试论生物多样性保护理论与实践面临的困难及现实出路

黄富祥 王跃思

(中科院大气物理所大气边界层物理和大气化学国家实验室, 北京 100029)

摘要: 保护生物学作为一门新兴的交叉科学,已经在最近的一二十年中迅速发展成为一门独立的学科。然而,人们似乎过分沉湎于保护生物学的理论研究之中,却对这样一个事实置若罔闻:保护生物多样性的实践并未能取得预期的成效,生物多样性的危机不仅远未消除,反而越来越严峻。本文从保护生物多样性的伦理观、保护生物学的理论、保护生物多样性的实践等多个层面上,分析了生物多样性保护面临的重重困难,着重指出,来自社会人文方面的种种不利因素,尤其是经济方面的驱动力,才是制约生物多样性保护的根源所在。并提出通过人文学科的社会经济、政策、法律等方面与自然学科的技术和理论的密切合作研究,综合地探求解决生物多样性危机的有效途径,应该成为保护生物学研究一个新的重点领域。

关键词: 生物多样性,生态伦理观,保护生物学

中图分类号: Q16 文献标识码: B 文章编号: 1005-0094(2001)04-0399-08

Difficulties and counter-measures for biodiversity conservation

HUANG Fu-Xiang, WANG Yue-Si

State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029

Abstract: Being a newly developed, cross-disciplinary field directed to answering the crisis of sharp biodiversity loss, conservation biology has made fast progress and become an independent subject in the past ten to twenty years. Scientists, however, seem to be indulging in the academic research of conservation biology and pay little attention to the issue of how biology conservation can confront all kinds of difficulties. As a result, conservation practice often has low impact or is even ineffective. In the present paper, we discuss the difficulties based on the ethics of biodiversity conservation, conservation biology theories and conservation practice. In our opinion, the most important factors that have sharply accelerated biodiversity loss are nothing else but complex negative driving forces from human society and economics and this is now restricting the achievement of biodiversity conservation practice. The purpose of this paper is to portray the difficulties of biodiversity conservation and call attention from scientists, leaders, educators and farmers.

Key words: biodiversity, ethical perspectives, conservation biology

生物多样性(Biological Diversity, i. e. Biodiversity)是指生命有机体及其赖以存在的生态复合体,包括所有的植物、动物、微生物物种以及所有的生态系统和它们的形成过程(OTA, 1987)。生物多样性概念一般有四个层次上的内涵:即遗传多样性,物种

多样性,生态系统多样性和景观多样性。随着全球人口的急剧增加和生产发展水平的不断提高,人类活动正越来越剧烈地改变着陆地生态系统的面貌、结构与功能,环境污染的日益加剧、生境的不断破碎和毁灭,使生物多样性处于前所未有的灭绝危

险之中。虽然越来越多的动植物被列入保护名录，自然保护区和国家公园的设立也在世界各地得到长足发展，然而，现实却颇具讽刺意味：自1992年《生物多样性公约》签署以来，全球生物多样性仍然在以越来越快的速度锐减(Oksanen, 1997)。那么，这种状况是如何产生的呢？

保护生物学作为一门应对生物多样性危机的新兴交叉科学，在过去的一二十年中已经迅速发展成为一门独立的学科(Soule, 1985)。然而，保护生物学似乎过分地沉湎于自然学科的理论研究之中，无视或者忽略了这样一个严峻的事实：保护生物多样性正面临着主要来自于社会人文方面的重重困难，保护生物多样性实践常常处于低效甚至无效状态，从而导致了生物多样性仍然在以越来越快地速度锐减。人们常常习惯回避和忌讳谈论自己从事的学科中“不好”的方面，担心有损于学科的发展，然而，如果不正视保护生物多样性理论和实践中的诸多困难，又如何能改变保护生物多样性当前的危机状况？保护生物学又如何能得到更快的发展？

