系以及美学价值等方面。

决策分析框架 (DAF) [Decision analytical framework (DAF)]: 旨在通过对有关某个生态系统管理问题的部分现有信息进行综合, 以便帮助政策制定者评估各种不同的决策方案可能造成何种后果的一整套密切相关的概念及程序。决策分析框架基于对分析框架及其应用前景的特征假设, 把相关信息组织到一个适用的框架中, 并运用根据某些范式或理论制定的决策标准, 从而确定出最佳的决策方案。

决策者 (Decision-maker): 其决策和行动能够对某一状况、过程以及正在考虑的议题产生重大影响的人。

分解 (Decomposition): 主要由微生物将死有机体转变成无机物质的生态过程, 它是生物生产的逆向过程, 如落叶、枯木等植物残体转化为二氧化碳、氮气、铵和硝酸盐类等物质的过程。

福祉的决定因素 (Determinants of well-being): 为形成福祉的各种投入, 如食物、衣服、饮用水以及获取知识和信息等。

直接使用价值 (Direct use value): 在总经济价值框架下, 经济主体通过直接利用生态系统提供的产品和服务而获得的收益。这里的利用包括消费性利用 (如收获产品) 和非消费性利用 (如欣赏美景)。获得直接使用价值的经济主体通常客观存在于该生态系统之中。试比较“间接使用价值 (indirect use value)”。

(尺度的) 域 [Domain (of scale)]: 某一特定过程的特征尺度在空间和时间上的组合范围。

尺度下推 (Downscaling): 将数据或信息由粗分辨率向较细分辨率转换的过程。

驱动力 (Driver): 通过直接或间接方式引起生态系统变化的自然或人为因素。

直接驱动力 (Driver, direct): 对生态系统过程具有明确影响的驱动力, 因此可以在不同的精度上对其进行识别和测度。

内部驱动力 (Driver, endogenous): 其作用大小可以受决策者影响的驱动力。驱动力的内部性特征或外部性特征随着组织层次尺度的变化会相应发生变化。某些驱动力 (如价格因素) 对于某一组织层次的决策者 (如农场主) 来说属于外部驱动力, 但是对于另一个组织层次 (如国家) 的决策者来讲则是内部驱动力。

外部驱动力 (Driver, exogenous): 决策者无法改变的驱动力。参见“外部驱动力”。

间接驱动力 (Driver, indirect): 通过改变一个或者多个直接驱动力的变化速率或作用水平, 而对生态系统过程产生影响的驱动力。

生态足迹 (Ecological footprint): 对于处在特定物质生活水平的特定人群来讲, 为生产所使用的物资以及吸收所排放的废弃物, 所必需的、具有生产力的陆地或水生生态系统的区域, 它们可以位于地球上的任何地方。

生态安全 (Ecological security): 在生态方面的保障条件, 可确保当地社区能够获得生态系统持续不断地提供的供给、调节和文化服务, 以满足其对基本能力的需求。

生态系统 (Ecosystem): 由植物、动物和微生物群落及其无机环境相互作用所构成的一个动态、复杂的功能单元。

生态系统途径 (Ecosystem approach): 对土地、水以及生物资源进行综合经营的一种策略。其目的是通过公平的方式促进对上述资源的保护和可持续利用。生态系统途径所采用的理论基础, 是那些重点针对各个生物组织层次 (包括基本的生物结构、过程和功能), 以及对生物体与无机环境之间的相互关系进行研究的科学方法论。生态系统途径认为, 人类及其文化多元性是许多生态系统不可或缺的重要组成部分。

生态系统评估 (Ecosystem assessment): 通过把引起生态系统变化的原因、生态系统变化对人类福祉造成的影响, 以及管理和政策方面的对策等科学研究成果提供给决策者, 以满足其决策需要的一个社会过程。

生态系统边界 (Ecosystem boundary): 对生态系统在空间上的界定。它一般是根据生物分布、生物物理环境 (土壤类型、排水区和水深) 和空间相互作用 (动物的活动范围、迁移格局、物质通量) 的不连续性而划定的。

生态系统功能 (Ecosystem function): 与生态系统维持其完整性 (如初级生产力、食物链、生物地球化学循环) 的一系列状态和过程相关的生态系统的内在特征, 包括分解、生产、养分循环以及养分和能量的通量变化等过程。

生态系统健康 (Ecosystem health): 对生态系统功能或生态系统服务的稳定性和可持续性进

行测度的方法，其基本标准是该生态系统具有活力，并能长时间地保持其组织、维持其独立性和弹性的能力。生态系统健康可以通过提供可持续的生态系统服务来改善人类的福祉水平，并创造有利于人类健康的条件。

生态系统的相互作用 (Ecosystem interactions): 生态系统之间的物质和能量交换。

生态系统属性 (Ecosystem property): 空间范围、生物多样性、稳定性、组织度、内部各分室之间的物质和能量交换，以及其他表现生态系统特征的有关属性。

生态系统服务 (Ecosystem services): 人类从各种生态系统中获得的所有惠益，包括供给服务（如提供食物和水）、调节服务（如控制洪水和疾病）、文化服务（如精神、娱乐和文化效益），以及支持服务（如维持地球生命生存环境的养分循环）。“生态系统产品和服务”的概念与“生态系统服务”一词的内涵相同。

生态系统稳定性 (Ecosystem stability): 对生态系统动态属性的描述。如果生态系统在经受一种干扰后，可以很快恢复到干扰前的初始状态（即弹性）、呈现较低的时间变异性（即恒定性），或者在干扰作用下不发生显著变化（即抵抗力）的话，那么就认为该生态系统具有稳定性。

聚现特征 (Emergent property): 在系统的各个组成要素中表现不太明显，但当各组成要素发生相互作用构成一个整体系统时突然出现的一种现象。

公平 (Equity): 在权利、分配以及获取方面的平等，在不同情况下，公平可以指在资源、服务或权力方面的平等。

存在价值 (Existence value): 人们在知道某种资源的存在（即使他们永远不会使用那种资源）后，对其存在确定的价值，有时也称之为保护价值或被动使用价值。

幅度 (Extent): 开展观测、评估或者描述某一过程的持续时间或空间范围。

外部性 (Externality): 某一行动对行动执行主体之外的其他人所造成的影响，行动执行主体对此影响既不承担赔偿责任，也不会因此而受到惩罚。外部性可能是正的外部性，也可能是负的外部性。

预报 (Forecast): 参见“prediction (预测)”。

自由 (Freedom): 人们在决定其生活方式时的选择空间。“自由”与“能力”的含义相近，可以相互替代使用。

功能冗余 (Functional redundancy): 在一个生态系统内某些物种对其一种功能的贡献具有同等的作用，因此某一物种可以被另一物种所取代的这一特征。需要注意的是，某些物种对于某一生态系统功能来讲是冗余的，对于其他生态系统功能则未必如此。

地理信息系统 (GIS) [Geographic information system (GIS)]: 对收集到的所有数据集通过地理参照坐标，进行组织的计算机系统。地理信息系统具有对信息进行空间显示和分析的功能。

全球尺度 (Global scale): 包括整个地球在内的地理范围。

良好的社会关系 (Good social relation): 社会和谐、相互尊重、性别平等、家庭和睦以及具有帮助他人和供养后代的能力。

(现象的) 粒度 [Grain (of a phenomenon)]: 可认为具有内部同质性的一个空间单位。观测的粒度即观测的基本单位（最小单位）。

栖息地 (Habitat): 由活生物占据同时为其提供支持服务的区域，有时也指某一特定物种或其生态位所必需的环境属性。

健康 (Health): 强壮、感觉良好且机能正常。通俗地讲, 健康也隐含没有疾病之意。整个群落或种群的健康状况, 可以根据其疾病的发生率和流行程度、特定年龄组的死亡率以及平均寿命来进行度量。

内涵价格法 (Hedonic price method): 一套经济评价方法, 其特点是利用统计方法把为使用生态系统产品和服务所支付的价格, 分解到这些产品和服务各个属性 (包括环境属性, 如获取生态系统所提供的休闲服务和清新空气) 的隐含价格之中。据此, 可以对某一住宅的价格进行分解, 以便了解购房人对周围空气比较清新的住宅所愿意支付的金额。

食草 (Herbivory): 动物对植物的消费。

等级系统 (Hierarchical systems): 可以被分解为一系列连续嵌套子系统组的系统。

指标 (Indicator): 依据观测数据得到的, 用于表述某一系统的某项特性、特征以及属性的信息。

间接使用价值 (Indirect use value): 经济主体通过间接使用生态系统提供的产品和服务而获得的惠益。例如, 与某一生态系统存在一定距离的经济主体, 可以通过饮用因流经某一生态系统而得以净化的水源, 从而获得该生态系统的间接使用价值。试比较“直接使用价值 (direct use value)”。

制度 (Institutions): 对人们如何在不同的社会框架下生活、工作以及相互交往进行指导的规范。正式的制度即书写成文的法规, 如宪法、司法条文、有序市场、以及产权等。而那些受社会、家庭或社区的社会规范和个体行为规范所支配的规则, 则是非正式的制度。

工具 (Instrumental): 实现某一目标的手段。

干预 (Interventions): 参见“对策 (response)”。

内在价值 (Intrinsic value): 某人或某物内在的自身价值, 与对其他他人是否有用无关。

不可逆性 (Irreversibility): 无法或难以恢复 (或修复) 到以前状态的特性。参见“选择价值”、“预防原则”、“弹性”和“阈值”。

康德哲学 (Kantianism): 把事物的内在价值归于理性存在的一种道德理论。它是当代人权的哲学基础, 同时也是把内在价值的归属延伸至包括生态系统在内的更广的非人类自然实体的哲学基础。

土地覆被 (Land cover): 土地的自然覆被, 通常根据植被的存在与否来进行表述。“土地利用”可以影响“土地覆被”, 但两者含义并不相同。

土地利用 (Land use): 人类为了达到某种目的 (例如灌溉农业或休闲娱乐) 而对某块土地进行的利用。“土地覆被”可以影响“土地利用”, 但两者含义并不相同。

景观 (Landscape): 由包括由人主导的生态系统在内的各种生态系统镶嵌而成, 占据一定面积的地区。“人文景观 (cultural landscape)”一词常用于指有大量人口居住的景观。

生长期的长度 (Length of growing period): 为了与千年生态系统评估中使用的一系列定义保持一致, 此处的生长期界定为陆地生态系统中一年中降水量超过 1/2 潜在蒸发量的总天数。

层次 (Level): 社会组织的离散型层次, 如个体、家庭、社区和国家等。参见“尺度 (scale)”。

市场失灵 (Market failure): 市场丧失了为最佳地满足社会需求而对资源进行配置的能力。特别是由于溢出效应以及信息问题, 或由于市场不能提供社会所需要的公共产品, 造成生产某种产品或提供某项服务所需资源的配置过剩或配置不足。

生物多样性丰富的国家 (Megadiversity country): 世界上 17 个拥有最多已知物种的国家,

即：澳大利亚、巴西、中国、哥伦比亚、刚果民主共和国、厄瓜多尔、印度、印度尼西亚、马达加斯加、马来西亚、墨西哥、秘鲁、菲律宾、巴布亚新几内亚、南非、美国和委内瑞拉（译者注：按国家英文名称首写字母的顺序排列）。

元数据 (Metadata)：关于数据集类型、特征及其在数据库中所处位置的信息集合。

开放型资源 (Open access resource)：没有公认产权的产品或服务。

机会成本 (Opportunity cost)：由于从事某一项活动而非另一项活动所放弃的收益。

选择价值 (Option value)：保护本人、他人或者后代在未来享有选择利用某些服务的价值。当用于本人时，它就是选择价值；当用于后代时，它也叫遗赠价值。“准选择价值 (quasi-option value)”是指在揭示某些生态系统服务是否具有人类社会目前尚未意识到的价值的新信息还未出现之前，由于未采取不可逆转的决策所得到的价值。

寄生 (Parasitism)：某一个体对另一个体的消费。消费者存在于宿主（或受害者）体表称为外寄生 (ectoparasite)，消费者存在于宿主（或受害者）体内则称为内寄生 (endoparasite)。

被动使用价值 (Passive use value)：参见“存在价值”。

牧业系统 (Pastoral system)：将家畜作为从栖息地获取资源的主要方式而利用的一种系统。

政策失效 (Policy failure)：政府制定的政策对于产品和服务的利用毫无效果的一种情况。

政策制定者 (Policy-maker)：在国际、国家、区域或局地的层次上，对有关政策及其实施具有影响或决定权力的人。

授粉 (Pollination)：在某些植物繁殖期间通过花粉传播完成受精的过程。在生态系统服务中，授粉一般是指动物辅助授粉（如蜜蜂授粉），而非风力授粉。

预防原则 (Precautionary principle)：一种管理理念，其含义正如《里约热内卢宣言》中所指出的，“在出现生态系统面临严重的或不可逆转的破坏所威胁的情形时，不应将在科学上缺乏充分的确定性这一说法，作为推迟采取符合成本效益的措施来阻止环境退化的理由。”

精度 (Precision)：某项测量结果可以稳定重现的能力，也叫准确度。

捕食 (Predation)：某些动物对其他动物的消费。

预测 [Prediction (or forecast)]：试图对某一变量或某一系统未来真实演变的最大可能性做出描述或估算结果。参见“预计”和“情景”。

初级生产 (Primary production)：绿色植物和以无机化合物作为食物的其他生物对能量和养分的同化作用（总初级生产）或积累（净初级生产）。

私人成本和私人效益 (Private costs and benefits)：单个的经济主体或群体从自身的角度看，所直接感受到的成本和效益（对其他主体所产生的外在影响忽略不计）。其成本和效益的计价，是按照经济群体通常所支付的成本价格以及所获得的效益进行计算的，即便在这些价格严重扭曲的情况下也是如此。私人成本和私人效益有时也称为“金融”成本和“金融”效益。试比较“社会成本和社会效益” (social costs and benefits)。

概率分布 (Probability distribution)：表示某一随机变量的取值范围，以及取值范围内每一数值发生的可能性的分布情况。

预计 (Projection)：某一变量或一组变量未来的潜在演变状况，它常常借助模型计算得出。之所以将“预计”和“预测 (prediction)”区分开，是为了强调由于预计所涉及的假设（如对未来社会经

济和技术发展的假设)在以后有可能实现也有可能无法实现,因此“预计”具有很大的不确定性。

产权 (Property rights): 授予某人拥有使用某物,以及阻止其他人使用该物的权利的一种制度。这些产权包括私人、集体、公共、公众以及国家的产权。

供给服务 (Provisioning services): 从生态系统中直接获得的产品,如遗传资源、食物、纤维以及淡水等。

牧场 (Rangeland): 主要土地利用方式与支持牧养哺乳动物(如牛、绵羊、山羊、骆驼和羚羊等)有关的区域。

调节服务 (Regulating services): 对从生态系统过程的调节(如调节气候、水资源以及对一些人类疾病的控制)中所获得的惠益。

报告单元 (Reporting unit): 报告评估结果或者分析结果时所用的时间或空间单元。评估中对报告单元的选取,由于主要是为了最大程度地满足决策或公众的需要,因而可能与评估分析的单元不同(例如,对于按生态系统分布图所得出的分析结果,却可能是按照行政单元进行报告的)。

弹性 (Resilience): 系统在产出和结构发生不可逆转的变化之前,对驱动力影响的承受能力。

(观测的)分辨率 [Resolution (of observation)]: 观测取样在空间或时间上的间隔。

对策 (Responses): 人类为应对特定议题、需求、机遇以及难题而采取的行动(包括政策、策略和干预等)。在生态系统管理中,对策可能涵盖法律、技术、制度、经济以及个人行为等各个层面,并可能作用于局地(或微观)、地区、国家和国际等不同的空间尺度,以及不同的时间尺度。

风险 (Risk): 某个事件发生的可能性及其可能分布的状况,或某个事件的严重性所导致的后果及其出现的可能性。

最低安全标准 (Safe minimum standard): 一种决策分析框架,它认为生态系统服务所提供的惠益非常巨大、无法估算,除非保护成本大到无法承受的程度,否则都应该对其加以保护,从而把举证的责任转移给将要改变生态系统服务的那些人。

尺度 (Scale): 现象或观测在空间或时间方面的物理量纲。参见“层次 (level)”。

情景 (Scenario): 根据对关键驱动力(如技术变革速率、价格因素等)及其相互关系所做出的一系列相互关联且具有内在一致性的假设,对未来可能发生的状况进行的不太确定的、且通常较为简单的描述。情景不同于“预测”和“预计”,它有时可能根据“叙事情节”来进行描述。尽管情景可能来自于预计,但它通常是依据其他渠道的信息而得出的。

安全 (Security): 能获得有关资源、安全保障,及具备在可预测和可管理的环境中生活的能力。

社会成本和社会效益 (Social costs and benefits): 从社会整体的角度而付出的成本及获得的效益。与私人成本和私人效益所不同的是,社会成本和社会效益所包括的内容更广(部分社会成员承担的所有成本以及获得的所有效益均计算在内),并且它采用社会机会成本,而不是采用市场价格来进行估价。有时,社会成本和社会效益也称为“经济”成本和“经济”效益。试比较“私人成本和私人效益”。

