

森林可持续利用 对生物多样性 保护的贡献方式

只是在约15年前“生物多样性”一词才进入公众词汇；这一术语的出现标志着一种新的、更为综合的保护方法的诞生，它汇集了信息、知识、意识、伦理、林业、保护区、农业实践、经济、知识产权（IPRs）、土地使用权、贸易以及生态系统整体管理方面的其他内容。这一观念鼓励土地使用计划人员对过时的方法，如以养护的名义把人们排除在他们的传统土地之外或只重视某种森林效益而将其他效益排除在外，进行修正。它还最终导致了现已得到180多个国家批准的《生物多样性公约》（CBD）的通过。

《生物多样性公约》抓住了现代生物资源管理方法的精髓。它的三个目标全部包含在同一语句之中，体现了它们基本的一致性，即“生物多样性保护、生物多样性组成部分的可持续利用及公正公平地分享源于遗传资源利用的效益”（第一条）。因此公约认识到可持续利用与保护之间相互不可缺少，而效益的公平分配则是实现这两者所不可缺少的。公约还认为，生物多样性保护是森林可持续管理的组成部分。

本章对与生物多样性保护和森林可持续管理有关的一些问题进行了探讨，说明了它们之间彼此相关的方式，并就如何在可持续森林管理更广泛的标准和指标的框架下制定保护标准和指标提出了建议。

保护生物多样性从伦理角度也势在必行，因为所有生命都有生存的权利，而人类不应坐视对生物多样性造成任何损失。

从更加现实的角度考虑，生物多样性为人类提供着许多益处，支撑着许多储存和循环生命营养素的系统，吸收和分解污染物质，补充地下水，产生和保护土壤免受过度流失，为所有饲养种植的动植物进一步改良提供基础，并为工业和医药业提供众多的原材料。用更为概括性的话来说，生命的变异性为适应变化的环境提供了条件。

有关森林的若干重要 生物多样性保护概念

《生物多样性公约》将生物多样性定义为活生物体之间的变异性，包括物种内、物种间及生态系统的多样性。这正是生命的一种属性，是生物体集合的一个特征。严格说来，被利用、滥用、保护或破坏的不是生物多样性本身，而是生物资源。而《生物多样性公约》对生物资源的定义是“对人类具有实际或潜在用途或价值的遗传资源、生物体或其各部分、种群或生态系统所有其他生物成分”。

这是第一次在具有约束力的国际条约中对生物多样性的内在价值，连同其生态、遗传、社会、经济、科学、教育、文化、娱乐和美学价值，一起给予公认。但问题的焦点仍然是对生物资源进行可持续利用能够给人类带来的益处。

利用这些生物资源的人们具有各种各样的要求、兴趣、文化和目标。以全球工业社会为特征的现代社会消耗了大量的森林资源，如木材、纤维、粮食和饲料。因

此，在远离森林之外做出的宏观经济决策往往能够决定森林生物多样性的命运以及土地利用方式。物种多样性比较丰富的森林地区通常远离权力中心，但远在北京做出的经济决策对生活在这些地区的人产生了强烈影响。尽管森林居民也进行资源方面的决定，造成某片森林转化成为另一种土地利用形式或造成某物种在当地灭绝，但有证据表明，长期以土地为生的人很少造成这种灭绝现象。

最近对森林生态系统的研究方法正被用于生物多样性养护。研究发现显示，森林是各类物种的松散和临时的聚集地，每一类物种均按照自身需要，根据具体的生理学、形态学、种群统计学、行为和扩散能力进行活动。“由于生态条件持续变化，本地生物群落物种也在不断变化，有时物种因进程规模有利于某些类型的遗传特性而增加，有时又因该遗传特性恰好造成巨大的灭绝风险而减少。生物多样性是各类生命适应环境扰动的结果和表现形式，只有在这种扰动存在时方能维持”（Hengeveld, 1994）。这些新观点认识到自然界存在众多不同的森林结构，是动态生态系统整体管理的基础（Oliver和Larson, 1996）（图6）。