本文循着“为什么要保护？——如何保护？——为什么保护实践处于低效状态？”的思路，从保护生物多样性的伦理、保护生物学的理论、保护生物多样性的实践等不同层面上，分析生物多样性保护面临的种种困难，着重探讨来自社会人文方面的各种不利因素对保护生物多样性成效的影响，目的在于凸现保护生物多样性的困难性和艰巨性，以期引起人们的关注和评论。

1 为什么保护生物多样性？——生物多样性的伦理观及困难

为什么要保护生物多样性呢？“自然界生物多样性是人类赖以生存和发展的基础”；“生物多样性为人类提供食物、药材、原料，以及尚未为人类所知的价值”；“生物多样性灭绝速度的不断加剧，对人类的持久生存和发展构成了威胁”等等，这些都是人们常常谈论的理由(Lawton, 1991)。尽管，这种完全基于经济学层面上的论点可以组成社会总体必须保护生物多样性的部分依据，然而，对于现实社会中一个个具体的人来说，最终可能被证明是缺乏说服力的(Norton, 1987; Lawton, 1991)。个人对生物多样性的态度和行动更多地受其内在的伦理观影响和支配(Rolston, 1989; Naess, 1989)。

人们的伦理观念，是其对世界上存在着的事物的内在价值的认识和看法(Oksanen, 1997)。Oksanen & Norton等总结了人们在生物多样性保护问题上的伦理观念，按照人们对人与环境关系的不同看法，可将人们的观念划分为人类中心论(Anthropocentrism)和生物中心论(Biocentrism)两大类。根据人们认识上的差异，还可将人类中心论进一步分为强人类中心论(Strong Anthropocentrism)和弱人类中心论(Weak Anthropocentrism)，生物中心论也可进一步划分为个体中心论(Individualism)和整体中心论(Holism)(Norton, 1987; Oksanen, 1997)。

图1 生物多样性的伦理观(总结 Norton, 1987; Oksanen, 1997)
Fig. 1 Ethical perspectives on biodiversity conservation (From Norton, 1987; Oksanen, 1997)

人类中心论认为，人类在人与自然的关系中居于主导地位，之所以必须保护生物多样性，是因为否则的话必将危害人类的未来。生物中心论则认为，人类只是自然界生物的一种，生物世界“生而平等”，人类以外的生物及其系统本身就具有存在的价值，保护生物多样性是理所当然的。二者的根本区别在于，人类中心论保护生物多样性是因为它的使用价值对人类是“有用的”，而生物中心论保护生物多样性是因为其内在价值。当前人们对保护生物多样性理由的论述，更多地是基于人类中心论的伦理观(Norton, 1987)。

在人类中心论下，强人类中心论和弱人类中心论对生物多样性的认识也存在着差异。强人类中心论常常是建立在主观主义的基础之上；“仅仅凭感觉的选择”来定义价值与人类幸福(Norton, 1987)，生物多样性的价值就在于它有助于实现人类物质需求，这构成保护的全部理由。而弱人类中心论则是基于对人类幸福及其构成要素更加客观的认识，根据严格评价和考虑来进行优先选择(Norton, 1987)，生物多样性除满足人类基本需求功能外，还有助于人类理想的实现和人类个性的发展。二者的区别在于：弱人类中心论明确坚持人类不应当有与

保护主义目标不一致的选择,保护就是保护,并不需要此外的物质利益方面的理由(Norton , 1987 ; Ok-
sanen , 1997)。

在生物中心论下,整体论与个体论也是存在差异的。个体生物中心论认为除人类外,全部生物个体从伦理上来说都是重要的生命,因此,生物多样性保护的理念基础是:不同的生活方式是相互依赖的,一个物种的灭绝将对其他物种产生影响,甚至也能导致其他物种的灭绝。与之不同,整体生物中心论则是将伦理的重点放在生态的整体上或促进并保持这些整体的过程上,如物种、生态系统或生物圈等等,伦理关怀的是“全部的东西”。在这里,生物多样性的内在价值成为捍卫的中心。正如 Elliot (1991)描述的那样:“我们应当为物种担忧,并不是因为某个个体成员或是某个物种本身,而是因为物种灭绝违反了维持生物圈或生态系统的目标”。