空间分辨率 (Spatial resolution): 参见“分辨率 (resolution)”。

利益相关方 (Stakeholder): 与自然资源、生态系统服务、法规制度或社会体系存在利害关系的行为主体,也可指受到或者可能受到公共政策影响的某个人。

统计偏差 (Statistical variation): 由于测量和取样过程中的误差,或者被测数量本身的变化而产生的数据差异。

策略 (Strategies): 参见“对策 (responses)”。

支持服务 (Supporting services): 为提供其他的生态系统服务而必需的生态系统服务, 如产生生物量和大气中的氧气、土壤的形成和保持、养分循环、水循环以及提供栖息地等。

可持续性 (Sustainability): 事物发展的一种特征或状态, 既可满足现代人和当地人的需求, 同时又不损害子孙后代及其他地区人们满足其需求的能力。

分类单位 (Taxa): 反映物种相似性的嵌套群组。常见的分类单位如鸟 (属于鸟纲) 和无花果 (属于无花果属) 的分类单位。

分类系统 (Taxonomy): 由反映进化关系或者形态相似性的嵌套类群 (分类单位) 所构成的系统。

阈值 (Threshold): 生态系统、经济系统或其他系统出现新特性时的点位或水平, 表现为依据在较低水平上适用的数学关系所得出的预测失效。例如, 在栖息地不断退化至某一特定点位之前, 景观中的物种多样性也将随之持续稳定地下降。但是一旦达到栖息地退化的临界阈值, 景观中的物种多样性就会出现急剧下降的状况。有时人类行为 (尤其是群体层次上的人类行为) 也会呈现出阈值效应。导致生态系统出现不可逆转变化的临界阈值, 尤其受到决策者的关注。

时间序列数据 (Time series data): 对在一段时间内观测到的特定变量进行描述的一组数据。

总经济价值框架 (Total economic value framework): 广泛用于对效用价值组成成分 (包括直接和间接使用价值、选择价值、准选择价值和存在价值) 进行分解的一种分析框架。

旅行成本法 (Travel cost methods): 一套经济价值评价技术, 它利用游览某一目的地的可见成本来导出对该目的地的需求函数。开发该方法的最初目的, 是为了对保护区在休闲娱乐方面的使用价值进行评价。但一离开这一特定条件, 旅行成本法的使用就存在很大的局限性。

不确定性 (Uncertainty): 对事物 (如某个生态系统) 未来状况的未知程度所进行的表述。不确定性可能是由于缺乏信息, 或者是由于对已知或可知状况的认识存在分歧而产生的。数据的可量化误差、术语的定义不明确以及对人类行为方式不确定的预测等, 这些因素都有可能产生不确定性的产生。

尺度上推 (Upscaling): 将按照较细分辨率收集到的信息合并或外推到较粗分辨率或更大幅度的过程。

效用论 (Utilitarian): 重点关注人类的喜好是否得到满足的一种方法。在某些情况下, 其涵义进一步扩大, 成为某一道德观的基础。参见“效用主义 (utilitarianism)”。

效用主义 (Utilitarianism): 把效用或最大幸福作为其道德基础的一种信条。它认为只有在能够促成幸福时, 行为才是正确的。

效用 (Utility): 经济学中对某人的幸福程度或者满意程度的衡量标准。

价值 (Value): 某事或某物对特定用户所制定的目标、目的或所处现状的贡献程度。

价值系统 (Value system): 指导人们进行判断或行动的标准和规则。

价值评估 (Valuation): 表述某一特定产品或服务在某一情景下 (如决策情况下) 所存在价值的过程。它通常根据可以计数的物品 (常常是货币) 来进行估价, 但也使用其他学科 (如社会学、生态学等) 中的方法和手段。

福祉 (Well-being): 与所处条件和环境密切相关的状态, 其组成要素包括为过上高质量生活所必需的基本条件、自由与选择、健康、良好的社会关系以及安全保障等。

参考文献

- [1] **Acheson** , J.M. , 1993 : Capturing the commons : Legal and illegal strategies. In : *The Political Economy of Customs and Culture : Informal Solutions to the Common Problem* , T.L. Anderson and R.T. Simmons (eds.) , Rowman and Littlefield , Lanham , MD.
- [2] **Agrawal** , A. , 1995 : Dismantling the divide between indigenous and scientific knowledge. *Development and Change* , **26 (3)** , 413–439.
- [3] **Agrawal** , A. , 2002 : Common resources and institutional stability. In : *The Drama of the Commons* , E. Ostrom , T. Dietz , N. Dolšak , P.C. Stern , S. Stonich , and E.U. Weber (eds.) , National Academy Press , Washington , DC , 41–85.
- [4] **Alcamo** , J. , 2001 : *Scenarios as Tools for International Assessments*. Prospects and Scenarios No. 5 , European Environment Agency , Copenhagen.
- [5] **Alcamo** , J. , R. Leemans , and G.J.J. Kreileman , 1998 : *Global Change Scenarios of the 21st Century*. Results from the IMAGE 2.1 model. Pergamon & Elsevier Science , London.
- [6] **Alcamo** , J. , G.J.J. Kreileman , M.S. Krol , and G. Zuidema , 1994 : Modeling the global society-biosphere-climate system , Part 1 : Model description and testing. *Water , Air , and Soil Pollution* , **76 (March)** , 1–35.
- [7] **Alcamo** , J. , G.J.J. Kreileman , R. Leemans , and (eds.) , 1996 : Integrated scenarios of global change : Results from the IMAGE 2 model. *Global Environmental Change (Special Issue)* , **6 (4)** , 255–394.
- [8] **Alcamo** , J. , P. Döll , T. Henrichs , F. Kaspar , B. Lehner , T. Rösch , and S. Siebert , 2003 : WaterGAP : Development and application of a global model for water withdrawals and availability. *Hydrological Sciences* , (in press) .
- [9] **Alkire** , S. , 2002 : Dimensions of human development. *World Development* , **30(2)** , 181–205.
- [10] **Allen** , T.H.F. , 1998 : The landscape ‘level’ is dead : Persuading the family to take off the respirator. In : *Ecological Scale : Theory and Applications* , D.L. Peterson and V.T. Parker (eds.) , Columbia University Press , New York , NY , 35–54.
- [11] **Allen** , T.H.F. and T.B. Starr , 1982 : *Hierarchy : Perspectives for Ecological Complexity*. University of Chicago Press , Chicago , IL.
- [12] **Alston** , L.J. , G. Libecap , and B. Mueller , 1997 : Violence and the development of property rights to land in the Brazilian Amazon. In : *The Frontiers of the New Institutional Economics* , J.N. Drobak and J.V.C. Nye (eds.) , Academic Press , New York , NY.

- [13] **Annan**, K.A. 2000 :We the Peoples :The Role of the United Nations in the 21st Century. United Nations , New York , NY.
- [14] **Appiah-Opoku** , S. and G. Mulamootil , 1997 : Indigenous institutions and environmental assessment : The case of Ghana. *Environmental Management* , **21 (2)** , 159–171.
- [15] **Asheim** , G. , 1997 : Adjusting green NNP to measure sustainability. *Journal of Economics* , **99 (3)** , 355–370.
- [16] **Atran** , S. , D. Medin , N. Ross , E. Lynch , V. Vapnarsky , E. Ek' Ucan , J. Coley , C. Timura , and M. Baran , 2002 : Folkecology , cultural epidemiology , and the spirit of the commons : A garden experiment in the Maya Lowlands , 1991–2001. *Current Anthropology* , **43 (3)** , 421–450.
- [17] **Ayensu** , E. , D.R. Claasen , M. Collins , A. Dearing , L. Fresco , M. Gadgil , H. Gitay , G. Glaser , C. Juma , J. Krebs , R. Lenton , J. Lubchenco , J.A. McNeely , H.A. Mooney , P. Pinstrup-Andersen , M. Ramos , P. Raven , W.V. Reid , C. Samper , J. Sarukhán , P. Schei , J.G. Tundisi , R.T. Watson , and A.H. Azkri , 2000 : International ecosystem assessment. *Science* , **286** , 685–686.
- [18] **Babinard** , J. , 2001 : A short history of agricultural biotechnology. In : *Genetically Modified Organisms in Agriculture : Economics and Politics* , G.C. Nelson (ed.) , Academic Press , San Diego , CA , 271–274.
- [19] **Balvanera** , P. , G.C. Daily , P.R. Ehrlich , T.H. Ricketts , S.A. Bailey , S. Kark , C. Kremen , and H. Pereira , 2001 : Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science* , **291** , 2047.
- [20] **Barbier** , E.B. , 2000 : Links between economic liberalization and rural resource degradation in the developing regions. *Agricultural Economics* , **23** , 299–310.
- [21] **Barr** , J. , 1972 : Man and nature : The ecological controversy and the Old Testament. *Bulletin of the John Rylands Library* , **55** , 9–32.
- [22] **Barrett** , C.B. , E.B. Barbier , and T. Reardon , 2001 : Agroindustrialization , globalization , and international development :The environmental implications. *Environment and Development Economics* , **6** , 419–433.
- [23] **Bass** , B. and J.R. Brook , 1997 : Downscaling procedures as a tool for integration of multiple air issues. *Environmental Monitoring and Assessment* , **46** , 152–174.
- [24] **Bauer** , B.O. , J.A. Winkler , and T.T. Veblen , 1999 : Afterword : A shoe for all occasions or shoes for every occasion :Methodological diversity ,normative fashions ,and metaphysical unity in physical geography. *Annals of the Association of American Geographers* , **89 (4)** , 771–778.
- [25] **Beierle** , T.C. and J. Cayford , 2002 : *Democracy in Practice : Public Participation in Environmental Decisions*. Resources for the Future , Washington , DC , 160 pp.
- [26] **Belward** , A. , 1996 : *The IGBP-DIS global 1 km land cover data set "DISCover" - Proposal and implementation plans*. Report of the Land Cover Working Group of the IGBP-DIS. IGBP-DIS Working Paper No. 13 , Stockholm.

- [27] **Berkes**, F., 2002 : Cross-scale institutional linkages : Perspectives from the bottom up. In : *The Drama of the Commons*, E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolšak, P.C. Stern, S. Stonich, and E.U. Weber (eds.), National Academy Press, Washington, DC, 293–322.
- [28] **Bernardo**, J.M. and A.F.M. Smith, 2000 : *Bayesian Theory*. Wiley, New York, NY.
- [29] **Berry**, B.J.L., 1991 : Long-Wave Rhythms in Economic Development and Political Behavior. Johns Hopkins University, Baltimore, MD.
- [30] **Berry**, B.J.L., 2000 : A pacemaker for the Long Wave. *Technological Forecasting and Social Change*, **63**, 1–23.
- [31] **Binswager**, H., 1989 : *Brazilian Policies that Encourage Deforestation in the Amazon*. Environment Department Working Paper, World Bank, Washington, DC.
- [32] **Bisonette**, J.A. (ed.), 1997 : *Wildlife and Landscape Ecology : Effects of Pattern and Scale*. Springer-Verlag, Berlin.
- [33] **Blöschl**, G., 1996 : *Scale and Scaling in Hydrology*. Habilitationsschrift, Vienna Technical University, Vienna.
- [34] **Blöschl**, G. and M. Sivapalan, 1995 : Scale issues in hydrological modelling : A review. *Hydrological Processes*, **9**, 251–290.
- [35] **Braden** J.B. and C.D. Kolstad (eds.), 1991 : Measuring the Demand for Environmental Quality. Contributions to Economic Analysis No. 198, North-Holland, Amsterdam.
- [36] **Broecker**, W.S., 1997 : Thermohaline circulation, the Achilles heel of our climate system : Will man-made CO₂ upset the current balance? *Science*, **278**, 1582–1588.
- [37] **Bromley**, D., 1990 : The ideology of efficiency : Searching for a theory of policy analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, **19**, 86–107.
- [38] **Brooks**, D., H. Pajuoja, T.J. Peck, B. Solberg, and P.A. Wardle, 1996 : Long-term trends and prospects in world supply and demand for wood. In : *Long-Term Trends and Prospects in World Supply and Demand for Wood*, B. Solberg (ed.), European Forest Institute, Finland.
- [39] **Buck**, S.J., 1998 : *The Global Commons : An Introduction*. Earthscan, London, 225 pp.
- [40] **Bugmann**, H., M. Lindner, P. Lasch, M. Flechsig, B. Ebert, and W. Cramer, 2000 : Scaling issues in forest succession modeling. *Climatic Change*, **44**, 265–289.
- [41] **Butler**, C.D., 2000 : Inequality, global change and the sustainability of civilisation. *Global Change and Human Health*, **1 (2)**, 156–172.
- [42] **Cairns**, J., 1977 : Quantification of biological integrity. In : *The Integrity of Water*, R.K. Ballentine and L.J. Guarraia (eds.), U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water and Hazardous Materials, Washington, DC, 171–187.
- [43] **Callicott**, J.B., 1989 : *In Defense of the Land Ethic : Essays in Environmental Philosophy*. State University of New York Press, Albany, NY.
- [44] **Callicott**, J.B., 1994 : *Earth's Insights : A Multicultural Survey of Ecological Ethics from the Mediterranean Basin to the Australian Outback*. University of California Press, Berkeley, CA.

- [45] **Campell**, B. and M. Luckert (eds.), 2002: *Uncovering the Hidden Harvest: Valuation Methods for Woodland and Forest Resources*. Earthscan, London.
- [46] **Campell**, D.T., 1969: Reforms as Experiments. *American Psychologist*, **24**, 409–429.
- [47] **Carney**, D., (ed.), 1998: Sustainable rural livelihoods: What contributions can we make? Paper presented at the *Natural Resources Advisers' Conference*, July. Department for International Development, London, 213 pp.
- [48] **Carpenter**, S.R., 2002: Ecological futures: Building an ecology of the long now. *Ecology*, **83 (8)**, 2069–2083.
- [49] **Carpenter**, S.R., 2003: Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and Variation. Excellence in Ecology Series, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- [50] **Cash**, D.W. and S.C. Moser, 1998: Cross-scale interactions in assessments, information systems, and decision-making. In: *Critical Evaluation of Global Environmental Assessments*, Global Environmental Assessment Project, Harvard University, Cambridge, MA.
- [51] **Casman**, E.A., M.G. Morgan, and H. Dowlatabadi, 1999: Mixed levels of uncertainty in complex policy models. *Risk Analysis*, **19 (1)**, 33–42.
- [52] **Castro**, R., F. Tattenbach, L. Gámez, and N. Olson, 1998: The Costa Rican Experience with Market Instruments to Mitigate Climate Change and Conserve Biodiversity. Fundecor and MINAE, San José, Costa Rica.
- [53] **Chambers**, R., 1997a: Responsible well-being — A personal agenda for development. *World Development*, **25 (11)**, 1743–1754.
- [54] **Chambers**, R., 1997b: *Whose Reality Counts? Putting the First Last*. Intermediate Technology Publications, London, 297 pp.
- [55] **Chapple**, C.K., 1986: Non-injury to animals: Jaina and Buddhist perspectives. In: *Animal Sacrifices: Religious Perspectives on the Use of Animals in Science*, T. Regan (ed.), Temple University Press, Philadelphia, PA.
- [56] **Chertow**, M., 2001: The IPAT equation and its variants: Changing views of technology and environmental impact. *Journal of Industrial Ecology*, **4**, 13–29.
- [57] **Chess**, C. and K. Purcell, 1999: Public participation and the environment: Do we know what works? *Environmental Science and Technology*, **33**, 2685–2692.
- [58] **Chess**, C., T. Dietz, and M. Shannon, 1998: Who should deliberate when? *Human Ecology Review*, **5**, 45–48.
- [59] **Chopra**, K. and S.C. Gulati, 2001: Migration and Common Property Resources: A Study in the Arid and Semi-arid Regions of India. Sage Publications, New Delhi and London.
- [60] **Chopra**, K. and P. Dasgupta, 2002: *Common Pool Resources in India: Evidence, Significance and New Management Initiatives*. Report for DFID project on policy implications of common pool resource knowledge in India, Tanzania, and Zimbabwe. Available at <http://www.-cpr.geog.cam.ac.uk>.