面对条块分散、外源物种入侵和气候变化等非自然压力，要对这一自然的变化过程进行养护对森林管理人员而言是一个重大挑战，要求他们对有关能够给人类带来的利益规模做出判断。正如Daily等（1997）指出的那样，“世界上某些地区继续存在有针叶树物种并不能帮助因上游松林被砍伐而造成城镇被洪水淹没的居民。一般来说，某地区生态系统产品和服务的流动是由向提供这些产品和服务的生态系统类型、空间布局、范围及远近程度所决定的。”由于森林是动态的，高度复杂并对森林所处的位置而言是独有的，所以仅仅养护生态系统中某物种或某样板的最低可维持种群是不够的。相反，养护方法必须认识到

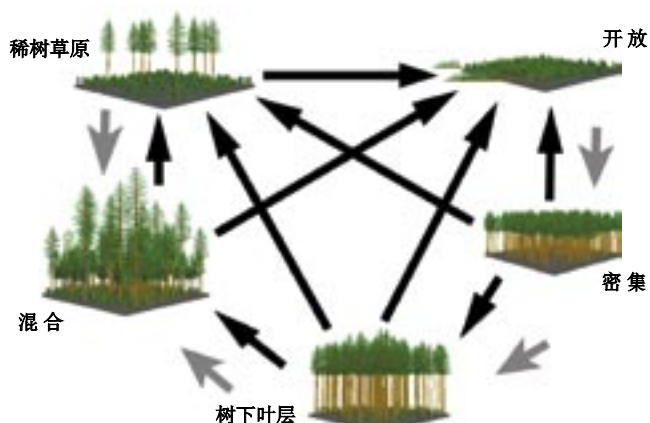
各系统的动态特征、当地民众对森林资源的依赖程度以及将冗余量构筑成保护生物多样性系统的需要。

许多涉及森林的国际协议和计划所制定的方法要求森林管理满足国家的多项目标，包括木材、纤维和能源的供应；为今后的经济用途留出选择余地；满足美学功能以及提供全球利益中的本国份额。在期望值提高但政府预算却削减之时若要使这些有时不无矛盾的目标得以实现，那么就需要有新的方法。为二十一世纪森林管理制定适当政策的工作要求对森林生物多样性养护所面临的一些主要问题进行考虑。

森林生物多样性 保护中的主要问题 条块分散

尽管森林采伐被普遍认为是养护工作的一个主要问题，但生境被条块分散的有关问题并没有引起足够重视。随着人类在温带和热带森林中活动压力的增加，那些

图 6
森林的复杂性和动态性：
为保护所有生物物种需要多种结构



由植物生长、扰动、物种迁移、气候变化及其它作用造成的森林结构和物种组成的不断变化。

资料来源：Oliver和Larson, 1996

曾经一直是森林的地区已经变得更加支离破碎。仅在巴西亚马逊地区，森林面积现在被分割（即一片森林的面积小于1万公顷）或处于边缘状态（离空旷地小于1公里）的森林面积超过实际被采伐森林面积的150%。近期研究表明，小片森林与大面积森林之间的生态系统特征迥然不同，其中小片森林包含的喜光物种更多，种子和果实风散播或水散播的树木更多，下层生物物种相对较少。小片林树木倾倒密度高、树冠更不规律、杂草类物种更多，攀缘植物、藤蔓植物和竹子等异常地多。因此，他们仅仅保护的是适应了这些环境的原生动植物群落中的某个十分片面的部分（Laurence, 1999; Laurence等, 2000）。

一项在印度尼西亚Seram进行的低地森林采伐前和最近被砍伐后鸟类密度比较研究发现，采伐后的森林几乎没有把任何鸟类物种排除在外，其中有若干品种在这两种生境中都很常见。在未被采伐的森林中比较少见的物种，采伐后其种群数量并不比常见物种更容易出现减少。然而，在全球范围栖息地有限的鸟类最害怕的莫过于分布广泛的品种，有些地方物种受到了严重影响。因为印度尼西亚的很多鸟类只限于单个岛屿，所以应逐个岛屿地对伐木特许经营企业进行检查，保证地方物种不受威胁（Marsden, 1998）。