无论是在基因、物种,还是生态系统或景观层次上的生物多样性保护,都需要一个适当的伦理决策过程(Norton , 1987)。而人们在伦理观念上的差异,直接导致保护生物多样性行动上的不同。在强人类中心论指导下,有人提出生物多样性政策的实施,必须通过对自然生境和物种的商业化来实现(Swanson , 1991);而弱人类中心论则不同意这样的观点,认为“保护一个活着的大象而不是一个制成标本的大象更能令人满足”(O 'Neill , 1993)。生物中心论则强调人类不进行干预的重要性:“物种自然保持是更好的办法,人类不应当以其他物种为代价来支持某个物种的存在”(Regan , 1988)。

以上分析表明,保护生物多样性的不同伦理观念之间存在的差异是极其显著的,而目前,人们对于为什么要保护生物多样性的认识,更多地是属于强人类中心论的观念。显然,仅仅由强人类中心论一种观念组成的理由不仅是贫乏的,也是不符合现实的,并且在一定程度上制约了保护生物多样性的实践成效,这是当前生物多样性保护理论和实践在伦理观念上的缺陷和困难之一。另外,生物多样性的复杂性决定了对其进行保护很难归纳到一个统一的准则下,而伦理观念上的差异却可能造成人们在保护生物多样性实践中的困惑和迷茫,这构成了保护生物多样性伦理观念上另一方面的困难。一个典型的例子是关于物种威胁的讨论,是否应该容许那些对别的物种持续生存构成威胁并可能减少总的生物

多样性的组分繁养起来?另一个例子是关于生态系统多样性的认识,生态系统因包含不同的生物与非生物因素而存在着差异,如亚马逊河流域和撒哈拉沙漠,人们都倾向于前者更为重要,但二者却都是全球生物多样性的构成部分,缺少任何一个,都减少了全球生物多样性(Elliot , 1991)。这种困惑与迷茫,常常不可避免地降低甚至损害了生物多样性保护的成效。

2 如何保护生物多样性?——保护生物学的理论及困难

作为一门应对生物多样性危机的科学,保护生物学理论研究的一个重要目标是为保护生物多样性实践提供方法和技术上的指导(Lande , 1988)。然而,保护生物学理论并不完备,一些理论存在着不确定性,还有些理论甚至自相矛盾(Edwards , 1989 ; Ludwig , et al. , 1993 ; Doak & Mills , 1994 ; Bunnell & Dupuis , 1995 ; With , 1997)。这些不足常常使保护生物学提供方法和技术指导的初衷无法实现,当某些理论被应用于保护生物多样性的实践时,有时甚至导致保护成效的降低。这里仅以保护生物学中四种重要的基础理论为例,对其中的不确定性展开分析。

(1)岛屿生物地理学理论

MacArthur 和 Wilson(1963 , 1967)提出岛屿生物地理学平衡理论(M-W 理论)认为,物种存活数目与其生境所占据的面积或空间之间的关系可以用幂函数来表示:

$$S = c \times A^z \tag{1}$$

这里 S 表示物种数目, A 为生境面积或空间大小, c 表示单位面积(空间)物种数目, z 为统计常量。

M-W 理论认为,岛屿上存活的物种数量取决于物种迁入率和灭绝率,迁入和绝灭过程的消长导致物种数量动态变化。物种灭绝率随岛屿面积的减小而增大[面积效应(Area Effect)],物种迁入率随着隔离距离的增大而减小(距离效应(Distance Effect))。当迁入率和灭绝率相等时,物种丰富度处于动态平衡(邬建国 , 1990 , 1992)。

岛屿生物地理平衡理论是保护生物学发展初期的核心理论之一。在其直接指导和影响下,人们提出了一些关于自然保护区的设计和管理的一般性原则。然而,对该理论的有效性和真实性,却一直不乏