- [61] **Chopra** ,K. and A. Duraiappah ,in press :Operationalising capabilities in a segmented society : The role of institutions. In : *Operationalising Capabilities* , F. Comim (ed.) , Cambridge University Press , Cambridge. (Paper presented at the *Conference on Justice and Poverty : Examining Sen's Capability Approach* , June 2001. Cambridge University , Cambridge. Available at [http : //www.st-edmunds.cam.ac.uk/vhi/sen/program1.shtml](http://www.st-edmunds.cam.ac.uk/vhi/sen/program1.shtml) .)
- [62] **Chopra** ,K. ,G.K. Kadekodi ,and M.N. Murty ,1990 :*Participatory Development and Common Property Resources*. Sage Publications , New Delhi and London , 163 pp.
- [63] **Clark** , J.S. , S.R. Carpenter , M. Barber , S. Collins , A. Dobson , J.A. Foley , D.M. Lodge , M. Pascual , R. Pielke , W. Pizer , C. Pringle , W.V. Reid , K.A. Rose , O.E. Sala , W.H. Schlesinger , D. Wall , and D. Wear , 2000 : Ecological forecasting : An emerging imperative. *Science* , **293** , 657–660.
- [64] **Clark** , W.C. , 1985 : Scales of climate impacts. *Climatic Change* , **7** , 5–27.
- [65] **Clark** ,W.C. and N.M. Dickson ,1999 :The global environmental assessment project :Learning from efforts to link science and policy in an interdependent world. *Acclimations* , **8** , 6–7.
- [66] **Coe** , M.T. , 2000 : Modeling terrestrial hydrological systems at the continental scale : Testing the accuracy of an atmospheric GCM. *Journal of Climate* , **13** , 686–704.
- [67] **Contreras-Hermosilla** , A. , 2000 : *The Underlying Causes of Forest Decline*. CIFOR Occasional Paper 30 , Center for International Forestry Research , Bogor , Indonesia.
- [68] **Cosgrove** , W. and F. Rijsberman , 2000 : *World Water Vision : Making Water Everybody's Business*. Earthscan , London.
- [69] **Cosmides** ,L. and J. Tooby ,1996 :Are humans good intuitive statisticians after all? Rethinking some conclusions from the literature on judgment under uncertainty. *Cognition* , **58** , 1–73.
- [70] **Costanza** , R. , 2000 : Societal goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems* , **3** , 4–10.
- [71] **Costanza** ,R. and T. Maxwell ,1994 :Resolution and predictability :An approach to the scaling problem. *Landscape Ecology* , **9** , 47–57.
- [72] **Costanza** , R. and C. Folke , 1996 : The structure and function of ecological systems in relation to property rights regimes. In : *Rights to Nature* , S. Hanna , C. Folke , and K.G. Maler (eds.) , Island Press , Washington , DC , 13–34.
- [73] **Costanza** , R. , B. Norton , and B. Haskell (eds.) , 1992 : *Ecosystem Health : New Goals for Environmental Management*. Island Press , Washington , DC.
- [74] **Costanza** , R. , R. D'Arge , R.S. de Groot , S. Farber , M. Grasso , B. Hannon , K. Limburg , S. Naeem , R.V. O'Neill , J. Paruelo , R.G. Raskin , P. Sutton , and M. van den Belt , 1997 : The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* , **387(6630)** , 253–260.
- [75] **Cowling** ,R.M. ,P.J. Mustart , H. Laurie , and M.B. Richards ,1994 :Species diversity :Functional diversity and functional redundancy in fynbos communities. *South African Journal of Science* , **90** , 333–337.

- [76] **Cox**, P.M., R.A. Betts, C.D. Jones, S.A. Spall, and I.J. Totterdell, 2000 : Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, **408** (**6809**), 184–187.
- [77] **Cruz**, W. and R. Repetto, 1992 : The Environmental Effects of Stabilization and Structural Adjustment Programs : The Philippines Case. World Resources Institute, Washington, DC, 90 pp.
- [78] **Daily**, G.C. (ed.), 1997a : *Nature's Services : Societal Dependence on Natural Systems*. Island Press, Washington, DC, 392 pp.
- [79] **Daily**, G.C., 1997b : Introduction : What are ecosystem services? In : *Nature's Services : Societal Dependence on Natural Ecosystems*, G.C. Daily (ed.), Island Press, Washington, DC, 1–10.
- [80] **Daily**, G.C. and K. Ellison, 2002 : The New Economy of Nature : The Quest to Make Conservation Profitable. Island Press, Washington, DC.
- [81] **Daily**, G.C., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, P.R. Ehrlich, C. Folke, A.M. Jansson, B.O. Jansson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K.G. Mäler, D. Simpson, D. Starrett, D. Tilman, and B. Walker, 2000 : The value of nature and the nature of value. *Science*, **289**, 395–396.
- [82] **Dasgupta**, P., 1996 : The economics of the environment. *Proceedings of the British Academy*, **90**, 165–221.
- [83] **Dasgupta**, P., 2001 : *Human Well-Being and the Natural Environment*. Oxford University Press, Oxford, 305 pp.
- [84] **Davies**, S., 1996 : *Adaptable Livelihoods : Coping with Food Insecurity in the Malian Sahel*. MacMillan Press Ltd., London, 335 pp.
- [85] **de Groot**, R.S., M. Wilson, and R. Boumans, 2002 : A typology for the description, classification, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, **41** (**3**), 393–408.
- [86] **de Leo**, G.A. and S. Levin, 1997 : The multifaceted aspects of ecosystem integrity. [online] *Conservation Ecology*, **1** (**1**): 3. Available at <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art3>.
- [87] **de Vries**, B. and J. Goudsblom (eds.), 2002 : *Mappae Mundi : Humans and their Habitats in a Long-term Socio-ecological Perspective*. Amsterdam University Press, Amsterdam.
- [88] **Delcourt**, H.R., P.A. Delcourt, and T.I. Webb, 1983 : Dynamic plant ecology : The spectrum of vegetation change in space and time. *Quaternary Science Review*, **1**, 153–175.
- [89] **Deutch**, E., 1970 : Vedanta and ecology. In : *Indian Philosophical Annual*, T.M.P. Mahadevan (ed.), University of Madras, India.
- [90] **DFID**, 1999 : *Sustainable Livelihoods Guidance Sheets*. Department for International Development, London, 8 sections.
- [91] **Dietz**, T., 1994 : What should we do? Human ecology and collective decision making. *Human Ecology Review*, **1**, 301–309.

- [92] **Dietz** , T. , 2003 : What is a good decision? *Human Ecology Review* , **10** , 60–67.
- [93] **Dietz** , T. and E.A. Rosa , 1994 : Rethinking the environmental impacts of population , affluence and technology. *Human Ecology Review* , **1** , 277–300.
- [94] **Dietz** , T. and P.C. Stern , 1998 : Science , values and biodiversity. *BioScience* , **48** , 441–444.
- [95] **Dietz** , T. and P.C. Stern (eds.) , 2002 : New Tools for Environmental Protection : Education , Information and Voluntary Measures. National Academy Press , Washington , DC , 356 pp.
- [96] **Dietz** , T. and E.A. Rosa , 2002 : Human dimensions of global change. In : *Handbook of Environmental Sociology* , R.E. Dunlap and W. Michelson(eds.) , Greenwood Press , Westport , CT.
- [97] **Dietz** , T. , R.S. Frey , and E. Rosa , 2002a : Risk , technology and society. In : *Handbook of Environmental Sociology* , R.E. Dunlap and W. Michelson(eds.) , Greenwood Press , Westport , CT , 562–629.
- [98] **Dietz** , T. , E. Ostrom , N. Dolšák , and P.C. Stern , 2002b : The drama of the commons. In : *The Drama of the Commons* , E. Ostrom , T. Dietz , N. Dolšák , P.C. Stern , S. Stonich , and E.U. Weber (eds.) , National Academy Press , Washington , DC , 3–35.
- [99] **Dixon** , J.A. , L.F. Scura , R.A. Carpenter , and P.B. Sherman , 1994 : *Economic Analysis of Environmental Impacts*. Earthscan , London.
- [100] **Dollar** , D. and P. Collier , 2001 : Globalization , Growth , and Poverty : Building an Inclusive World Economy. Oxford University Press , Oxford.
- [101] **Donner** , S.D. , M.T. Coe , J.D. Lenters , T.E. Twine , and J.A. Foley , 2002 : Modeling the impact of hydrological changes on nitrate transport in the Mississippi River Basin from 1955–1994. *Global Biogeochemical Cycles* , DOI : 10.1029/2001GB001396 , August 7.
- [102] **Downs** , T.J. , 2000 : Changing the culture of underdevelopment and unsustainability. *Journal of Environmental Planning and Management* , **43 (5)** , 601–621.
- [103] **Drèze** , J. and A. Sen , 2002 : *India : Development and Participation*. Oxford University Press , Oxford , 532 pp.
- [104] **Dukes** , J.S. and H.A. Mooney , 1999 : Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* , **14** , 135–139.
- [105] **Duraiappah** , A. , 1998 : Poverty and environmental degradation : A review and analysis of the nexus. *World Development* , **26 (12)** , 2169–2179.
- [106] **Duraiappah** , A. , 2002 : *Poverty and Ecosystems : A Conceptual Framework*. UNEP Division of Policy and Law Paper , United Nations Environment Programme , Nairobi , 49 pp.
- [107] **Easterling** , W.E. , L.O. Mearns , and C. Hays , 2000 : Comparison of agricultural impacts of climate change calculated from high and low resolution climate change scenarios : Part II. The effect of adaptations. *Climatic Change* , (accepted) .

- [108] **Easterling** , W.E. , A. Weiss , C. Hays , and L.O. Mearns , 1998 : Spatial scales of climate information for simulating wheat and maize productivity : The case of the U.S. Great Plains. *Agricultural and Forest Meteorology* , **90** , 51–63.
- [109] **Eckberg** , D.L. and T.J. Blocker , 1989 : Varieties of religious involvement and environmental concerns : Testing the Lynn White Thesis. *Journal for the Scientific Study of Religion* , **28** , 509–517.
- [110] **Eckberg** , D.L. and T.J. Blocker , 1996 : Christianity , environmentalism , and the theoretical problem of fundamentalism. *Journal for the Scientific Study of Religion* , **35** , 343–355.
- [111] **Edmonds** , J. , M. Wise , H. Pitcher , R. Richels , T. Wigley , and C. MacCracken , 1996 : An integrated assessment of climate change and the accelerated introduction of advanced energy technologies : An application of MiniCAM 1.0. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* , **1 (4)** , 311–339.
- [112] **EEA** , 2001 : *Designing Effective Assessments : The Role of Participation , Science and Governance , and Focus*. Environmental Issue Report No. 26 , European Environment Agency , Luxembourg , 24 pp.
- [113] **Ehrenfeld** , D. and P.J. Bently , 1985 : Judaism and the practice of stewardship. *Judaism* , **34** , 301–311.
- [114] **Ellis** , F. , 1998 : Livelihood diversification and sustainable rural livelihoods. In : *Sustainable Rural Livelihoods : What Contribution Can We Make?* , D. Carney (ed.) , Papers presented at the Natural Resources Advisers' Conference , July 1998. Department for International Development , London , 53–65.
- [115] **Ensmiger** , J. , 1997 : Changing property rights : Reconciling formal and informal rights to land in Africa. In : *The Frontiers of the New Institutional Economics* , J.N. Drobak and J.V.C. Nye (eds.) , Academic Press , New York , NY , 374 pp.
- [116] **Environment Canada** , 1997 : *The Canada Country Study : Climate Impacts and Adaptation*. Adaptation and Impacts Research Group , Downsview , Ontario , Canada.
- [117] **FAO** , 2000 : *FAO Yearbook 2000 Fishery Statistics Commodities*. Vol. 91 Food and Agriculture Organization of the United Nations , Rome.
- [118] **FAO** , 2003 : FAOSTAT Statistics Database. [online] Food and Agriculture Organization of the United Nations , Rome. Available at [http : //www.fao.org/FAOSTAT](http://www.fao.org/FAOSTAT).
- [119] **Farber** , S.C. , R. Constanza , and M.A. Wilson , 2002 : Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* , **41** , 375–392.
- [120] **Faust** , B.B. and R.C. Smardon , 2001 : Introduction and overview : Environmental knowledge , rights , ethics : Co-managing with communities. *Environmental Science and Policy* , **4** , 147–151.
- [121] **Fenwick** , A. , A.K. Cheesmond , and M.A. Amin , 1981 : The role of field irrigation canals in the transmission of *Schistosoma mansoni* in the Gezira Scheme , Sudan. *Bulletin of the World Health Organization* , **59** , 777–786.

- [122] **Fernandez** , L. , 1999 : An analysis of economic incentives in wetland policies addressing biodiversity. *The Science of the Total Environment* , **240** , 107–122.
- [123] **Finlayson** , A.C. , 1994 : *A Sociological Analysis of Northern Cod Stock Assessments from 1977–1990. Social and Economic Studies No. 52* , Institute of Social and Economic Research , Memorial University of Newfoundland , St. John's , Canada.
- [124] **Fiorino** , D.J. , 1990 : Citizen participation and environmental risk : A survey of institutional mechanisms. *Science , Technology and Human Values* , **15** , 226–243.
- [125] **Foley** , J.A. , S. Levis , M.H. Costa , W. Cramer , and D. Pollard , 2000 : Incorporating dynamic vegetation cover within global climate models. *Ecological Applications* , **10 (6)** , 1620–1632.
- [126] **Foley** , J.A. , I.C. Prentice , N. Ramankutty , S. Levis , D. Pollard , S. Sitch , and A. Haxeltine , 1996 : An integrated biosphere model of land surface processes , terrestrial carbon balance , and vegetation dynamics. *Global Biogeochemical Cycles* , **10 (4)** , 603–628.
- [127] **Freeman III** , M. , 1993 : *The Measurement of Environmental and Resource Values : Theory and Methods. Resources for the Future* , Washington , DC.
- [128] **Gallopín** , G. and F. Rijsberman , 2000 : Three global water scenarios. *International Journal of Water* , **1 (1)** , 16–40.
- [129] **Gallopín** , G. , A. Hammond , P. Raskin , and R.J. Swart , 1997 : *Branch Points .Global Scenarios and Human Choice*. Stockholm Environment Institute , Stockholm.
- [130] **Gardner** , G.T. and P.C. Stern , 1995 : *Environmental Problems and Human Behavior*. Allyn and Bacon , Needham Heights , MA.
- [131] **Geist** , H.J. and E.F. Lambin , 2002 : Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* , **52 (2)** , 143–150.
- [132] **Gelman** , A. , J.B. Carlin , H.S. Stern , and D.B. Rubin , 1995 : *Bayesian Data Analysis*. Chapman and Hall , London.
- [133] **Giampetro** , M. , in press : Complexity and scales : The challenge for integrated assessment. In : *Scaling Issues in Integrated Assessment* , J. Rotmans and D. Rothman (eds.) , Swets & Zeitlinger , Lisse , Netherlands.
- [134] **Gibson** , C.C. , E. Ostrom , and T.K. Ahn , 2000 : The concept of scale and human dimensions of global change : A survey. *Ecological Economics* , **32 (2)** , 217–239.
- [135] **Gilbert** , A.J. and R. Janssen , 1998 : Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management. *Ecological Economics* , **25** , 323–346.
- [136] **Gill** , S.D. , 1987 : *Mother Earth : An American Story*. University of Chicago Press , Chicago.
- [137] **Gleick** , P. , 2000 : *The World's Water 2000–2001*. Island Press , Washington , DC , 315 pp.
- [138] **Goma** , H.C. , K. Rahim , G. Nangendo , J. Riley , and A. Stein , 2001 : Participatory studies for agro-ecosystem evaluation. *Agriculture , Ecosystems and Environment* , **87** , 179–190.

- [139] **Goodchild**, M.F. and D.A. Quattrochi, 1997: Scale, multiscaling, remote sensing and GIS. In: *Scale in Remote Sensing and GIS*, D.A. Quattrochi and M.F. Goodchild (eds.), Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- [140] **Goulder**, L. and D. Kennedy, 1997: Valuing ecosystem services: Philosophical bases and empirical methods. In: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, G.C. Daily (ed.), Island Press, Washington, DC.
- [141] **Grossman**, G. and A. Krueger, 1995: Economic growth and the environment. *Quarterly Journal of Economics*, **110** (2), 353–377.
- [142] **Guagnano**, G.A., P.C. Stern, and T. Dietz, 1995: Influences on attitude-behavior relationships: A natural experiment with curbside recycling. *Environment and Behavior*, **27**, 699–718.
- [143] **Guard**, M. and M. Masaiganah, 1997: Dynamite fishing in Southern Tanzania, geographical variation, intensity of use and possible solutions. *Marine Pollution Bulletin*, **34** (10), 758–762.
- [144] **Gunderson**, L.H. and C.S. Holling (eds.), 2002: *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington, DC.
- [145] **Gunderson**, L.H., C.S. Holling, and S.S. Light, 1995a: Barriers broken and bridges rebuilt: A synthesis. In: *Barriers and Bridges to the Renewal of Ecosystems and Institutions*, L.H. Gunderson, C.S. Holling, and S.S. Light (eds.), Columbia University Press, New York, NY, 489–532.
- [146] **Gunderson**, L.H., C.S. Holling, and S.S. Light (eds.), 1995b: *Barriers and Bridges to the Renewal of Ecosystems and Institutions*. Columbia University Press, New York, NY.
- [147] **Hamilton**, K. and M. Clemens, 1999: Genuine savings rates in developing countries. *World Bank Economic Review*, **13** (2), 333–356.
- [148] **Hanemann**, W.M., 1991: Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ? *American Economic Review*, **81** (3), 635–647.
- [149] **Hanemann**, W.M., 1992: Preface. In: *Pricing the European Environment*, S. Navrud (ed.), Scandinavian University Press, Oslo.
- [150] **Hardi**, P. and T. Zdar (eds.), 1997: *Assessing Sustainable Development: Principles in Practice*. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg.
- [151] **Hartwick**, J., 1994: National wealth and net national product. *Scandinavian Journal of Economics*, **99** (2), 253–256.
- [152] **Harvey**, L.D.D., 1997: Upscaling in global change research. In: *Elements of Change 1997: Session One: Scaling from Site-Specific Observations to Global Model Grids*, S.J. Hassol and J. Katzenberger (eds.), Aspen Global Change Institute, Aspen, CO, 14–33.
- [153] **Harvey**, L.D.D., 2000: Upscaling in global research change. *Climatic Change*, **44**, 225–263.
- [154] **Heal**, G., 2000a: Valuing ecosystem services. *Ecosystems*, **3**, 24–30.