对于某些森林鸟类品种而言，森林条块分散降低了筑巢成功率，因此影响到他们能够繁衍的后代数量。在一些温带森林，森林条块分散造成有些鸟类种群更易被哺乳动物捕食，并出现巢寄生现象（一些鸟类在他们自己的巢被破坏时，将卵产在其他鸟类的巢中，以增加后代的数量）。在大部分森林被条块分割的地区，有些鸟类的繁殖率有时非常之低，其种群保持只能依赖在森林覆盖面更广泛地区的其他种群鸟类的迁移（Robinson等, 1995; Askins, 1995）。因此，养护战略需要保证在每个区域都能对大规模连片森林生境

给与保存和恢复。

在加蓬中部Lope保护区进行的有关天然林被条块分割后影响哺乳动物分布的调查发现，哺乳动物总生物量在小片森林中是最高的，达每平方公里6010千克。在森林被条块分割的地区，八类灵长类哺乳动物中有四类变得更为常见，两类出现的频率相似，另两类出没减少。大部分哺乳动物种类在保续林和森林断片之间迁移，但有些始终栖息在某些森林断片之中。在森林断片中存在大型哺乳动物的多样性和高生物量，说明森林的条块分割本身对大部分动物物种并非是灾难性的。然而，由于传统的伐木业往往导致狩猎的大量增加——有时只是供伐木工人食用，但更常见的是在有利可图的国际市场出售肉和其他动物产品——尚存结构完好的森林中的灵长类及其他大型哺乳动物和鸟类可能会被赶尽杀绝（Tutin、White和MacKanga-Missandzou, 1997）。

在乌干达Kibale国家森林公园开展的历时28年的调查，对低强度和高强度择伐对五种常见灵长类动物的长期影响情况进行了量化。调查结果显示，至少在该地区，低强度择伐可以作为保护灵长类动物计划的一部分。另一方面，作为热带地区多数伐木作业形式的高强度伐木对灵长类动物的养护是互相矛盾的（Chapman等, 2000）。

外源物种的入侵

随着全球人员和产品移动的增加，动植物品种也从世界的一个地方迁移到另一个地方。当一个物种被引到新的生活环境时，例如油棕榈从非洲引进印度尼西亚，桉树品种从澳大利亚引进到加利福尼亚，以及橡胶树从巴西引进到马来西亚，这些外源物种一般都需要借助人类的干预措施才能生存和繁殖。事实上，农林复合经营最经常采用的往往都是外源物种或非原生物种，其中许多物种在新环境中成功地生

存下来，因为这些品种不再需要象在原生环境中那样面对相同的竞争者、捕食者和害虫。这种外源物种具有重要的经济意义，并提高了世界许多地方的各种森林商品的生产能力。

但在某些情况下，着意引进的物种得以在野生环境中立足并蔓延是以原生物种为代价的，影响到整个生态系统。外来树木物种入侵的众所周知的例子包括日本和中国的野葛（*Pueraria lobata*）传入美国，现在滋生面积已超过200万公顷；波利尼西亚岛国塔希提的生态被 *Miconia calvenscens* 控制了；若干北半球松树和澳大利亚金合欢在南部非洲的蔓延以及南美洲白千层属灌木物种入侵佛罗里达湿地国家公园。在农林复合经营采用的约2000个物种中，约10%具有扩散性。虽然只有大约1%具有高度扩散性，但它们包括粗枝木麻黄、银合欢和辐射松等常见物种（Richardson, 1999）。需要高度重视的是确保这些物种发挥其之所以被引进的经济用途，并使它们避免对本地生态系统造成意想不到的消极影响。

无意引进的扩散性外源物种的情况可能更为严重，如可能摧毁整个树种的致病生物体（如荷兰的榆木病和北美板栗枯萎病），或可能对原生林或人工林产生严重影响的害虫（如吉普赛蛾和长角天牛）。这些物种每年造成的经济损失达数千亿美元（Perrings、Williamson和Dalmazzone, 2000），其中大量发生在森林生态系统内，即使是保护良好的国家公园也不能幸免。《国际植物保护公约》成立于1951年，目的就是解决其中的一部分问题，同时新的国际计划正在谋求解决最严重的难题。世界自然保护联盟（IUCN）制定了一项全球战略（McNeely等，2001），并为预防和管理确定了操作规程（Wittenberg和Cock, 2001）。然而，随着全球贸易的发展，破坏性昆虫和病原体入侵外源物种的威胁也随之增加。他们可能彻底改变天然林和摧毁人工林，后者由于物种多样性