争议。首先,物种-面积公式是一个建立在经验基础上的统计学模型,表达的是一种静态的宏观模式,并未深入到生物机理中去,只要受到扰动(自然扰动或人为扰动),这种关系就会发生偏离;其次,模型统计参数 z 实际上是一个复杂的函数项,目前尚未能提出恰当的表达式,自然条件随着空间变化的巨大差异、生物物种固有特性等,都对公式可行性产生影响;最后,平衡态假说作为模型核心,其真实性是值得怀疑的,物种迁入率和迁出率的真实情况远非模型假设的那么简单,因此,模型是否真实以及在多大程度真实,至今尚缺乏一致的认定(韩兴国, 1994)。

有鉴于此,作为一种概念构架,M-W模型理论在考察一些生态学问题时具有一定的理论价值,但盲目地将其应用到保护生物多样性的实践中去,则是不合适的,甚至可能带来难以弥补的损失(McNeely, 1992; Barton, 1992; 韩兴国, 1994)。

(2) 异质种群理论

Levins 于 1967 年提出异质种群(Metapopulation)概念来表示同一物种在若干离散生境斑块中种群的总和(Levins, 1969, 1970)。这些小种群在空间上存在隔离,彼此间通过个体扩散相互联系。异质种群动态的数学模型主要有斑块占有率模型和扩散-反应模型两类。斑块占有率模型以种群占据生境斑块百分率为状态变量,不考虑斑块面积和隔离程度对种群动态的影响:

$$dp/dt = m p(1 - p) - ep \tag{2}$$

其中 $p(t)$ 表示 t 时刻被一个种群占据的生境斑块数目在总生境斑块中的比率,也可以看作是一个异质种群在 t 时刻的大小, m 表示扩散个体侵入空的生境斑块的系数, e 表示种群在所占据的斑块上的灭绝速率(陶毅,王祖望,1994;蒋志刚等,1997)。

异质种群理论为在现代生境破碎化条件下寻找物种管理的适宜方法,以保证物种不至灭绝作出了一定的贡献。然而,异质种群模型作出的一些理想化的假设,如斑块面积和隔离程度不对种群动态产生影响,其真实性在现实中往往是难以保证的。不同物种的特性也决定了参数 m 和 e 绝非简单的常数,因此,这种理论与现实存在着一定的差距。

(3) 最小存活种群和种群生存力分析理论

人们为了探索物种灭绝的影响因素及其过程,发展了种群生存力分析(Population Viability Analy-

sis, PVA)技术。种群生存力分析是用分析和模拟的手段来估计物种在一定时间内灭绝的概率论方法,主要目标是计算物种以某个概率存活一定时间的最小可存活种群(Minimum Viable Population, MVP)的大小。在模型的构建和分析过程中,主要考虑种群统计学随机性(Demographic Stochasticity)、环境随机性(Environmental Stochasticity)、遗传随机性(Genetic Stochasticity)和自然灾害(Natural Catastrophes)对种群动态和持续生存的影响作用(邬建国,1992;蒋志刚等,1997)。

最小存活种群概念和种群生存力分析方法具有明确的生物学机理,对于濒危物种的保护具有重要的启发性。然而,要期望它在实践中发挥具体作用也是十分困难的。首先,PVA模型需要确定数目庞大的参数,这些参数的缺乏或者不准确都将直接影响计算结果的准确性,而收集这些种群参数又需要巨大的人力物力和很长的时间。例如,大型长寿脊椎动物需要收集 30~40 年的种群动态数据。无脊椎动物如昆虫,也需要 7~8 年的种群动态数据,在目前各种生物多样性数据匮乏的条件下,绝大多数 PVA 模型都缺乏验证(蒋志刚等,1997);其次,模型也存在着可解性和真实性之间的矛盾,如果为了保证模型真实性而考虑各种随机因素的影响,复杂的随机微分方程往往存在着求解的困难;反之,如果为了模型求解方便而简化影响因素的个数或复杂性,却又容易导致模型结果的失真。这些因素都制约了 PVA 分析方法对实践的指导作用。