- [155] **Heal** , G. , 2000b : Nature and the Marketplace : Capturing the Value of Ecosystem Services. Island Press , Washington , DC.
- [156] **Hellier** , A. , A.C. Newton , and S.O. Gaona , 1999 : Use of indigenous knowledge for rapidly assessing trends in biodiversity : A case study from Chiapas , Mexico. *Biodiversity and Conservation* , **8** , 869–889.
- [157] **Helliwell** , D.R. , 1969 : Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* , **3** , 41–49.
- [158] **Hemmati** ,M. ,2001 :Multi-Stakeholder Processes :A Methodological Framework :Executive Summary. UNED Forum , London.
- [159] **Heywood** , V.H. and R.T. Watson (eds.) , 1995 : *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press , Cambridge.
- [160] **Homer-Dixon** ,T.F. ,1994 :Environmental scarcities and violent conflict :Evidence from cases. *International Security* , **19 (1)** , 5–40.
- [161] **Houghton** , J.T. , Y. Ding , D. Griggs , M. Noguer , P.J. van der Linden , X. Dai , K. Maskell , and C.A. Johnson (eds.) , 2001 : *Climate Change 2001 : The Science of Climate Change*. Cambridge University Press , Cambridge.
- [162] **Hufschmidt** , M.M. , D.E. James , A.D. Meister , B.T. Bower , and J.A. Dixon , 1983 : *Environment , Natural Systems , and Development : An Economic Valuation Guide*. Johns Hopkins University Press , Baltimore , MD.
- [163] **Hughes** , J.D. , 1983 : *American Indian Ecology*. Texas Western Press , El Paso , TX.
- [164] **ICSU** , 2002a : *Science and Technology for Sustainable Development*. ICSU Series on Sustainable Development No. 9 , International Council for Science , Paris , 30 pp.
- [165] **ICSU** 2002b : *Making Science for Sustainable Development More Policy Relevant*. ICSU Series on Science for Sustainable Development No. 8 ,International Council for Science ,Paris ,28 pp.
- [166] **ICSU** ,2002c : *Science , Traditional Knowledge and Sustainable Development*. ICSU Series on Science for Sustainable Development No. 4 , International Council for Science , Paris , 24 pp.
- [167] **Indian National Academy of Sciences** , Chinese Academy of Sciences , and U.S. National Academy of Sciences , 2001 : *Growing Populations , Changing Landscapes : Studies from India , China , and the United States*. National Academy Press , Washington , DC.
- [168] **IPCC** , 2000 : Land Use , Land-Use Change , and Forestry. R.T. Watson , I. Noble , B. Bolin , N. Ravidranath , D. Verardo , and D. Dokken (eds.) , Intergovernmental Panel on Climate Change , Cambridge University Press , Cambridge.
- [169] **IPCC** 2002 : *Climate Change 2001 Synthesis Report*. Cambridge University Press Cambridge.
- [170] **IUCN** , UNEP , and WWF , 1980 : *World Conservation Strategy*. World Conservation Union , United Nations Environment Programme , Word Wide Fund for Nature , Gland.
- [171] **IUCN** , UNEP , and WWF , 1991 : *Caring for the Earth*. World Conservation Union , World Wide Fund for Nature , United Nations Environment Programme , Gland.

- [172] **Jacobs**, M., 1997 : Environmental valuation , deliberative democracy and public decision-making. In : *Valuing Nature : Economics , Ethics and Environment* , J. Foster (ed.) , Rutledge , London , 211–231.
- [173] **Jaeger** ,C. ,O. Renn ,E.A. Rosa ,and T. Webler ,2001 :*Risk ,Uncertainty and Rational Action*. Earthscan , London , 320 pp.
- [174] **Jaganathan** , N.V. , 1989 : *Poverty , Public Policies and the Environment*. Working Paper No. 24 , Environment Department , World Bank , Washington , DC.
- [175] **Jarvis** , P.G. and K.G. McNaughton , 1986 : Stomatal control of transpiration : Scaling up from leaf to region. *Advances in Ecological Research* , **15** , 1–49.
- [176] **Jazairy** , I. , M. Alamgir , and T. Panuccio , 1992 : *The State of the World Rural Poverty : An Inquiry into its Causes and Consequences*. New York University Press , New York , NY.
- [177] **Jepson** ,P. ,J.K. Jarvie ,K. MacKinnon ,and K.A. Monk ,2001 :The end for Indonesia’s lowland forests? *Science* , **292** , 859–861.
- [178] **Jodha** , N.S. , 2001 : *Life on the Edge : Sustaining Agriculture and Community Resources in Fragile Environments*. Oxford University Press , New Delhi , 317 pp.
- [179] **Jones** ,C.G. ,J.H. Lawton ,and M. Shachak ,1994 :Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* , **69** , 373–386.
- [180] **Jordan** , B. , 1996 : *A Theory of Poverty and Social Exclusion*. Polity Press , Cambridge , 276 pp.
- [181] **Kahneman** , D. , P. Slovic , and A. Tversky (eds.) , 1982 : *Judgement under Uncertainty : Heuristics and Biases*. Cambridge University Press , Cambridge , 551 pp.
- [182] **Kainuma** , M. , Y. Matsuoka , and T. Morita , 2003 : *Climate Policy Assessment*. Springer , Tokyo , 402 pp.
- [183] **Kalupahana** , D. , 1985 : Toward a middle path of survival. In : *Nature in Asian Traditions of Thought* , J.B. Callicott and R.T. Ames (eds.) , State University of New York Press , Albany , NY.
- [184] **Kant** , I. , 1959 [1785] : *Foundations of the Metaphysics of Morals*. Bobbs Merrill , New York , NY.
- [185] **Karr** , J.R. and D.R. Dudley , 1981 : Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* , **5** , 55–68.
- [186] **Kasperson** , J.X. , R.E. Kasperson , and B.L. Turner II , 1995 : *Regions at Risk : Comparisons of Threatened Environments*. United Nations University Press , Tokyo.
- [187] **Kates** , R.W. and V. Haarmann , 1992 : Where people live : Are the assumptions correct? *Environment* , **34** , 4–18.
- [188] **Kates** , R.W. , T.J. Wilbanks , and R. Abler (eds.) , 2003 : *Global Change in Local Places : Estimating , Understanding , and Reducing Greenhouse Gases*. Cambridge University Press , Cambridge.

- [189] **Kaufmann-Hayoz** ,R. ,C. Bättig ,S. Bruppacher ,R. Defila ,A. Di Giulio ,P. Flury-Kleubler , U. Friederich , M. Garbely , H. Gutscher , C. Jäggi , M. Jegen , H.J. Mosler , A. Müller , N. North ,S. Ulli-Beer ,and J. Wichtermann ,2001 :A typology of tools for building sustainability strategies. In : *Changing Things – Moving People : Strategies for Promoting Sustainable Development at the Local Level* , R. Kaufmann and H. Gutscher (eds.) , Birkhäuser , Basel , 33–107.
- [190] **Keck** , M.E. and K. Sikkink , 1999 : Transnational advocacy networks in international and regional politics. *International Social Science Journal* , **51 (1)** , 89–101.
- [191] **Kempton** ,W. ,J.S. Boster ,and J.A. Hartley ,1995 :*Environmental Values in American Culture*. The MIT Press , Cambridge , MA.
- [192] **Kenmore** , P. and R. Krell , 1998 : Global perspective and pollination in agriculture and agroecosystem management. Paper presented at the *International Workshop on the Conservation and Sustainable Use of Pollinators in Agriculture with Emphasis on Bees*. Food and Agriculture Organization of the United Nations , São Paulo , Brazil.
- [193] **King** , R.T. , 1966 : Wildlife and man. *NY Conservationist* , **20 (6)** , 8–11.
- [194] **Koziell** , I. , 1998 : Biodiversity and sustainable rural livelihoods. In : *Sustainable rural livelihoods .What contributions can we make?* ,D. Carney(ed.) ,Papers presented at the Natural Resources Advisers’ Conference , July 1998. Department for International Development , London , 83–92.
- [195] **Krech III** , S. , 1999 : *The Ecological Indian : Myth and History*. W.W. Norton & Company , New York , NY , 320 pp.
- [196] **Kremen** , C. , J.O. Niles , M.G. Dalton , G.C. Daily , P.R. Ehrlich , J.P. Fay , and D. Grewal , 2000 :Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science* ,**288** ,1828–1831.
- [197] **Kucharik** , C.J. , J.A. Foley , C. Delire , V.A. Fisher , M.T. Coe , J.D. Lenters , C. Young-Molling , N. Ramankutty , J.M. Norman , and S.T. Gower , 2000 : Testing the performance of a dynamic global ecosystem model : Water balance , carbon balance and vegetation structure. *Global Biogeochemical Cycles* , **14 (3)** , 795–825.
- [198] **Kuznets** , S. , 1979 : Growth , Population and Income Distribution : Selected Essays. Norton & Company , New York , NY.
- [199] **Lambin** ,E.F. ,B.L. Turner II ,H.J. Geist ,S.B. Agbola ,A. Angelsen ,J.W. Bruce ,O. Coomes , R. Dirzo , G. Fischer , C. Folke , P.S. George , K. Homewood , J. Imbernon , R. Leemans , X. Li , E.F. Moran , M. Mortimore , P.S. Ramakrishnan , M.B. Richards , H. Skånes , W.L. Steffen , G.D. Stone , U. Svedin , T.A. Veldkamp , C. Vogel , and J. Xu , 2001 : The causes of land-use and land-cover change : Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* , **11** , 261–269.
- [200] **Lee** K.N. ,1993 *Compass and Gyroscope Integrating Science and Politics for the Environment*. Island Press , Washington , DC , 243 pp.
- [201] **Leopold** , A. , 1949 : *A Sand County Almanac*. Oxford University Press , New York , NY.

- [202] **Levin** , S.A. , 1992 : The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* , **73** , 1943–1967.
- [203] **Lindeman** , R.E. , 1942 : The trophic dynamic aspect of ecology. *Ecology* , **23** , 399–418.
- [204] **Lindley** , D.V. , 1985 : *Making Decisions*. Wiley , New York , NY.
- [205] **Lobo** ,G. ,2001 :Ecosystem Functions Classification. [online] Cited September 2002. Available at [http : //gasa3.dcea.fct.unl.pt/ecoman/delphi/](http://gasa3.dcea.fct.unl.pt/ecoman/delphi/).
- [206] **Longhurst** , A.R. , 1991 : Role of the marine biosphere in the global carbon cycle. *Limnology and Oceanography* , **36** , 1507–1526.
- [207] **Loreau** ,M. ,S. Naeem ,and P. Inchausti(eds.) ,2002 :*Biodiversity and Ecosystem Functioning*. Oxford University Press , Oxford.
- [208] **Lovell** , C. , A. Madondo , and P. Moriarty , 2002 : The question of scale in integrated natural resource management. *Conservation Ecology* , **5 (2)** , 25.
- [209] **Ludwig** , D. , 2000 : Limitations of economic valuation of ecosystem services. *Ecosystems* , **3** , 31–35.
- [210] **Ludwig** , D. , M. Mangel , and B. Haddad , 2001 : Science , conservation , and public policy. *Annual Review of Ecology and Systematics* , **32** , 481–517.
- [211] **Markandya** , A. , 2001 : Poverty alleviation and sustainable development : Implications for the management of natural capital. Paper presented at the *Workshop on Poverty and Sustainable Development*. International Institute for Sustainable Development , Ottawa , Canada.
- [212] **Matthews** , E. , R. Payne , M. Rohweder , and S. Murray , 2000 : *Pilot Analysis of Global Ecosystems : Forest Ecosystems*. World Resources Institute , Washington , DC , 90 pp.
- [213] **McCarthy** , J.J. , N. Canziani , N. Leary , D.J. Dokken , and K.S. White(eds.) , 2001 : *Climate Change 2001 Impacts Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press , Cambridge.
- [214] **McCay** , B.J. , 2002 : Emergence of institutions for the commons : Contexts , situations and events. In : *The Drama of the Commons* , E. Ostrom , T. Dietz , N. Dolšak , P.C. Stern , S. Stonich , and E.U. Weber (eds.) , National Academy Press , Washington , DC , 361–402.
- [215] **McCay** , B.J. and S. Jentoft , 1998 : Market or community failure? Critical perspectives on common property research. *Human Organization* , **57** , 21–29.
- [216] **McConnell** , W. , 2002 : Madagascar : Emerald isle or paradise lost? *Environment* , **44 (8)** , 10–22.
- [217] **McMichael** , A.J. , 2001 : Human Frontiers , Environments and Disease : Past Patterns , Uncertain Futures. Cambridge University Press , Cambridge , 413 pp.
- [218] **Meadows** , D.H. , D.L. Meadows , J. Randers , and W. Behrens , 1972 : *The Limits to Growth*. Universe Books , New York , NY.
- [219] **Melillo** , J.M. , A.D. McGuire , D.W. Kicklighter , B. Moore III , C.J. Vörösmarty , and A.L. Schloss , 1993 : Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* , **363** , 234–240.

- [220] **Moberg** , F. and C. Folke , 1999 : Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* , **29 (2)** , 215–233.
- [221] **Morgan** , M.G. , 1998 : Uncertainty analysis in risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* , **4 (1)** , 25–39.
- [222] **Morgan** , M.G. and M. Henrion , 1990 : Uncertainty : A Guide for Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis. Cambridge University Press , Cambridge.
- [223] **Moss** , R.H. and S.H. Schneider , 2000 : Uncertainties in the IPCC TAR : Recommendations to lead authors for more consistent assessment and reporting. In : *Guidance Papers on the Cross-Cutting Issues of the Third Assessment Report of the IPCC* , R. Pachauri , T. Taniguchi , and K. Tanaka (eds.) , World Meteorological Organization , Geneva , 33–51.
- [224] **Murray-Darling Basin Ministerial Council** , 2001 : Integrated Catchment Management in the Murray-Darling Basin 2001–2010 : Delivering a Sustainable Future. Murray-Darling Basin Commission , Canberra , Australia.
- [225] **Myers** , N. and J. Kent , 2001 : *Perverse Subsidies*. Island Press , Washington , DC.
- [226] **Myers** , R.A. , J. Bridson , and N.J. Borrowman , 1995 : *Summary of Worldwide Stock and Recruitment Data*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science No. 2024.
- [227] **Naem** , S. , 1998 : Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology* , **12** , 39–45.
- [228] **Nakicenović** , N. , J. Alcamo , G. Davis , B. de Vries , J. Fenhann , S. Gaffin , K. Gregory , T. Grübler , T.Y. Jung , T. Kram , E. Emilio la Rovere , L. Michaelis , S. Mori , T. Morita , W. Pepper , H. Pitcher , L. Price , K. Riahi , A. Roehrl , H.H. Rogner , A. Sankovski , M.E. Schlesinger , P.R. Shukla , S. Smith , R.J. Swart , S. van Rooyen , N. Victor , and Z. Dadi , 2000 : *Special Report on Emissions Scenarios*. Cambridge University Press , Cambridge.
- [229] **Narayan** ,D. ,R. Chambers ,M.K. Shah ,and P. Petesch ,1999 :*Global Synthesis .Consultations with the Poor*. World Bank , Washington , DC , 41 pp.
- [230] **Narayan** , D. , R. Chambers , M.K. Shah , and P. Petesch , 2000 : *Voices of the Poor : Crying Out for Change*. Oxford University Press , New York , 314 pp.
- [231] **Navrud** ,S. and R.C. Ready(eds.) ,2002 :Valuing Cultural Heritage :Applying Environmental Valuation Techniques to Historic Buildings , Monuments and Artifacts. Edward Elgar , Cheltenham , UK.
- [232] **Naylor** , R.L. , R.J. Goldberg , J.H. Primavera , N. Kautsky , M.C.M. Beveridge , J. Clay , C. Folke , J. Lubchenco , H.A. Mooney , and M. Troell , 2000 : Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* , **405** , 1017–1024.
- [233] **Neffjes** , K. , 2000 : *Environments and Livelihoods : Strategies for Sustainability*. Oxfam Publishing , Oxford , 277 pp.
- [234] **Nelson** , G.C. and J. Geoghegan , 2002 : Modeling deforestation and land use change : Sparse data environments. *Agricultural Economics* , **27** , 201–216.