程度较低而显得特别脆弱。与生物多样性养护和森林可持续管理有关的工作需要明确地认识到入侵外源物种的问题并予以解决。

气候变化

根据过去不同气候阶段森林类型的分布状态以及山地植被带情况来判断，森林对气候往往是高度敏感的。虽然政府间气候变化工作组（IPCC）及有关国家的研究计划提供了大量有价值的信息，但是预测气候变化对森林的潜在影响仍然有一定的猜测性。有人认为最严重的威胁是气候干旱的发展趋势、降雨类型的变化、火灾状况的变化以及季节性变化等，反过来这些将导致物种分布状态及成分发生变化。另有人提出森林可能同样受到气候变化对土壤性质或繁殖力造成的影响的间接影响。在最后的分析中，最重要因素很可能是气候变化对人口数量造成的影响，从而影响人类的居住和消费方式，然后影响到森林的使用模式。尽管如此，树种改变其地理分布以适应气候变化的能力还取决于生态因素，如散播机制。通过风媒传播或由动物携带的种子繁殖的树木可能比其它树木更容易散播（Peters和Lovejoy, 1992）。此外，动物物种分布区域的变化也可能影响那些依靠动物进行繁衍的树种。

越来越多的研究审视了气候变化对个体物种和生物群落有可能产生的影响。研究结果显示，由于物种地理分布情况多以个体形式而不是以群落为单位进行变化，因此生物群落发生变化的方式既复杂而又无法预料（FAUNMAP, 1996）。此外，由于物种之间是相互关联的，对生态系统中的某一特定物种有利的条件将影响到其它物种，而影响方式往往无法预料。随着气候的变化，物种入侵和灭绝速度可能加快，并引发物种组成和相互作用发生复杂变化（Mooney和Hobbs, 2000）。因此，气候变化将对森林生物群落进行重新组合

并迫使其发生进化改变，而不是在所有栖息的动物完好无缺的状态下造成整个生态系统的简单往北或往高处迁移。位于物种分布区边缘附近的种群、地方性极强的物种以及仅在保护区或其它有限生境存在的濒危物种尤其容易受到区域植被变化的危害。已经受到直接开发、生境减少和生境退化等威胁的物种可能特别容易受到新威胁的影响（Peters和Lovejoy，1992；Schneider和Root，2002）。

生物多样性与可持续森林管理之间的连接点

在二十世纪，木材生产在森林管理模式中通常起到主导作用，而二十一世纪面临的新压力则要求采用一种略有调整的方法，才能满足提供多种产品和服务的需要。公众希望林业计划能够充分保护流域，能够使当地的人们有能力继续在他们自己的传统家园中居住（即便是他们所处的是经济价值很高的森林），能够对一个包含了这个国家所有主要生态系统类型的保护区作出规定，以及对任何木材和其它林产品的可持续利用作出规定。因此，以生态系统原则为基础的森林可持续管理——如维持健康的繁殖种群、保护土壤、避免流失、允许天然火灾的正常发生以及谨慎规划道路减少影响等——与生物多样性养护的要求是完全一致的。

天然林的可持续管理要求摒弃最高可持续产量的过时理念。在世界许多地区，对这一方面的强调造成了森林结构的简单化，以均龄单种林取代了天然混合林。由于人工林面积仍然很少（不到森林总面积的5%），对定植苗木的选育——有时集约经营也是这样——将可能导致遗传多样性和伴生树种数量出现减少的趋势。对天然林和人工林的集约化经营常常涉及对竞争物种的铲除、对湿地的排水、抑制天然火灾以及缩短轮伐周期。这些活动至少在短期内提高了生产率，但代价往往是牺牲了