- [235] **Norberg J.**, 1999 :Linking Nature's services to ecosystems :Some general ecological concepts. *Ecological Economics* , **29 (2)** , 183–202.
- [236] **Nordstrom** , H. and S. Vaughan , 1999 : *Trade and Environment*. World Trade Organization , Geneva.
- [237] **Nowak** , D.J. , 1994 : Air pollution removal by Chicago's urban forest. In : *Chicago's Urban Forest Ecosystem : Results of the Chicago Urban Forest Climate Project* , E.G. McPherson , D.J. Nowak , and R.A. Rowntree (eds.) . Gen Tech Report NE-186 , U.S. Department of Agriculture , Forest Service , Northwestern Forest Experiment Station , Radnor , PA , 63–81.
- [238] **NRC** , 1999 : *Our Common Journey : A Transition Toward Sustainability*. National Research Council , National Academy of Sciences , Washington , DC , 384 pp.
- [239] **O'Connor** , J. , 1988 : Capitalism , nature , socialism : A theoretical introduction. *Capitalism , Nature , Socialism* , **1** , 11–38.
- [240] **Odin** , S. , 1991 : The Japanese concept of nature in relation to the environmental ethics and conservation aesthetics of Aldo Leopold. *Environmental Ethics* , **13** , 345–360.
- [241] **Odum** , E. , 1953 : *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders , Philadelphia , PA.
- [242] **OECD InterFutures Study Team** , 1979 : *Mastering the Probable and Managing the Unpredictable*. Organisation for Economic Co-operation and Development and International Energy Agency , Paris.
- [243] **Olson** ,D.M. and E. Dinerstein ,1998 :The Global 200 :A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* , **12** , 502–515.
- [244] **Olson** , M. , 1965 : *The Logic of Collective Action : Public Goods and the Theory of Groups*. Harvard University Press , Cambridge , MA.
- [245] **O'Neill** , R.V. , 1988 : Hierarchy theory and global change. In : *Scales and Global Change* , T.R. Rosswall ,G. Woodmansee , and P.G. Risser(eds.) ,New York ,NY ,John Wiley & Sons , 29–45.
- [246] **O'Neill** , R.V. and A.W. King , 1998 : Homage to St. Michael : Or why are there so many books on scale? In : *Ecological Scale :Theory and Applications* ,D.L. Peterson and V.T. Parker(eds.) , Columbia University Press , New York , NY , 3–15.
- [247] **Ong** , J.E. , 2002 : The hidden costs of mangrove services : Use of mangroves for shrimp aquaculture. Paper presented at the *International Science Roundtable for the Media* , June ,Joint event of ICSU , IGBP , IHDP , WCRP , DIVERSITAS , START. Bali , Indonesia. Available at [http : //www.igbp.kva.se/prepcom4/summary_ong.html](http://www.igbp.kva.se/prepcom4/summary_ong.html).
- [248] **Orkin** , S.H. and S.J. Morrison , 2002 : Biomedicine : Stem cell competition. *Nature* , **418** , 25–27.
- [249] **Ostrom** , E. , 1990 : *Governing the Commons : The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press , Cambridge , 279 pp.
- [250] **Ostrom** , E. , J. Burger , C.B. Field , R.B. Norgaard , and D. Policansky , 1999 : Revisiting the commons : Local lessons , global challenges. *Science* , **284** , 278–282.

- [251] **Ostrom**, E., T. Dietz, N. Dolšák, P.C. Stern, S. Stonich, and E.U. Weber (eds.), 2002 : *The Drama of the Commons*. National Academy Press, Washington, DC, 534 pp.
- [252] **Paci**, C., A. Tobin, and P. Robb, 2002 : Reconsidering the Canadian Environmental Impact Assessment Act : A place for traditional environmental knowledge. *Environmental Impact Assessment Review*, **21 (2)**, 111–127.
- [253] **Pagiola**, S., 1996 : Economic Analysis of Investments in Cultural Heritage : Insights from Environmental Economics. World Bank, Washington, DC.
- [254] **Pagiola**, S., G. Acharya and J.A. Dixon in press *Economic Analysis of Environmental Impacts*. Earthscan, London.
- [255] **Palloni**, A., 1994 : The relation between population and deforestation : Methods for drawing causal inferences from macro and micro studies. In : *Population and Environment : Rethinking the Debate*, A. Lourdes, M.P. Stone, and D.C. Major (eds.), Westview, Boulder, CO.
- [256] **Parmesan**, C. and G. Yohe, 2003 : A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, **421**, 37–42.
- [257] **Pauly**, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese, and F.C. Torres Jr., 1998 : Fishing down marine food webs. *Science*, **279**, 860–863.
- [258] **Pearce**, D.W. and J.W. Warford, 1993 : *World Without End : Economics, Environment, and Sustainable Development*. Oxford University Press, Oxford.
- [259] **Perrow**, C., 1984 : Normal Accidents : Living with High Risk Technologies. Basic Books, New York, NY, 386 pp.
- [260] **Peterson**, D.L. and V.T. Parker (eds.), 1998 : *Ecological Scale : Theory and Application*. Columbia University Press, New York.
- [261] **Peterson**, G., 2000 : Scaling ecological dynamics : Self-organization, hierarchical structure, and ecological resilience. *Climatic Change*, **44**, 291–309.
- [262] **Petkova**, E., C. Maurer, N. Henninger, F. Irwin, J. Coyle, and G. Hoff, 2002 : *Closing the Gap : Information, Participation, and Justice in Decision-making for the Environment*. World Resources Institute, Washington, DC, 157 pp.
- [263] **Petschel-Held**, G., A. Block, M. Cassel-Gintz, J. Kropp, M. Lüdeke, O. Moldehauer, F. Reusswig, and H.J. Schellnhuber, 1999 : Syndromes of global change : A qualitative modelling approach to assist global environmental management. *Environmental Modelling and Assessment*, **4**, 295–314.
- [264] **Pimentel**, D. and C. Wilson, 1997 : Economics and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, **47 (11)**, 747–758.
- [265] **Pinstrup-Andersen**, P., R. Pandya-Lorch, and M.W. Rosegrant, 1997 : *The World Food Situation. Recent Developments, Emerging Issues and Long-Term Prospects*. International Food Policy Research Institute, Washington, DC.

- [266] **Power**, M.E., D. Tilman, J.A. Estes, B.A. Menge, W.J. Bond, S. Mills, G.C. Daily, J.C. Castilla, J. Lubchenco, and R.T. Paine, 1996: Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, **46**, 609–620.
- [267] **Pratt**, J.W., H. Raiffa, and R. Schlaifer, 1995: *Introduction to Statistical Decision Theory*. The MIT Press, Cambridge, MA.
- [268] **Prentice**, I.C., W. Cramer, S.P. Harrison, R. Leemans, R.A. Monserud, and A.M. Solomon, 1992: A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography*, **19**, 117–134.
- [269] **Prescott-Allen**, R., 2001: *The Wellbeing of Nations: A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment*. Island Press, Washington, DC, 342 pp.
- [270] **Pritchard**, L., C. Folke, and L. Gunderson, 2000: Valuation of ecosystem services in institutional context. *Ecosystems*, **3**, 31–35.
- [271] **Randall**, A., 1998: What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. In: *Biodiversity*, E.O. Wilson (ed.), National Academy Press, Washington, DC.
- [272] **Rapport**, D.J., C. Gaudet, and P. Calow (eds.), 1995: *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems*. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.
- [273] **Rapport**, D.J., G. Bohm, D. Buckingham, J. Cairns, Jr., R. Costanza, J.R. Karr, H.A.M. de Kruijf, R. Levins, A.J. McMichael, N.O. Nielsen, and W.G. Whitford, 1999: Ecosystem health: The concept, the ISEH, and the important tasks ahead. *Ecosystem Health*, **5**, 82–90.
- [274] **Raskin**, P., G. Gallopin, P. Gutman, A. Hammond, and R.J. Swart, 1998: *Bending the Curve: Toward Global Sustainability*. Stockholm Environment Institute, Boston, MA.
- [275] **Raskin**, P., T. Banuri, G. Gallopin, P. Gutman, A. Hammond, R.W. Kates, and R.J. Swart, 2002: *Great Transition: The Promise and Lure of Times Ahead*. Stockholm Environment Institute, Boston, MA.
- [276] **Rastetter**, E.B., A.W. King, B.J. Cosby, G.M. Hornberger, R.V. O'Neill, and J.E. Hobbie, 1992: Aggregating fine-scale ecological knowledge to model coarser-scale attributes of ecosystems. *Ecological Applications*, **2**, 55–70.
- [277] **Rawls**, J., 1971: *A Theory of Justice*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- [278] **Redman**, C.L., 1999: *Human Impact on Ancient Environments*. The University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- [279] **Regan**, T., 1983: *The Case for Animal Rights*. University of California Press, Berkeley, CA.
- [280] **Reid**, W.V., 1996: Beyond protected areas: Changing perceptions of ecological management objectives. In: *Biodiversity in Managed Landscapes*, R. Szaro (ed.), Oxford University Press, Oxford, 442–453.
- [281] **Reid**, W.V., 2001: Capturing the value of ecosystem services to protect biodiversity. In: *Managing Human Dominated Ecosystems*, G. Chichilnisky, G.C. Daily, P. Ehrlich, G. Heal,

- and J.S. Miller (eds.). 84, *Monographs in Systemic Botany from the Missouri Botanical Garden*, St. Louis, MO.
- [282] **Renn**, O., T. Webler, and P. Wiedemann (eds.), 1995: *Fairness and Competence in Citizen Participation: Evaluating Models for Environmental Discourse*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- [283] **Revenga**, C., J. Brunner, N. Henninger, K. Kassem, and R. Payne, 2000: *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems*. World Resources Institute, Washington, DC, 83 pp.
- [284] **Roberts**, J.T. and P.E. Grimes, 1997: Carbon intensity and economic development 1962–1971: A brief exploration of the environmental Kuznets curve. *World Development*, **25**, 191–198.
- [285] **Rolston III**, H., 1994: *Conserving Natural Value*. Columbia University Press, New York, NY.
- [286] **Root**, T.L. and S.H. Schneider, 1995: Ecology and climate: Research strategies and implications. *Science*, **269**, 334–341.
- [287] **Rosegrant**, M.W., X. Cai, and S. Cline, 2002: *World Water and Food to 2025*. International Food Policy Institute, Washington, DC, 322 pp.
- [288] **Rothschild**, B.J., 1986: *Dynamics of Marine Fish Populations*. Harvard University Press, Cambridge, MA, 277 pp.
- [289] **Rotmans**, J. and D. Rothman (eds.), in press: *Scaling Issues in Integrated Assessment*. Swets & Zeitlinger, Lisse, Netherlands.
- [290] **Rotmans**, J., M. van Asselt, C. Anastasi, S. Greeuw, J. Mellors, S. Peters, D. Rothman, and N. Rijkens, 2000: Visions for a sustainable Europe. *Futures*, **32 (9/10)**, 809–831.
- [291] **Roy**, A., 1999: *The Cost of Living: The Greater Common Good and the End of Imagination*. Flamingo, London, 161 pp.
- [292] **Rudel**, T. and J. Roper, 1997: The paths to rain forest destruction: Cross-national patterns of tropical deforestation, 1975–1990. *World Development*, **25**, 53–65.
- [293] **Sagoff**, M., 1988: *The Economy of the Earth*. Cambridge University Press, Cambridge.
- [294] **Sagoff**, M., 1998: Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: A look beyond contingent valuation. *Ecological Economics*, **24**, 213–230.
- [295] **Sala**, O.E., S.F. Stuart III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, S.E. Huber, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker, and D.H. Wall, 2000: Biodiversity: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**, 1770–1774.
- [296] **Scheffer**, M., S.R. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke, and B.H. Walker, 2001: Catastrophic shifts in ecosystems. *Science*, **413**, 591–596.

- [297] **Schellnhuber** , H.J. and V. Wenzel (eds.) , 1998 : *Earth System Science : Integrating Science for Sustainability*. Springer-Verlag , Heidelberg.
- [298] **Schneider** ,S.H. ,B.L. Turner ,and H. Morehouse Garriga ,1998 :Imaginable surprise in global change science. *Journal of Risk Research* , **1 (2)** , 165–185.
- [299] **Schulze** , E.D. and H.A. Mooney (eds.) , 1993 : *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag , New York , NY.
- [300] **Scoones** , I. , 1998 : *Sustainable Rural Livelihoods : A Framework for Analysis*. Working Paper 72 , Institute of Development Studies , University of Sussex , Brighton , UK , 21 pp.
- [301] **Secretariat of the Convention on Biological Diversity** , 2001 : *Global Biodiversity Outlook*. United Nations Environment Programme and Convention on Biological Diversity , Montreal , 282 pp.
- [302] **Sen** , A.K. , 1987 : *On Ethics and Economics*. Basil Blackwell , Ltd. , Oxford.
- [303] **Sen** , A.K. , 1999 : *Development as Freedom*. Oxford University Press , Oxford , 336 pp.
- [304] **Sherman** , K. and A.M. Duda , 1999 : Large marine ecosystems : An emerging paradigm for fisheries sustainability. *Fisheries* , **24** , 15–26.
- [305] **Shiklomanov** , I.A. , 1997 : Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World : Assessment of Water Resources and Water Availability in the World. World Meteorological Organization and Stockholm Environment Institute , Stockholm.
- [306] **Shogren** , J. and J. Hayes , 1997 : Resolving differences in willingness to pay and willingness to accept : A reply. *American Economic Review* , **87** , 241–244.
- [307] **Simon** ,H.A. ,1962 :The architecture of complexity. *Proceedings of the American Philosophical Society* , **106** , 467–482.
- [308] **Simon** , H.A. , 1974 : The organization of complex systems. In : *Hierarchy Theory : The Challenge of Complex Systems* , H.H. Pattee (ed.) , George Braziller , New York , NY.
- [309] **Slocum** , R. , L. Wichhart , D. Rocheleau , and B. Thomas-Slayter , 1995 : *Power , Process and Participation : Tools for Change*. Intermediate Technologies Publications , London.
- [310] **SRES** (Special Report on Emission Scenarios) , 2000 : Summary for Policymakers. [online] Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Available at [http : //www.ipcc.ch/pub/SPM_SRES.pdf](http://www.ipcc.ch/pub/SPM_SRES.pdf).
- [311] **Stafford-Smith** , D.M. and J.F. Reynolds (eds.) , 2002 : *Integrated Assessment and Desertification*. Dahlem University Press , Berlin.
- [312] **Stanner** , W.E.H. , 1979 : *The White Man Got No Dreaming*. Australian University Press , Canberra.
- [313] **Stern** ,D.I. ,1998 :Progress on the environmental Kuznets curve? *Environment and Development Economics* , **3** , 173–196.
- [314] **Stern** , P.C. and H. Fineberg (eds.) , 1996 : *Understanding Risk : Informing Decisions in a Democratic Society*. National Academy Press , Washington , DC.

- [315] **Stern** ,P.C. , T. Dietz ,N. Dolšák ,E. Ostrom ,and S. Stonich ,2002 :Knowledge and questions after fifteen years of research. In : *The Drama of the Commons* , E. Ostrom , T. Dietz , N. Dolšák ,P.C. Stern ,S. Stonich ,and E.U. Weber(eds.) ,National Academy Press ,Washington , DC , 443–490.
- [316] **Tansley** , A.G. , 1935 : The use and abuse of vegetational terms and concepts. *Ecology* , **16** , 284–307.
- [317] **Taylor** , P. , 1986 : *Respect for Nature*. Princeton University Press , Princeton , NJ.
- [318] **Toth** , F.L. , 2000 : Decision analysis frameworks in TAR. In : *Cross Cutting Issues Guidance Papers* ,R. Pachauri ,T. Taniguchi ,and K. Tanaka(eds.) ,Intergovernmental Panel on Climate Change , Geneva , 53–68.
- [319] **Tu** , W.M. , 1985 : The continuity of being : Chinese visions of nature. In : *Nature in Asian Traditions of Thought* , J.B. Callicott and R.T. Ames (eds.) , State University of New York Press , Albany , NY.
- [320] **Turner II** , B.L. , D.L. Skole , S. Sanderson , G. Fischer , L.O. Fresco , and R. Leemans , 1995 : *Land-Use and Land-Cover Change : Science/Research Plan*. IGBP Report No. 35 and HDP Report No. 7 , International Geosphere-Biosphere Programme and the Human Dimensions of Global Environmental Change Programme , Stockholm.
- [321] **Turner II** , B.L. , R.E. Kasperson , W.B. Meyer , K.M. Dow , D. Golding , J.X. Kasperson , R.C. Mitchell , and S.J. Ratick , 1990 : Two types of global environmental change : Definitional and spatial scale issues in their human dimensions. *Global Environmental Change* , **1 (1)** , 14–22.
- [322] **Turner** , M.G. and V.H. Dale , 1998 : Comparing large , infrequent disturbances : What have we learned? *Ecosystems* , **1** , 493–496.
- [323] **U.S. Census Bureau** , 2002 : International Data Base. 10 October. [online] U.S. Census Bureau , U.S. Department of Commerce. Available at [http : //www.census.gov/ipc/www/idbnew.html](http://www.census.gov/ipc/www/idbnew.html).
- [324] **U.S. EPA Science Advisory Board** ,2000 :*Toward Integrated Environmental Decision-Making*. EPA-SAB-EC-00-011 , United States Environmental Protection Agency , August , 46 pp.
- [325] **U.S. Fish and Wildlife Service** , 1999 : U.S. Fish and Wildlife Service Approves International Paper’s Red Cockaded Woodpecker Habitat Management Plan. News Release , February 18.
- [326] **U.S. National Research Council** , 1999 : *Perspectives on Biodiversity : Valuing Its Role in an Everchanging World*. National Academy Press , Washington , DC.
- [327] **UN Population Division** , 2001 : *World Population Prospects : The 2000 Revision*. ESA/P/WP 165 , Department of Economic and Social Affairs , United Nations , New York , NY.
- [328] **UN Population Division** , 2002 : *World Population Prospects : The 2001 Revision*. ST/ESA/SER.A/216 , Department of Economic and Social Affairs , United Nations , New York , NY.