森林的品质，因为这对森林动物群系造成了威胁并增加了对各种害虫的脆弱性。因此，为持续不断地供应木材而设计的永续收获型林业与森林可持续管理不是同一概念，后者对各种生态过程及有关产品和服务的范围更为重视。

以可持续方式生产的木材

由于木材在许多森林生态系统中都是价值最高的林产品，关键问题是在不对生物多样性造成破坏的前提下以可持续的方式进行生产。天然林管理被作为在维持生物多样性的同时、最大程度地使林地具有盈利性的最佳手段而得到广泛提倡。对热带森林采伐后的光谱调查显示，伐木业造成了从某些本地物种的灭绝到某些物种密度大大增加等一系列影响（Bawa和Seidler，1998）。这说明问题的解决并没有简单的答案可循。

一项针对伐木作业对热带森林生态系统和生物多样性所造成影响的研究回顾认为，成熟林的采伐一般会导致本地物种多样性增加，因为结构性和相关微小气候变化能够创造小片的生境和食物来源，从而吸引次生林和森林边缘所特有的物种（Johns，1997）。然而多年来，森林下层植物中特有的许多生物类别发生明显下降，并在此后多年中局部数量稀少或缺失。因此热带森林的采伐和生物多样性养护之间最适合的折衷方案是在较大的经济林基体中设立一些不受干扰的小型林区，这正在马来半岛以及其它地区进行尝试的作法（Poore等，1989）。

若干研究表明热带潮湿林永续木材生产管理在技术上和经济上都是可行的（Rietbergen，1993；Dykstra和Heinrich，1992；Poore等，1989），尽管这类技术并未得到真正应用。但是，特别是低强度择伐时，在大幅度降低成本的情况下，设计满足环境、社会和经济可持续发展要求的采伐作业方式是可行的。近期为环保型木材生产颁发认证书的研究制定工作表

明，可持续森林管理在木材生产方面正在取得进展，特别是温带森林（Donovan，2001）。

非木材林产品

尽管从经济角度说木材是最重要的林产品，但许多其它产品也为世界市场和当地民众所珍视。某研究发现，东南亚约有6000种热带雨林物种具有经济用途（Jansen等，1991；见表8）。此外，许多非木材林产品（NWFPs）对本地人具有特殊的作用，为满足他们每天对卫生、粮食以及审美乐趣的要求提供了现存的储备。动物物种对当地和全球也是非常重要的，每年毛皮、肉和鲜活动物的贸易金额达数亿美元（Reynolds等，2001）。

尽管农村民众将狩猎作为食物或收入的一种来源，而且数千年来一直以可持续的方式捕获野生产品，但今天随着人口的增加，技术的更加进步以及不断变化的社会和政治结构，已使大部分对森林资源获取方式的传统管理控制手段遭到淘汰。在管理薄弱的地区，解决有关狩猎方面的严重问题显得特别困难。此外，由于进入边远林区的途径更为方便以及国际市场价格的提高，野生生物管理机构对处理不断增加的过度收获事件鞭长莫及。

如果要在可持续的基础上为当地社区和各国提供效益，就需要在生产阶段实施更有效的控制措施，维持赖以产生效益的动植物种群。实现这个方法各不相同，但都必须建立在合理的经济和生态原则基础之上，并且通常要建立在传统的制度之上。建立更多的管理良好的保护区至少可以部分恢复猎人和猎物之间的平衡，使农村地区的种群数量能够幸存下来并逐渐增加。

对人和社会的益处：一种系统方法

所有森林可持续管理工作的一个必不可少的组成部分是各类有关企业的经济生存能力。尽管木材的采伐是最为显见的盈

利手段，但开展许多其它的经济活动也是可能的。此外，如果当地民众能够从倚赖森林生物多样性的企业中获得金钱上的实惠，那么就可以在一定程度上期待他们支持对森林生态系统的保护和可持续利用。Salafsky等（2001）通过对亚洲和太平洋地区39个地点的生态旅游、从野生植物根系中提炼香精油、利用森林水果生产果酱和果冻、采集其它林产品以及可持续伐木等活动的调查，验证了这一观点。该研究表明，以社区为基础的企业战略的确可以促进保护工作，但条件是要依靠外界因素，如市场渠道。另外，这些企业只有能够适应不断变化的环境才有可能实现可持续性。因为许多林区易受政治和经济动乱、火灾、干旱和其它外部因素的影响，这种适应性对于长期可持续性是非常重要的。影响森林的各种因素的复杂性还要求进行多层次（地方、国家和国际）的生物多样性保护，以确保所有基因、物种和生态系统都有受到保护的冗余度。

表 8
东南亚热带雨林植物的若干经济用途

产品/商品类型	种 类 (数量)
木材树木	1 462
药用植物	1 135
观赏性植物	520
食用水果和坚果	389
纤 维	227
藤 条	170
有毒和除虫植物	147
香料和调味品	110
其 它	1 790
合 计	5 950

资料来源：Jansen等，1991。

若要将养护森林生物多样性的潜在效益转化成为社会、特别是当地民众的现实产品和服务，就需要一种系统方法。其要素包括：

- 在国家一级建立囊括各级管理和行政部门的完整统一的保护区，包括国家、省和地方政府、非政府组织（NGOs）、当地社区、土著人、私营部门及其它利益相关者（McNeely, 1999）；
- 在以市场为基础的经济体系之内，促进民间社会对经济发展的更广泛参与，将其延伸至对用材林和保护区的管理，尤其是旅游业以及某些自然资源的可持续利用（Szaro和Johnston, 1996）；
- 使资源管理计划覆盖较大的地域规模（有时称为生态区域），将保护区看作是包括农场、用材林、捕捞水面、人类住房以及基础设施各种土地使用形式中的一个组成部分（Miller, 1996）；
- 私有土地所有者、土著人、其他当地社区、工业界及资源使用者之间的合作；
- 使用经济激励手段、税务、土地交换及其它机制，促进生物多样性保护；
- 发展行政和技术能力，鼓励当地利益相关者、院校、研究机构和公共

部门协调各自的工作。

一项包括生物多样性保护在内的森林可持续管理计划不但要有严格的政府行为，还需要与利益相关者形成联盟。由于国家政府不能将其作为该国自然遗产保护担保人的职责委托转移给他人，因此权力部门需要进行能力建设，以履行其规范和管理职责。尽管如此，只要能够做出妥善准备并对权利和义务进行明确划分，民间社会也可以分担有关自然生物资源管理的权利和义务。根据非政府组织、工业界、居住在保护区和其它林区内或附近的土著人群的兴趣情况，应当根据明确的政府政策法规建立联盟，发挥每个利益相关者的作用。

生物多样性保护的标准和指标

鉴于天然系统的巨大变异性且生物多样性没有可以一蹴而就的单项措施，制定适当的用以指导管理措施的标准和指标就成为一项具有挑战性的工作。这种变异性还使确定管理措施对生物多样性具体影响的工作变得非常困难。任何森林管理行动都很可能对生物多样性的不同部分产生一系列影响，某些部分从中受益而其他部分则受损。要说明不同部分变化情况之间的相互关系往往十分困难，即使在较短时间内就可以察觉变化情况的少数情形也不例外。即便能够在合理的时间段内对生物多样性的具体变化情况进行论证，那么要获得必要的数据也可能需要在监测计划方面进行大量投资。此外，对生物多样性的许多严重威胁是由远距离以外制定的政策措



如果当地民众能够从倚赖森林生物多样性的企业中获得金钱上的实惠——如巴西的这位出卖源自森林植物的油、乳霜、油膏和传统药品的销售者所从事的那样——那么就可以在一定程度上期待他们支持对森林生态系统的养护和可持续利用

施引起的，所以影响难以衡量。

尽管面临这些挑战，若干组织仍制定了从总体上说符合“压力-状态-反应框架”的标准和指标；这里的压力是指造成生物多样性减损的原因，状态是指生物多样性现状，而反应则指为解除压力所采取的措施。这些标准和措施是为森林管理单位一级的管理人员应用而制定的，森林管理单位负有落实责任。每个指标都应该：