- [329] **UNDP**, 1998 : *Human Development Report 1998*. United Nations Development Programme , New York , NY.
- [330] **UNEP** ,2002 : *Global Environmental Outlook 2002*. United Nations Environment Programme , Nairobi.
- [331] **UNFPA** , 2002 : *The State of World Population 2001*. United Nations Population Fund , New York , NY.
- [332] **United Nations** , 1992 : *Rio Declaration on Environment and Development*. United Nations , New York , NY.
- [333] **van Beers** ,C. and A.P.G. de Moor ,2001 :Public Subsidies and Policy Failures :How Subsidies Distort the Natural Environment , Equity and Trade and How to Reform Them. Edward Elgar , Cheltenham , UK , 142 pp.
- [334] **Vayda** ,A.P. ,1988 : Actions and consequences as objects of explanation in human ecology. In : *Human Ecology :Research and Applications* ,R.J. Borden ,J. Jacobs , and G.L. Young (eds.) , Society for Human Ecology , College Park , MA , 9–18.
- [335] **Victor** , D.G. , K. Raustiala , and E.B. Skolnikoff (eds.) , 1998 : The Implementation and Effectiveness of International Environmental Commitments : Theory and Practice. The MIT Press , Cambridge , MA , 737 pp.
- [336] **Vitousek** , P.M. , J. Aber , R.W. Howarth , G.E. Likens , P.A. Matson , D.W. Schindler , W.H. Schlesinger , and D. Tilman , 1997 : Human alteration of the global nitrogen cycle : Causes and consequences. *Ecological Applications* , **7** , 737–750.
- [337] **Vörösmarty** , C.J. , B.I. Moore , A.L. Grace , M.P. Gildea , J.M. Melillo , B.J. Peterson , E.B. Rastetter , and P.A. Steudler , 1989 : Continental scale models of water balance and fluvial transport : An application to South America. *Global Biogeochemical Cycles* , **3** , 241–265.
- [338] **Wack** , P. , 1985 : Scenarios : Shooting the rapids. *Harvard Business Review* , **64** , 135–150.
- [339] **Wackernagel** , M. and W. Rees , 1995 : *Our Ecological Footprint : Reducing Human Impact on Earth*. New Society Publishers , Gabriola Island , BC , 160 pp.
- [340] **Waggoner** ,P.E. and J.H. Ausubel ,2002 : A framework for sustainability science :A renovated IPAT identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* , **99** , 7860–7865.
- [341] **Walker** , B.H. , 1992 : Biological diversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* , **6** , 18–23.
- [342] **Wall** , D. , C. Bock , T. Dietz , P. Hagenstein , A. Krzysik , R. Paine , S. Pimm , A. Randall , W.V. Reid ,M. Sagoff ,W. Schultze ,D. Toweill ,P. Vitousek ,and D. Wake ,1999 :*Perspectives on Biodiversity : Valuing its Role in an Ever-changing World*. National Research Council , National Academy Press , Washington , DC.
- [343] **Walters** , C. , V. Christensen , and D. Pauly , 1997 : Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* , **7** (2) , 139–172.

- [344] **Wang**, G. and E.A.B. Eltahir, 2000 : Ecosystem dynamics and the Sahel drought. *Geophysical Research Letters*, **27**, 795–798.
- [345] **Watson**, R.T., J.A. Dixon, S.P. Hamburg, A.C. Janetos, and R.H. Moss, 1998 : *Protecting Our Planet — Securing Our Future*. United Nations Environment Programme, U.S. National Aeronautics and Space Administration, World Bank, Washington, DC.
- [346] **WBCSD**, 1997 : Exploring Sustainable Development : Summary Brochure. [online] World Business Council for Sustainable Development. Available at [http : //www.wbcsd.org/newscenter/reports/1997/exploringscenarios.pdf](http://www.wbcsd.org/newscenter/reports/1997/exploringscenarios.pdf).
- [347] **WCED**, 1987 : *Our Common Future :The Bruntland Report*. Oxford University Press from the World Commission on Environment and Development, New York, NY, 400 pp.
- [348] **Webler**, T., 1999 : The craft and theory of public participation : A dialectical process. *Journal of Risk Research*, **2**, 55–71.
- [349] **Weins**, J.A., 1989 : Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, **3**, 385–397.
- [350] **White**, L.J., 1967 : The historical roots of our ecological crisis. *Science*, **155**, 1203–1207.
- [351] **White**, R.P., S. Murray, and M. Rohweder, 2000 : *Pilot Analysis of Global Ecosystems : Grassland Ecosystems*. World Resources Institute, Washington, DC, 89 pp.
- [352] **WHO**, 1997 : The World Health Report 1997 : Conquering Suffering, Enriching Humanity. World Health Organization, Geneva.
- [353] **Wilbanks**, T.J. in press :Geographic scaling issues in integrated assessments of climate change. In : *Scaling Issues in Integrated Assessment*, J. Rotmans and D. Rothman (eds.), Swets & Zeitlinger, Lisse, Netherlands.
- [354] **Wilbanks**, T.J. and R.W. Kates, 1999 : Global change in local places : How scale matters. *Climatic Change*, **43**, 601–628.
- [355] **Wilson**, J., 2002 : Scientific uncertainty, complex systems and the design of common pool institutions. In : *The Drama of the Commons*, E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolšak, P.C. Stern, S. Stonich, and E.U. Weber (eds.), National Academy Press, Washington, DC, 327–359.
- [356] **Wilson**, M.A. and R.B. Howarth, 2002 : Valuation techniques for achieving social fairness in the distribution of ecosystem services. *Ecological Economics*, **41**, 431–443.
- [357] **Wood**, S.K., K. Sebastian, and S.J. Scherr, 2000 : *Pilot Analysis of Global Ecosystems : Agroecosystems*. International Food Policy Research Institute and World Resources Institute, Washington, DC, 110 pp.
- [358] **World Bank**, 1997 : *Expanding the Measure of Wealth : Indicators of Environmentally Sustainable Development*. Environmentally Sustainable Development Studies and Monographs No. 17, World Bank, Washington, DC.
- [359] **World Bank**, 2001 : *World Development Report 2000/2001 : Attacking Poverty*. Oxford University Press, Oxford, 335 pp.

- [360] **World Bank** , 2002a : *World Development Indicators 2002*. World Bank , Washington , DC , 432 pp.
- [361] **World Bank** , 2002b : *World Development Report 2003 : Sustainable Development in a Dynamic World : Transforming Institutions , Growth , and Quality of Life*. Oxford University Press , New York , NY , 272 pp.
- [362] **World Commission on Dams** , 2000 : *Dams and Development : A New Framework for Decision-Making*. Earthscan , London , 404 pp.
- [363] **WRI** , UNDP , UNEP , and World Bank , 2000 : *World Resources 2000–2001 : People and Ecosystems : The Fraying Web of Life*. World Resources Institute , Washington , DC , 389 pp.
- [364] **Wu** , J. and O.L. Loucks , 1995 : From balance of nature to hierarchical patch dynamics : A paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology* , **70** , 439–466.
- [365] **Yachi** , S. and M. Loreau , 1999 : Biodiversity and ecosystem functioning in a fluctuating environment : The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences* , **96** , 1463–1468.
- [366] **Yohe** , G. and F.L. Toth , 2000 : Adaptation and the guardrail approach to tolerable climate change. *Climatic Change* , **45** , 103–128.
- [367] **York** , R. , E. Rosa , and T. Dietz , 2003 : Footprints on the Earth : The environmental consequences of modernity. *American Sociological Review* , (in press) .
- [368] **Young** , O.R. , 1994 : The problem of scale in human/environment relations. *Journal of Theoretical Politics* , **6** , 429–447.
- [369] **Young** , O.R. , 2002 : *The Institutional Dimensions of Environmental Change : Fit , Interplay and Scale*. The MIT Press , Cambridge , MA.
- [370] **Yunus** , M. , 1998 : Alleviating technology through poverty. *Science* , **282** , 409–410.
- [371] **Zaidi** , J.H. , 1981 : On the ethics of man's interaction with the environment : An Islamic approach. *Environmental Ethics* , **3 (1)** , 35–47.
- [372] **Zimov** , S.A. , V.I. Chuprynin , A.P. Oreshko , F.S. Chapin III , J.F. Reynolds , and M.C. Chapin , 1995 : Steppe-tundra transition : A herbivore-driven biome shift at the end of the Pleistocene. *American Naturalist* , **146** , 765–794.

索引

斜体页码是指图形、表格及专栏部分；粗体页码是指概要部分

A

- Accounts/核算, 192, 193
- Aesthetic values/美学价值, 59, 60
- human well-being and/人类福祉, 79
- Affluence as factor of consumption/影响消费的财富因素, 90-91, 100
- Africa/非洲, 参见“发展中国家”
- energy/能源, 28
- fisheries/渔业, 30
- life expectancy in/人平均寿命, 100
- water needs/水资源需求, 80
- Agriculture/农业
- climate change and/气候变化, 99
- cultivated reporting category/垦殖报告类型 **13**, 56
- degradation of and/土地退化, 4, 30, 65
- economics and/经济, 27
- fertilizer/化肥施用, 14, 15, 16-17
- grazing animals, effect of increase/放牧牲畜, 增长效应, 70
- subsidies, effect of/补贴, 效果, 85
- sustainable use and production condition/可持续利用与生产状况, 65, 67
- Air quality/空气质量, 59, 79, 106
- indirect use values and/间接使用价值, 137
- Analytical approaches/分析方法, 22-24, 42, 152-181
- assessment of historical trends and current state of ecosystems and drivers/生态系统及驱动力的历史变化趋势与现状评估, 154
- Bayesian paradigm/贝叶斯范式, 179-180
- boundaries of ecosystems/生态系统的边界, **11**, 163-165
- data for/数据资料, 22, 156-156, 见“数据集”
- decision analytical frameworks/决策分析框架 (DAFs), 24, 199-204, 200
- evaluation of possible responses/评估可能采取的对策, 155, 参见“干预措施与决策制定”
- human well-being and/人类福祉, 155
- selection of indicators 指标选取, 154
- identification of categories of ecosystems and their drivers/确定生态系统及其服务的类别, 154
- identification of direct and indirect drivers/确定直接与间接驱动力, 154
- identification of links between services and human societies/找出服务与人类社会之间的联系, 154, 160
- major tasks of/主要任务, 153, 153-156
- modeling issues/模拟问题, 22-23, 166
- for scenario analysis/情景分析, 176

reporting units/报告单元, 165-166

review and validation procedures/评审与验证程序, 178

scale selection and/尺度选取, 155-156, 164, 177

scenario analysis/情景分析, 23-24, 155, 169-176. 参见“情景分析”

selection of indication/指标选取, 154, 161-163

uncertainty analysis/不确定性分析, 24, 155, 178-181

units of analysis and reporting/分析单元与报告单元, 163-166

Annan, Kofi/安南, 1, 48

Aquatic Ecosystem Health and Management Society/水生生态系统健康与管理学会, 71

Archive for data/数据文档, 158, 160-161

Assessment used in decision-making cycle/决策制定周期中使用的评估, 192, 193. 参见“分析方法”

B

Bayesian paradigm/贝叶斯范式, 179-180

Behavioral decision theory/行为决策理论, 200

Benefits transfer/成果参照, 140

Biases, minimization/偏误, 最小化, 45-47

Biochemical/生化药剂, 58, 59

Biodiversity/生物多样性, 10, 52

defined/定义, 10

ecosystem services and changes in/生态系统服务与变化, 63-64, 105

importance/重要性, 12, 79

intrinsic/内在价值, 148-149

loss of species and/物种丧失, 63-64

substitutability/物种的可替代性, 63-64

Biogeochemistry/生物地球化学模型, 167

Biological control/生物控制, 60

Biological drivers of ecosystem change/生态系统变化的生物驱动力, 17, 105-106

Biomass/生物量

as scale-independent variable/尺度无关变量, 115

fuel/燃料, 28, 58, 59

Biosphere/生物圈, 74

Birth rate/出生率, 100. 参见“种群波动”

Blake market/非法交易市场, 149

Boundaries of ecosystems/生态系统的边界, 11, 52, 163-165, 163

multiscale assessment/多尺度评估, 128-129

C

Canada and cod fishing/加拿大与鳕鱼捕捞, 66

Carbon dioxide/二氧化碳, 122

Carbon emissions/碳排放, 30. 参见“气候变化”

Catastrophic change/灾变, 70

Categories of ecosystems/生态系统的类别, 38, 52-57, 55-56. 参见“生态系统服务”

identification/类别确定, 154

reporting categories/报告类别, 11, 12-13, 55-56

CBD, 参见“生物多样性公约”

Change in ecosystems/生态系统变化, 参见“变化的驱动力”

Chemical drivers of ecosystem change/生态系统变化的化学驱动力, 17, 105-106

Chipko(tree hugger) movement/Chipko (抱树) 运动, 122

Climate change/气候变化, 4, 28, 70

agriculture and/农业, 99

as drivers ecosystem service/生态系统变化的驱动力, 4, 106

scale issues and/尺度问题, 18-19 123

- variability and ecosystem services/生态系统服务的变异性, 68-70
- Climate models/气候模型, 167-168
- scale issues/尺度问题, 177
- scenario analysis/情景分析, 176
- Climate regulation/调节气候, 15, 59, 59, 79-80
- Coastal reporting category/海滨报告类别, 12, 55
- Cod fishery, collapse/鲑鱼资源, 崩溃, 66
- Computable general equilibrium (CGE) models/可计算一般均衡 (CGE) 模型, 169
- Conceptual framework of ecosystem services/生态系统评估的概念框架, 2-3, 8-20, 9, 34-43, 37, 53
- analytical approaches/分析方法, 42. 参见“分析方法”
- biases, minimization/偏误, 最小化, 45-47
- categories of ecosystem services/生态系统服务的类别, 38, 55-56. 参见“生态系统的类别”
- change, factors for/变化, 因素, 39. 参见“变化的驱动力”
- human well-being as focus of/概念框架的核心——人类福祉, 38, 53. 参见“人类福祉”
- interrelationships of issues/议题之间的相互关系, 37
- interrelationships of decision-making/干预措施与决策制定, 42, 182-199. 参见“干预措施与决策制定”
- multiscale structure and sub-global components/多尺度结构与亚全球组分, 39-40, 40, 43-44. 参见“多尺度评估”
- needs for agreement/对框架的认同需求, 35
- overarching questions guiding design/指导设计框架的跨领域问题, 36, 35, 177-181
- types of knowledge assessed/被评估的知识类型, 45
- valuation issues/价值评估问题, 41-42. 参见“生态系统的价值评估”
- Condition and Trends Working Group/状况与趋势工作组, 43, 156, 165
- Conservation value/保存价值, 138
- Consumptive use of ecosystem services/对生态系统服务的消费性使用, 137
- affluence as factor/财富因素, 90-91, 100
- Convention on Biological Diversity/生物多样性公约 (CBD), 2, 10, 45, 46, 53, 165
- on definition of ecosystem/对生态系统的定义, 52, 53
- Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution/长距离跨界空气污染公约, 193
- Convention on Migratory Species/迁移物种公约, 2, 46
- Convention on Combat Desertification/防治荒漠化公约, 2, 46, 165
- Core data sets/核心数据集, 156
- Cost-benefit analysis/成本效益分析, 200
- Cost-effectiveness analysis/成本效果分析, 200
- Cross-scale interactions/跨尺度相互作用, 18-20, 113, 128
- Cultivated land./垦殖土地, 参见“农业”
- reporting category/报告类别, 13, 56
- Cultural diversity/文化多元性, 60
- Cultural services/文化服务, 10, 59, 60-61
- human well-being and/人类福祉, 80
- sustainable use and/可持续利用, 67-68
- valuation related to/有关的价值评估, 137-138
- Cultural values/文化价值, 20, 59, 60, 132-133, 144-148
- as drivers of ecosystem change/生态系统变化的驱动力, 17, 104-105

group contingent valuation/群组意愿价值调查评估法 (CV), 145

D

DAFs, 参见“决策分析框架”

Data sets/数据集, 22–23, 156–160

archive for/文档, 158, 160–161

challenges in using/使用方面的挑战, 158–160

core data sets/核心数据集, 156

for summaries and synthesis report/用于编写概要与综合报告的数据集, 156–157

indicator selection/指标选取, 161–163

local knowledge./当地知识, 参见“传统知识, 使用”

metadata/元数据, 157

new data sets/新的数据集, 157

quality assurance/质量保证, 160–161

reliability of/可靠性, 158

reports for use/用于编写报告的数据集, 156–157

sources of data/数据源, 161

traditional knowledge./传统知识, 参见“传统知识, 使用”

types of bias/偏误类型, 158–159

unpublished information, use and validation of/未公开出版的信息, 使用与验证, 160, 178

Decentralized political decision-making/分权化的政治决策制定, 102

Decision analytical frameworks/决策分析框架 (DAFs), 24, 199–204, 200

Decision-making/决策制定, 参见“干预措施与决策制定”

Definition of ecosystem/生态系统的定义, 4, 52

Deliberation/审议, 197

Demographic drivers/人口驱动力, 参见“人口波动”