- 有相关性，与明确的目标有关联；
- 有代表性，包含可持续性的重要方面；
- 有准确性，正确地反映目标实现的程度；
- 在数据可获得性和收集成本方面具有可行性；
- 可信，经得起分析且利用标准度量可重现；
- 敏感，显示时间推移的趋势；
- 有响应性，反映条件的变化及不同地点和人群之间的差异（Prescott-Allen, 1998）。

对森林可持续管理中生物多样性保护部分进行评价的适用指标可以包括：

- 可持续管理范围内的森林面积；
- 生活在与可持续生产活动有关的森林之内及附近人口的比例；
- 某些特定植物和动物物种的种群趋势；
- 森林断块保持在自然变异限度内的程度；
- 入侵外源物种的影响。

国际林业研究中心已制定一套全面的标准和指标（国际林业研究中心，1999）。

结论

社会各阶层对各种林产品和服务赋予的价值在过去几十年中的变化比以往任何时候都更为迅速和深刻，这种趋势将继续下去。气候变化、森林条块分散及入侵外源物种对生物多样性的影响也有相当大的增加。不能奢望这些变化的速度能降下

来，实际上反而有许多专家预测变化可能加快。因此，森林社区、科学家、森林资源保护人士以及林业工作者今后面临的挑战与他们今天面临的挑战很可能有很大差别。社会需要为各种各样的利益相关者提供多种益处的一系列森林管理方法，同时也要合理重视生物多样性保护及对森林的可持续利用。

在森林可持续管理的范畴之内，面对全球性变化，下列措施可以有助于森林生物多样性的保护：

- 在可行的地方对大范围森林进行保护；
- 通过鼓励造林和恢复生境，在毗邻的保护区之间建立的连通带；
- 通过预留能进行模仿自然群落交错区（不同植被类型之间的过渡地带）管理的森林缓冲区，以保护森林边缘地带避免结构性损坏、火灾破坏及外源物种入侵占据；
- 通过多样化和促进集约程度较低的土地使用形式软化各地块间的边界，对用火进行管理、减少有毒农药的使用量以及控制区域外植物物种的引入（Gascon、Williamson和da Fonseca等，2000）；
- 对整个森林土地按具体用途进行划分，包括：
 - 养护、旅游及非消耗性用途的保护区；
 - 保护林，如用于控制水土流失或保护流域；
 - 对用材林按照木材和其它林产品永续生产的原则进行管理；
 - 用于某些具体商品集约化生产的人工林；
- 在商业林中设立生态保护区，以保护种子来源、水道及临界生境；
- 森林管理的决定基于当地民众使用森林资源以满足生计的合理需要。

可持续森林管理要求可持续生产系统的开发和实施应该与不同的森林生态系统

相适应。为确保系统的可持续性，应包括科学、技术、经济、社会、财政和教育等要素。任何特定森林地区提供的产品和服务之间的确切配比都应建立在工业界、政府、学术机构、当地社区以及非政府组织之间对话的基础之上，从而促进森林问题上的民主并提高可持续性的可能。◆

参考文献

- Askins, R.A.** 1995. Hostile landscapes and the decline of migratory songbirds. *Science*, 267: 1956–1957.
- Bawa, K.S. & Seidler, R.** 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, 12(1): 46–55.
- CIFOR.** 1999. *CIFOR criteria and indicators toolbox series*. Jakarta, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Chapman, C.A., Balcomb, S.R., Gillespie, T., Skorupa, J. & Struhsaker, T.T.** 2000. Long-term effects of logging on African primate communities: a 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology*, 14(1): 207–217.
- Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D. & Woodwell, G.M.** 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology*, 2: 1–16.
- Donovan, R.Z.** 2001. Tropical forest management certification and wildlife conservation. In R.A. Finbel, A. Grajal & J.G. Robinson, eds. *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*, pp. 601–613. New York, Columbia University Press.
- Dykstra, D.P. & Heinrich, R.** 1992. Sustaining tropical forests through environmentally sound harvesting practices. *Unasylva*, 43(2): 9–15.
- FAUNMAP.** 1996. Spatial response of mammals to late quaternary environmental fluctuations. *Science*, 272: 1601–1606.
- Gascon, C., Williamson, G. & da Fonseca, G.** 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, 288: 1356–1358.
- Hengeveld, R.** 1994. Biodiversity: the diversification of life in a non-equilibrium world. *Biodiversity Letters*, 2: 1–10.
- Jansen, P.C.M., Lemmens, R.H.M.J., Oyen, L.P.A., Siemonsma, J.S., Stabast, F.M. & van Valkenburg, J.L.C.H., eds.** 1991. *Basic list of species and commodity grouping (Plant Resources of Southeast Asia)*. Wageningen, the Netherlands, Pudoc.
- Johns, A.G.** 1997. *Timber production and biodiversity conservation in tropical rainforests*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Laurance, W.F.** 1999. Habitat fragmentation: introduction and synthesis. *Biological Conservation*, 91: 101–107.