Developing countries/发展中国家

collision of traditional societies and ecosystems/传统社会与生态系统之间的冲突, 202–203

data collection issues/数据收集问题, 159

decision-making process/决策制定过程, 201

economic factors and/经济因素, 101

energy/能源, 28

fishiers/渔业, 28

megacities/大型城市, 99

population growth in/人口增长, 99

water shortage and dam construction/水资源短缺与水坝建筑, 80

Direct use values/直接使用价值, 137

Direct vs. indirect drivers/直接与间接驱动力, 15–17, 89, 89, 94, 94, 154

Disease regulation/调控疾病, 59, 60, 80

Driver-Pressure-State-Impact

Response (DPSIR)/驱动力-压力-状态-影响-响应 (DPSIR), 91

Drivers of change/变化的驱动力, 15–17, 38–39, 87–108

assessment of change in value/价值变化评估, 141–144, 142

consequences of decisions outside ecosystem/外部决策对生态系统产生的影响, 96–98

cultural and religious values as/文化与宗教价值, 17, 104–105

decision-making process and/决策制定过程, 93–96

defined/定义, 15, 89

demographic drivers/人口驱动力, 17, 98–100

economic drivers 经济驱动力, 17, 100–102

effect on human well-being/对人类福祉的影响, 75

endogenous vs. exogenous drivers/内部与外部驱动力, 15–17, 89–90, 93, 94, 94, 94, 95, 98

- forecasting change/变化预测, 170. 参见“情景分析”
- global drivers/全球驱动力, 92–93, 108
- indirect vs. direct drivers/间接与直接驱动力, 15–17, 89, 89, 94, 94, 154
- integrated assessment and/综合评估, 92
- interactions among/相互作用, 16–17, 106–108
- IPAT formulation for change factors (Impacts=Populations×Affluence×Technology)/计算变化因素的 IPAT 公式 (影响=人口×财富×技术), 90
- overview of/回顾, 92–93
- physical, biological, and chemical drivers/物理、生物和化学驱动力, 105–106
- previous approaches to study of/以往的研究方法, 90–92
- public sector decision/公共部门的决策, 96–98
- scenario analysis/情景分析, 173
- scientific and technological drivers/科学与技术驱动力, 17, 103–104
- selection for analysis/选择用于分析的驱动力, 154, 161–163
- sequences of events leading up to change/导致变化的事件顺序, 108
- sociopolitical drivers/社会政治驱动力, 17, 102–103
- synergetic interactions among/驱动力之间的协同作用, 107
- typologies of/驱动力的类型, 89, 89
- Dryland reporting category/旱区报告类别, 12, 56
- E**
- Eastern Europe and population decline/东部欧洲与人口下降, 99
- Ecological footprint/生态足迹, 71
- Economic drivers of ecosystem change/生态系统变化的经济驱动力, 6, 7, 17, 100–102
- Economic impact of ecosystem/生态系统的经济影响, 27–28
- human system models' focus on/人文系统模型的侧重点, 168–169
- valuation method/价值评估方法, 参见“生态系统的价值评估”
- Ecosystem health/生态系统健康, 71–72
- Ecosystem services/生态系统服务, 8–11, 57–61
- assessment of historical trends and current state of/评估生态系统服务的历史变化趋势与现状, 154–155
- biodiversity and/生物多样性, 63–64
- categories of/生态系统服务的类别, 10, 58–61, 59
- cultural services/文化服务, 10, 59, 60–61
- identification of/类别确定, 154
- multisectoral approach/多部门途径, 61–62, 62
- provisioning service/供给服务, 10, 58
- regulating service/调节服务, 10, 59, 59–60
- supporting service/支持服务, 10, 59, 61
- change in/变化, 参见“变化的驱动力”
- defined/定义, 4
- institutions mediating use of/对生态系统服务的利用进行调控的制度, 84–86
- linkages with human well-being/与人类福祉的联系, 78–80, 81
- research on/关于生态系统服务的研究, 57–58
- selection of indication for analysis/分析指标的选取, 154, 161–163
- stability in/稳定性, 68–71, 69
- substitution of services/服务的可替代性, 63–64, 72

- Ecotourism/生态旅游, 参见“消遣与生态旅游”
- Education values/教育价值, 59, 60
- environmental impact/环境影响, 100
- human well-being/人类福祉, 79
- EEA, 参见“欧洲环境署”
- EIA, 参见“环境影响评估”
- Endangered species/濒危物种, 6, 15, 149, 149-150
- Endangered Species Act (ESA)/濒危物种法案, 149-150
- Endangered Species Committee/濒危物种委员会, 150
- Environmental impact assessment (EIA)/环境影响评估 (EIA)
- compared to Millennium Ecosystem Assessment/与千年生态系统评估的比较, 42-43
- statements required prior to project development/项目开发之前所需要的环境影响报告书, 25, 198-199
- Environmental laws/环境法, 7, 24
- recognition of intrinsic value of/对内在本值的认可, 148-149
- treaties/条约, 189
- Environmental system models/环境系统模型, 22-23, 166-168
- integrated models/综合模型, 169
- Erosion control/控制侵蚀, 15, 59
- Ethical and cultural prescriptive rules/伦理与文化方面的规范性规则, 200
- Europe Environment Agency (EEA)/欧洲环境署 (EEA)
- decision-making framework/决策制定框架, 194-195
- science assessment/科学评估, 193
- Exchange rates/汇率, 101
- Existence value/存在价值, 20, 138. 参见“非效用价值”
- Extend of ecosystem/生态系统的空间范围, 11, 163-165
- actual versus potential/实际的与潜在的, 163
- modern transportation's effect on/现代化运输对其造成的影响, 163
- varying boundaries of/不断变化的边界, 164
- Externalities as consequences of decision-making/决策后果产生的外部性, 17
- F**
- Fire frequency/火灾频率, 120
- Fisheries Centre of the University of British Columbia/British Columbia 大学渔业研究中心, 167
- Firshery degradation/渔业资源退化, 4, 6, 28, 30, 65, 67. 参见“红树林”
- cod fishery, collapse/鲑鱼资源, 崩溃, 66
- scale issues/尺度问题, 18-19, 120-121, 177
- Focus groups/座谈小组, 200
- Food availability and needs/食物的供给与需求, 29, 58, 59, 65. 参见“农业”
- population levels and/人口水平, 99-100
- Forecasting/预报, 170. 参见“情景分析”
- Forests/森林
- cultural practices related to/有关的文化实践, 204
- deforestation/毁林
- as driver of ecosystem change/作为生态系统变化的驱动力, 104, 107
- assessing change in value due to/评估毁林导致的价值变化, 142
- economic incentives for against/支持与抑制毁林的经济激励机制, 6-7
- tradeoff with production of goods/与产品生产存在的利弊得失, 30

modeling/模拟, 166, 167
 reporting category/报告类别, 12, 55-56, 165
 restoration/修复, 30
 scale issues/尺度问题, 177
 time and space scales in/时空尺度, 117-118, 120
 Framework/框架, 参见“生态系统评估的概念框架”
 Freedom and human well-being/自由与人类福祉
 equitable social process and protection/公正的社会过程与保护, 84-86
 human system modeling, need to include/需要包括的人文系统模拟, 168-169
 human well-being and/人类福祉, 14
 personal choice and/个人选择, 76, 77, 77
 Fresh water/淡水, 58, 59
 resource models/资源模型, 166-167, 176
 Fuel and fuelwood/燃料与薪材, 28, 58, 59
 Future priorities and trends/未来优先考虑的重点与变化趋势, 参见“情景分析”
 balancing with present priorities/与当前的工作重点之间的平衡, 83-84, 143-144

G

Game theory/博弈论, 200
 Genetic resource/遗传资源, 58, 59
 Global drivers of ecosystem change/生态系统变化的全球驱动力, 92-93, 108
 Global Environmental Outlook (UNEP)/全球环境展望 (UNEP), 172, 172
 Global warming/全球变暖, 参见“气候变化”
 Goods/产品, 58. 参见“生态系统服务”
 Governmental decision-making/政府决策, 189, 190
 consequences of/影响结果, 96-98
 variability and/变异性, 68-71

Grazing animals, effect of increase in/放牧牲畜, 数量增加产生的影响, 70
 Group contingent valuation/群组意愿调查价值评估, 145

H

Health/健康
 human system modeling, need to include/需要包括的人文系统模拟, 168-169
 human well-being and/人类福祉, 13-14, 76, 77, 79
 indirect use value and/间接使用价值, 137
 of ecosystem/生态系统, 71-72
 risks/风险, 28. 参见“地方病”
 Hierarchy theory/等级理论, 114, 121-122, 129-130
 Household numbers and distribution/家庭数目及分布, 98
 Human rights and intrinsic value paradigm/人权与内在价值范式, 147-148. 参见“自由与人类福祉”
 Human system models/人文系统模型, 22, 166, 168-169
 integrated models/综合模型, 169
 Human well-being/人类福祉, 11-15, 75-78. 参见“贫困与贫困人群”
 as focus of ecosystem assessment/生态系统评估的核心问题, 38, 53
 balancing present and future priorities/平衡当前的工作重点与未来的优先重点, 83-84. 参见“情景分析”
 defined/定义, 4
 dependence on ecosystems/对生态系统的依赖性, 51
 evaluation of impact on/评估对人类福祉的影响, 155

freedom and choice and/自由与选择, 14, 77, 77, 75. 参见“自由与人类福祉”

health and/健康, 14, 76, 77

institutions mediating use of ecosystem/对生态系统服务的利用进行调控的制度, 84-86

key comonents/关键组分 75-78, 77

linkages with ecosystem service/与生态系统服务的联系, 5, 10, 78-80, 81, 132-133

data problem for assessing/开展评估的数据问题, 158-160

identification of/确定表征人类福祉的指标, 154, 161-163

political units as factor/影响因素的行政单元, 165

materials for good life and/维持高质量生活的物质条件, 14, 76, 77, 78

security/安全, 14, 76, 77

selection of indicators for analysis/选取用于分析的指标, 154, 161-163

social relations and/社会关系, 14, 76, 77, 78

substitutability/可替代性, 82-83

I

Indicator-based assessments/基于指标的评估, 192, 193, 194

Indicator selection/指标选取, 154, 161-163, 195

global scenario projects/全球情景计划, 175

Indirect use values/间接使用价值, 137

Inertia in human and ecosystems/人类与生态系统的惯性, 15, 120-121

Inland water reporting category/内陆水域报告类别, 12, 55

Inspiration/灵感, 59, 60

Institutional fit and interplay in chioce of scale/尺度选择中制度的适合度及尺度间的相互作用, 127

Insitiutions/制度

mediating use of ecosystem services/调控对生态系统服务的利用, 84-85

sociopolitical decision-making by/社会政治决策, 7, 102

Intergrated models/综合模型, 169

Intergration across scales/不同尺度之间的综合, 129-130

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)/政府间气候变化委员会 (IPCC), 42, 46, 92

data collection guidelines/收集数据的指导原则, 161

handling uncertainty/处理不确定性, 179-181

science assessments/科学评估, 193

special Report on Emission Scenarios/关于排放情景的特别报告, 171, 172

International Geosphere-Biosphere Programme/国际地圈-生物圈计划, 163

International Monetary Fund/国际货币基金, 101

International Sociey for Ecosystem Health(ISEH)/国际生态系统健康学会, 71

International trade/国际贸易

as driver of ecosystem change/生态系统变化的驱动力, 101

consequences of decision-making by trading communities/贸易共同体的决策所产生的影响, 96

International tranfer of technologies and investments/技术与投资的国际转移, 122

International treaties/国际条约, 189

Interventions and decision-making/干预措施与决策制定, 7, 10-11, 24-25, 41-42, 47-48, 182-199

challenges for/挑战, 183-184

decentralized sociopolitical trends/社会政治方面的分权趋势, 102

decision analytical frameworks (DAFs) and tools/决策分析框架 (DAFs) 与工具, 24, 199-204, 200

decision-making process/决策制定过程, 184-187

deliberation, defined/审议, 定义, 197

ecosystem change and local decision-making process/生态系统变化与当地的决策过程, 93-96, 94

externalities as consequences of/影响的外部性, 16-17

knowledge's role in/知识的作用, 191-197

addressing users' concerns/处理用户关心的问题, 195

assembling accounts and assessments/综合利用核算与评估, 192, 193

forms of information/信息的种类, 195-196

interactive process/交互过程, 191-192, 192

local decision-making/当地的决策, 187, 191

measurement and/度量, 25, 191-192, 192

national-level decision-making/国家层次的决策制定, 189, 190

precautionary principle/预防性原则, 198

response options and strategic interventions/对策与策略性干预, 3, 187-191

risk and uncertainty, dealing with/处理风险与不确定性, 24-25, 197-199, 202

thresholds of irreversibility/导致不可逆变化的阈值, 25, 123

tresties and conventions/条约与公约, 189

types of interventions/干预的类型, 187-188

valuation of ecosystem services as factor/生态系统服务的价值评估, 6-7, 190-191

Intrinsic value paradigm/内在价值范式, 6, 20, 145-148

IPAT formulation for change (Impacts=Population×Affluence×Technology)/计算变化的 IPAT 公式 (影响 = 人口×财富×技术), 90

IPCC./参见“政府间气候变化委员会”

Irreversibility, thresholds/不可逆性, 阈值, 25, 123

ISEH(International Society for Ecosystem Health)/ISEH (国际生态系统健康学会), 71

Island reporting category/岛屿报告类别, 13, 56

K

Kant's approach to value/价值评价的康德途径, 146-147, 148

Knowledge/知识

scientific and technological knowledge, growth in/科学与技术知识, 增长, 103-104

systems/知识体系, 60

traditional or local/传统的或者当地的, 参见“传统知识, 利用”

types of, used in Millennium knowledge, use of/千年生态系统评估中使用的各类知识, 23, 45

usable knowledge/可以使用的知识, 191-197

Knodratiev cycle related to technological change/与技术变革有关的 Kondratiev 周期, 125

Kuznets cycles/库兹涅茨周期

related to enviromental degradation and economic growth/环境退化与经济增长, 107

related to infrastructure development/基础设施发展, 125

L

Land tenure/土地占有制度

- changes in/变化, 30
- characteristic scale of/特征尺度, 123
- competition for/竞争, 108
- economic rents and/经济租, 189
- local ecosystems and/当地的生态系统, 84
- types of and strategic interventions/类型与策略性干预, 188
- Legal consequences and assessing metric value/
法律后果与评估的价值评价体系, 148-149
- Leopold, Aldo, 148
- Life expectancy/平均寿命, 100
- Lindeman, Raymond, 52
- Livelihood sustainability/生计的可持续性, 78-79
- Local communities/当地社区, 参见“区域与局地的相互作用”
- assessment of/评估, 113
- decision-making by/决策制定, 187, 191
- drivers for change and/变化的驱动力, 91, 93-96, 94
- effect on regional level/对区域尺度的影响, 96-98
- empowerment/授权, 102
- multiscale approach and/多尺度途径, 43-44, 46
- scale consideration and/尺度问题, 113-114, 123
- substitutability and/可持续性, 83
- M**
- MA/参见“千年生态系统评估”
- Malaria/疟疾, 28
- Mangroves/红树林
- determining ecological boundaries associated with/确定相关的生态边界, 163-165
- removal, consequences/去除, 影响后果, 79, 80, 84
- Marine ecosystems/海洋生态系统
- modeling/模拟, 167
- reporting category/报告类别, 12, 55
- resource models/资源模型, 166-167
- Metadata/元数据, 157
- Microorganisms/微生物, 51
- Migration, effect on population distribution/
移民, 对人口分布的影响, 100
- Millennium Development Goals/千年发展目标 (UN), 2, 33-34, 31
- Millennium Ecosystem Assessment (MA)/千年生态系统评估 (MA)
- creation and purpose/立项及目标, 2, 27, 35
- design of/设计, 36, 38. 参见“生态系统评估的概念框架”
- framework of ecosystem assessment/与环境影响评估 (EIA) 的比较, 42-43
- pressure-state-impact response (PSIR) compared/
与压力-状态-影响-响应 (PSIR) 的比较, 42
- Working Groups/工作组, 43. 参见“具体的工作组”
- Minimum levels of ecological stock/生态存量的最低水平, 参见“安全保障”
- Modeling/模型模拟, 23-24, 166-169
- biogeochemistry models/生物地球化学模型, 167
- climate models/气候模型, 167-168
- computable general equilibrium (CGE)/可计算一般均衡 (CGE), 169
- environmental/环境系统模型, 22-23, 166-168
- for scenario analysis/情景分析, 176
- household/家庭模型, 168

- human system models/人文系统模型, 22, 166, 168–169
- integrated models/综合模型, 169
- marine/海洋, 167
- multiscale assessment and/多尺度评估, 176
- scenario analysis and/情景分析, 171–173
- sectoral/部门, 169
- terrestrial ecosystems/陆地生态系统, 166–168
- Monitoring and evaluation/监测与评价, 25, 191, 192, 194
- Mountain reporting category/山地报告类别, 13, 56
- Multiscale assessment/多尺度评估, 3, 41, 43–44, 109–130. 参见“尺度问题”
- arguments for/论据, 113–114, 114
- choice of appropriate scales, resolutions, and boundaries/合适尺度的选取, 分辨率及边界, 128–130
- cross-scale interactions/跨尺度的相互作用, 18–20, 112–114, 127
- guidance across scales/指导原则, 128–130
- integration across scales/不同尺度的综合, 129–130
- of integrated human-ecosystem interactions/人类-生态系统的综合相互作用, 114
- scenario modeling and/情景模拟, 176
- strategic cyclical scaling/策略循环式尺度推绎, 129
- sub-global components/亚全球组分, 41, 40
- N**
- Natural capital, determination/自然资本, 决定, 28–29
- Natural drivers of ecosystem change/生态系统变化的自然驱动力, 17, 105–106
- Nested hierarchies/嵌套型等级系统, 121
- Network-related concepts/与网络有关的概念, 122
- NGOs and decision-making/NGOs 与决策制定, 102, 190
- Non-utilitarian values/非效用价值, 20, 21, 133, 137–138, 144
- Nonnative species, introduction of/非本地物种, 引入, 106, 164
- Nutrient/养分循环, 59
- O**
- Observation scale/观测尺度, 110, 111
- Odum, Eugene, 52
- Option values/选择价值, 137–138
- Organization for Economic Co-operation and Development (OECD)/经济合作与发展组织 (OECD)
- Driver-Pressure-State-Impact Response (DPSIR)/驱动力-压力-状态-影响-响应 (DPSIR), 91
- Organisms/生物, 51
- Ornamental resources/装饰资源, 58
- Overarching issues/跨领域问题, 36, 38, 173–177
- scale issues/尺度问题, 177–181
- Ozone assessment/臭氧评估, 42, 46
- P**
- Passive use value/被动使用价值, 138
- Peer-review/同行评审, 178
- Pilot Analysis of Global Ecosystems/全球生态系统试点分析, 67
- Polar reporting category/极地报告类别, 13, 56
- Policy exercises/政策模拟, 200
- Political units as analytical factor/分析要素的行政单元, 165

- Politics of scale/行政尺度, 19, 125–127
- Pollination/授粉, 59, 60
- Population fluctuations/人口波动
- as driver of ecosystem change/生态系统变化的驱动力, 17, 92–93, 98–100
- as factor of consumption change/消费变化的影响因素, 90
- Portfolio theory/投资组合理论, 200
- Poverty and the poor/贫困与贫困人群, 11–15, 31
- adverse ecosystem change/不利的生态系统变化, 75
- as deprivation of human well-being/对人类福祉的剥夺, 76
- biodiversity's importance/生物多样性的的重要性, 79
- defined/定义, 76
- dependence on ecosystem/对生态系统的依赖性, 6, 7, 100
- freedom to allow self-determination/行使自我决定权的自由, 75–76
- ill-being, dimensions/贫困, 包含的方面, 77
- linkages to reduce/与减贫的联系, 80
- social and personal factors determining/决定贫困的社会因素与个人因素, 76–77
- Precautionary principle/预防性原则, 198
- Predictability/可预测性
- effect of increasing/持续增长的影响, 70–71
- scale, relation to/与尺度的关系, 112–113
- Pressure-state-impact-response (PSIR)/压力-状态-影响-响应 (PSIR)
- compared to Millennium Ecosystem Assessment/与千年生态系统评估的比较, 43
- driver-Pressure-State-Impact Response (DPSIR)/驱动力-压力-状态-响应 (DPSIR), 91
- Primary production/初级生产力, 59
- Private sector's interests/私营部门的利益
- consequences of decision-making/对决策制定的影响, 96
- decision-making by codes and policies/决策制定条文与政策, 190
- in improved ecosystems/改善后的生态系统, 35
- Productive base of society/社会的生产基础, 28–29, 29
- Property tenure/财产保有权, 参见“土地占有制度”
- Provisioning services/供给服务, 9, 56, 57
- sustainable use and/可持续利用, 64, 65–67
- valuation related to/有关的价值评估, 137
- PSIR/参见“压力-状态-影响-响应”
- Public finance theory/公共财政理论, 200
- Purpose of ecosystems/生态系统的用途, 27–28
- ## Q
- Quality assurance/数据的质量保证, 160–161
- ## R
- Ramsar Convention on Wetlands/Ramsar湿地公约, 2, 46
- Real property tenure/不动产的保有权, 参见“土地占有制”
- Recreation and ecotourism/消遣与生态旅游, 7, 59, 61
- human well-being/人类福祉, 79
- nonconsumptive use of ecosystem services/对生态系统的非消费性使用, 137
- Regime shifts/体系转换, 70
- Regional and local interactions/区域与局地尺度上的相互作用, 97
- global scenario projects and/全球情景计划, 174, 175

Regional development banks/区域发展银行, 102

Regulating services/调节服务, 59, 59-60
as response option/对策, 189

biodiversity and/生物多样性, 79

sustainable use and/可持续利用, 67

valuation related to/有关价值评估, 137

Religious values/宗教价值, 59, 60, 144-151
as drivers of ecosystem change/生态系统变化的驱动力, 17, 104-105
as protectors of ecosystems/生态系统的保护因素, 6, 203

human well-being and/人类福祉, 79-80

intrinsic value paradigm/内在价值范式, 20, 145-148

Reports and reporting units/报告与报告编写单元, 163-166. 参见“具体的工作组”
data for/数据, 156-158

reporting categories/报告类别, 12-13, 55-56

State of the Environment reports/环境状况报告, 199

Resilience/弹力
choice of scale related to/尺度的选取, 120, 121, 126
sustainable use and/可持续利用, 70

Resilience Alliance/恢复联盟, 130

Reponses, evaluation/对策, 价值评估, 155

Reponses Working Group/对策工作组, 43, 155

Restoration of ecosystems/生态系统修复, 30

Review Board/评审委员会, 178

Rio Declaration (1992) precautionary principle/Rio 宣言(1992)预防性原则, 198

Risk assessment/风险评估, 24, 197-198

Rural vs. urban areas/农村与城镇地区, 6

S

Scale issues/尺度问题, 109-130, 177. 参见“多尺度评估”

analytical approaches and/分析方法, 153-156, 164, 177

changing scales/尺度变换, 115-117

characteristic scales in time and space/时空特征尺度, 117, 119

choice of time scales/时间尺度的选取, 18-20, 126-127

commonly used institutional levels and ecological scales/通常用到的制度层次与生态尺度, 123, 124

conversion to common metric/向公共度量体系的转换, 116-117, 118

cross-scale interactions/跨尺度相互作用, 18-20, 112-113, 127

defined/定义, 110-112

downscaling/尺度下推, 117, 118, 123

hierarchy theory and/等级理论, 114, 121-122, 129

importance/重要性, 112-114

in ecological and human systems/生态与人文系统, 18-20, 122-125

inertia in human and ecosystems/人类与生态系统的惯性, 15, 120-121

institutional fit and interplay/制度适应及相互作用, 127

level, defined/层次, 定义, 110

non-scalable variables/不能进行尺度推绎的变量, 115

observation scale/观测尺度, 110, 111

extent/幅度, 110-111

grain/粒度, 110-111

resolution/分辨率, 108

- phenomenon, scale of/现象, 尺度, 110
- grain/粒度, 110-111
- politics of/政治, **19**, 125-127
- relation to variability and predictability/关于变异性与可预测性, 112
- scale-dependent variables/尺度相关变量, 115
- scale-independent variables/尺度无关变量, 115
- “scale of observation” vs. “scale of the phenomenon”/“观测尺度”与“现象尺度”, 110-111
- socioeconomic time scale/社会经济方面的时间尺度, **19**, 123
- space and time domains/时空域(某一过程的尺度域), **18**, 117-120
- space for time substitution/空间替代时间, 120
- strategic cyclical scaling/策略性循环尺度推绎, 129
- upscaling/尺度上推, 116, 118, 123
- usable knowledge/可以使用的知识, 195
- viewing in context/根据环境进行观察, 121-122
- Scenario analysis/情景分析, **23-24**, 155, 156, 169-176
- background of/背景, 171-173
- exploratory versus anticipatory/探索式与预期式, 172
- forecasting/预报, 170
- global projects/全球计划, 172, 172, 174, 175
- intergenerational considerations/代际因素, **7**, 144
- MA approach/MA 途径, 173-176
- matching with previous scenario exercises/与以前的情景模拟的匹配, 176, 175
- qualitative versus quantitative/定量与定性, 172-173
- types of/类型, 171-173
- zero-order storylines derived from previous global scenario exercises/根据以前的全球情景模拟得出初级情景的情节, 174, 175
- Scenarios Working Groups/情景工作组, 43, 155, 171
- objectives/任务, 173-174
- Science assessments/科学评估, 192, 193
- Scientific drivers of ecosystem change/生态系统变化的科学驱动力, 103-104
- Sea level, global rise in/全球海平面上升, 106
- time scale/时间尺度, 120
- Security/安全
- human system modeling, need to include/需要包括的人文系统模拟, 168-169
- human well-being and/人类福祉, **13-14**, 76-77, 77, 77, 85
- Sense of place/地方感, 59, 60
- Simulation-gaming/博弈模拟, 200
- Social relations/社会关系, 60
- human well-being and/人类福祉, **14**, 76, 77, 78
- space-time domains in/时空域, 120
- Sociocultural perspective/社会文化视角, 参见“文化价值”
- Socioeconomics/社会经济
- decision-making/决策制定, 201, 202
- time scale/时间尺度, **19**, 123
- Sociopolitical drivers of ecosystem change/生态系统变化的社会政治驱动力, **17**, 102-103
- Soil formation/土壤形成, 59
- Spatial assessments/空间评估, 192, 193. 参见“尺度问题”
- Special Report on Emission Scenarios* (IPCC)/关于排放情景的特别报告(IPCC), 171, 172

Species/物种, 参见“濒危物种”

effect of loss of/物种丧失产生的影响, 63–64

popular species and bias in collection of data/
普通物种与数据收集当中的偏误, 159

Spiritual values/精神价值, 参见“宗教价值”

Stability in ecosystem services/生态系统服务的稳定性, 68. 参见“变异性”

State of the Environment reports/环境状况报告, 199

Stem-cell research/干细胞研究, 149–150

Storm protection/免受风暴侵袭的保护, 60

Strategic cyclical scaling/策略性循环尺度推绎, 129

Strategies for response/应对策略, 参见“干预措施与决策制定”

Sub-global Working Group/亚全球工作组, 43

Substitutability/可替代性, 14–15, 82–83

of ecosystem services/生态系统服务, 72

of species/物种, 63–64

Supporting services/支持服务, 10, 59, 61

human well-being and/人类福祉, 80

sustainable use and/可持续利用, 68

valuation related to/有关的价值评估, 137

Sustainable development/可持续发展, 2, 6, 15, 64–72

conferences, initiative, and reports showing commitment/会议、行动及表明承诺的报告, 32, 31–34

cultural services and/文化服务, 67–68

defined/定义, 64, 83–84

health of ecosystem and/生态系统的健康状况, 71–72

livelihood sustainability/生计的可持续性, 79

provisioning services and/供给服务, 64, 65–67

regulating services and/调节服务, 67

supporting services and/支持服务, 68

variability, resilience, and thresholds in services/变异性, 弹性及服务变化的阈值, 68–71, 69

T

Tansley, Arthur, 52

Technological drivers of ecosystem change/
生态系统变化的技术驱动力, 17, 103–104

Terrestrial carbon balance/陆地碳平衡, 116

Terrestrial ecosystem resource models/陆地生态系统资源模型, 166–168

Timber/木材, 参见“森林”

Time/时间, 参见“尺度问题”

Total economic value (TEV)/总经济价值 (TEV), 137–138

Trade/贸易, 参见“国际贸易”

Trade-offs, determinations/利弊得失, 决定, 2, 3, 91, 92, 136, 183–184

scenario analysis/情景分析, 171

Traditional knowledge, use of/传统知识的利用, 23, 159–160, 178, 196, 204

Transpiration/蒸发, 115

Transportation's effect on determining boundaries/运输对确定生态系统边界的影响, 164–165

Treaties/条约, 189

Tree hugger movement/抱树运动, 122

Tropics and population growth/热带地区与人口增长, 99

Tropospheric ozone/对流层的臭氧, 122

U

Uncertainty/不确定性

assessing and communication about/评估与交流, 23, 155, 178–181

- decision-making and/决策制定, 25, 197–199, 202
- United Nations/联合国
- drivers of ecosystem change and/生态系统变化的驱动力, 7, 92
- Environmental Programme's *Global Environmental Outlook*/环境规划署的全球环境展望, 171, 172
- Millennium Development Goals/千年发展目标, 2, 33–34, 31
- Unpublished information, use and validation of/未公开出版的信息、利用及验证, 23, 159–160, 178, 196
- Urban areas/城镇地区
- growth/增长, 99
- reporting category/报告类别, 13, 56
- rural/农村, 6
- U.S. Census Bureau projections of world population/美国人口普查局的世界人口预估, 99
- Utilitarianism/效用主义, 20, 134, 146. 参见“生态系统的价值评估”
- V**
- Valuation of ecosystems/生态系统的价值评估, 20, 21, 42, 131–151
- actual behavior used as basis for/用作生态系统价值评估基础的实际行为, 139
- benefits transfer/成果参照, 140
- cultural values/文化价值, 参见“文化价值”
- decision-making taking into account/考虑生态系统价值评估的决策制定, 190–191
- economic valuation methods/经济价值评估方法, 136, 138–141, 139
- assessment of change in value/价值变化的评估, 141–144, 142
- intergenerational considerations/代际因素, 7, 143–144
- motivations for/进行经济价值评估的动机, 134–136
- putting in practice/实施, 141–144
- total economic value (TEV)/总经济价值 (TEV), 134–136
- utilitarian approach/效用途径, 20, 21, 134, 146
- group contingent valuation/群组意愿调查价值评估 (CV), 144
- hypothetical behavior valuation as basis for/用作价值评估基础的假设行为, 139
- interactions of political and market metrics/行政度量体系与市场度量体系的相互作用, 148–151
- intrinsic value paradigm/内在价值范式, 6, 19, 145–148
- Kant's approach to value/价值评估的康德途径, 146–147, 148
- non-use values/非使用价值, 209, 133, 138, 144–151
- paradigms of value/价值范式, 132–144
- safe minimum standard/最低安全标准 (SMS), 150
- sociocultural perspective/社会文化视角, 132–134, 144–145
- sustainable/可持续利用, 64–65
- use values/使用价值, 137
- welfare economics and/福利经济学, 138
- Varability/变异性
- governmental and individual buffering against/政府方面与个体方面对变异性的缓冲, 68–71, 69
- scale, relation to/有关的尺度, 112

W

- Water/水资源, 参见“水质”
- inland water reporting category/内陆水域报告类别, 12, 55
- regulation/调节, 59, 59, 79
- shortage/短缺, 80
- Water quality/水质, 59, 59, 106. 参见“淡水”
- indirect use values and/间接使用价值, 137
- substitutions for/可替代性, 14-15
- tradeoff with production of goods/与产品生产之间的利弊得失, 29
- U.S./美国, 28
- Well-being/福祉, 参见“人类福祉”
- Wetlands/湿地
- intrinsic value of/内在价值, 149, 150
- reporting category/报告类别, 12
- Women's status/妇女地位, 102
- Working Groups/工作组, 43, 155-156
- World Bank/世界银行, 101
- World Business Council on Sustainable Development (WBCSD)/世界可持续发展工商理事会 (WBCSD), 171, 172
- World Commission on Environment and Development/世界环境与发展委员会, 83
- World Summit on Sustainable Development (WSSD)/世界可持续发展首脑会议 (WSSD), 171
- World Trade Organization/世界贸易组织, 101
- World Water Commission's *World Vision Scenarios*/世界水资源委员会的世界水资源规划情景, 171, 172
- World Wide Fund for Nature/世界自然基金会, 163

Z

- Zoning regulation/分区管制, 97

Island 出版社的董事会成员

VICTOR M. SHER , ESQ , 主席 , 环境律师 , Sher & Leff 公司

DANE A. NICHOLS , 副主席 , 环境学家

CAROLYN PEACHEY , 秘书 , Campbell , Peachey & Associates 公司的
负责人

DRUMMOND PIKE , 财务总监 , Tides 基金会的主席

ROBERT E. BAENSCH , 出版中心主任 , New York 大学

DAVID C. COLE , Aquaterra , Inc. 公司经理

CATHERINE M. CONOVER , Quercus LLC 董事会主席

HENRY REATH , Collectors Reprints Inc. 公司经理

WILL ROGERS , 公共土地托管基金会主席

CHARLES C. SAVITT , 资源经济学中心/Island 出版社主任

SUSAN E. SECHLER , Rockefeller 基金会生物技术政策高级顾问

PETER R. STEIN , The Lyme Timber 公司的责任股东

DIANA WALL , Colorado 州立大学自然资源生态学实验室主任 (教授) ,
博士。

WREN WIRTH , Winslow 基金会的主席

千年生态系统评估(MA)是一个国际合作项目,其宗旨是满足决策者和广大公众对有关生态系统变化对人类福祉产生的影响这方面的科学信息的需求,并分析为改善生态系统保护和提高生态系统满足人类需求的贡献所能做出的各种对策。通过由评估委员会一些成员领导的各个工作组,来自约100个国家的知名科学家负责开展有关的评估工作。同时,该评估委员会接受由来自各国际公约、联合国机构和科学组织的代表,以及来自私营部门、民间社团和原住民团体的负责人组成的理事会的监督。千年生态系统评估是由联合国秘书长科菲·安南于2001年6月宣布启动的,其所有评估报告定于2005年发布。



Island Press

WASHINGTON COVELO LONDON
www.islandpress.org

Island出版社出版的所有书籍均使用再生纸印刷。

千年生态系统评估委员会

主席

Harold Mooney

Angela Cropper

委员会成员

Doris Capistrano

Stephen Carpenter

Kanchan Chopra

Partha Dasgupta

Rashid Hassan

Rik Leemans

Sir Robert May

Robert Scholes

Prabhu Pingali

Cristian Samper

Zhao Shidong (赵士洞)

ISBN 7-80209-000-0/X • 000

定价: 00.00元