- Laurance, W.F., Delamônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L. & Lovejoy, T.E.** 2000. Conservation: Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836.
- Marsden, S.J.** 1998. Changes in bird abundance following selective logging on Seram, Indonesia. *Conservation Biology*, 12(3): 605–611.
- McNeely, J.A.** 1999. *Mobilizing broader support for Asia's biodiversity: how civil society can contribute to protected area management*. Manila, the Philippines, Asian Development Bank.
- McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L., Schei, P. & Wagge, J., eds.** 2001. *A global strategy on invasive alien species*. Gland, Switzerland, World Conservation Union (IUCN).
- Miller, K.R.** 1996. *Balancing the scales: guidelines for increasing biodiversity's chances through bioregional management*. Washington, DC, World Resources Institute (WRI).
- Mooney, H.A. & Hobbs, R.J., eds.** 2000. *Invasive species in a changing world*. Washington, DC, Island Press.
- Oliver, C.D. & Larson, B.C.** 1996. *Forest stand dynamics*. Updated edition. New York, John Wiley.
- Perrings, C., Williamson, M. & Dalmazzone, S., eds.** 2000. *The economics of biological invasions*. Cheltenham, UK, Edward Elgar Publishing.
- Peters, R.L. & Lovejoy, T.E.** 1992. *Global warming and biological diversity*. New Haven, Connecticut, USA, Yale University Press.
- Poore, D., Burgess, P., Palmer, J., Rietbergen, S. & Synnott, T.** 1989. *No timber without trees: sustainability in the tropical forest*. London, Earthscan.
- Prescott-Allen, R.** 1998. *Manual of assessment of biodiversity*. Gland, Switzerland, World Conservation Union (IUCN).
- Reynolds, J., Mace, G., Redford, K. & Robinson, J.** 2001. *Conservation of exploited species*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Richardson, D.M.** 1999. Commercial forestry and agroforestry as sources of invasive alien trees and shrubs. In O.T. Sandlund, P.J. Schei & A. Viken, eds. *Invasive species and biodiversity management*, pp. 237–257. Dordrecht, the Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- Rietbergen, S., ed.** 1993. *The Earthscan reader in tropical forestry*. London, Earthscan.
- Robinson, S.K., Thompson, F.R., Donavin, T.M., Whitehead, D.R. & Faaborg, J.** 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 267: 1987–1990.
- Salafsky, N., Cauley, H., Balachander, G., Cordes, B., Parks, J., Margoluis, C., Bhatt, S., Encarnacion, C., Russell, D. & Margoluis, R.** 2001. A systematic test of an enterprise strategy for community-based biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 15(6): 1585–1595.
- Schneider, S.H. & Root, T.L., eds.** 2002. *Wildlife responses to climate change*. Washington, DC, Island Press.
- Szaro, R.C. & Johnston, D.W.** 1996. *Biodiversity in managed landscapes: theory and practice*. Oxford, UK, Oxford University Press.
- Tutin, C.E.G., White, L.J.T. & MacKanga-Missandzou, A.** 1997. The use by rainforest mammals of natural forest fragments in an equatorial African savannah. *Conservation Biology*, 11(5): 1190–1203.
- Wittenberg, R. & Cock, M., eds.** 2001. *Invasive alien species: a tool kit of best prevention and management practices*. Wallingford, UK, CAB International. ♦