(4) 缓冲区和廊道理论

在探索自然保护区的建设方法过程中,保护生物学提出了缓冲区(buffer)、生物廊道(Corridor)以及保护区网状分布理论。这些理论为保护区的建立提供了一般性的原则和方法,取得了一些成效(Hess, 1994; 渠春梅等, 2000)。然而,缓冲区和廊道理论也远不是成熟的理论。不仅无法对一些问题作出明确的回答,而且在某些时候还自相矛盾。一个典型例子是:究竟是建立一个大的保护区还是建立几个相互联系的小保护区更有利于物种的保护?保护生物学家们对这个问题的争论,长期无法形成定论。另一个典型的例子是:保护生物学家一直在强调生物廊道对连接孤立斑块中有利的一面,却忽略了廊道可能造成的负面影响。Hess(1994)的研究表明,通过廊道连接起来的孤立斑块中,种群个体

感染上的传染性疾病导致种群灭绝速度有可能远远超过彼此孤立的斑块组成的种群的灭绝速度。因此,通过廊道将彼此孤立的种群斑块连接起来,未必总象保护生物学家认为的那样有利于种群多样性的保护。

为了研究的方便和可能,对一些复杂的现象和过程的某些方面进行简化和作出理想化假设,是生态学及其他学科在科学研究中经常采用的方法。保护生物学中的上述理论建立在这样或那样的假设基础之上,不仅深化了人们对生物多样性保护中的一些基本问题的认识,而且还对保护生物多样性实践具有一定的启发性,原本无可厚非。然而,也必须清楚地认识到:目前保护生物学的理论研究距离指导从事保护生物多样性的实践尚存在较大差距,这种状况在国内表现得尤其突出。

3 保护生物多样性的实践为何低效?——来自社会人文方面的困难

某些物种的灭绝确实可由来自自然变化方面的原因造成,这是一个极其缓慢的过程,大致平均每100~1000年消失一个物种,同时还往往伴随着新物种的产生,基本保证地球生物多样性的动态平衡(Reid, 1992)。但是,自工业革命以来,特别是进入20世纪以来,人类经济活动对全球生境毁灭性的破坏或破碎化、过度捕杀和采伐、工业污染和有毒有害化学物品的使用,以及对动植物物种资源的过度开发利用、外来物种的引入和疾病的加速传播等,都是造成全球生物多样性以远远高于自然灭绝的速度丧失的重要原因(Groombridge, 1992; Heywood & Watson, 1995)。关于生物多样性灭绝的基本原因及阻碍保护生物多样性成效的因素,国际上比较一致的观点认为,可以大致总结为六个方面(世界资源研究所等, 1993),其中来自社会人文方面的原因居于特别突出的地位。来自社会人文方面的困难,可大致总结为如下四个方面:

(1)珍稀动植物的经济驱动力不仅无法消除反而更大

虽然大多数国家都先后制订了野生动植物资源保护有关的法律法规,然而,在强大的经济物质利益的驱使下,珍稀动植物物种濒临灭绝的威胁不仅无法消除反而更大。由于需要保护的动植物物种往往都具有极高的实用价值和经济价值,濒危种群数量

的减少以及法律法规的保护,使得那些珍稀的濒危物种成为商业贸易中更加稀缺的资源,这对于不法之徒则意味着更加高昂的经济回报,大肆偷猎偷捕、盗采盗伐也就具有更强大的驱动力量,从而更加速了这些物种的灭绝。无论是非洲大象,还是我国的藏羚羊,以及目前还常常出现在我国南方某些餐桌上各种珍贵野生动物,造成其濒临灭绝的内在原因,无一不是与人们贪婪的经济驱动力联系在一起。因此,即使是在生物多样性保护已经为越来越多的人所认识,各国政府纷纷制订保护生物多样性的法律的情况下,如果有关的措施不能得到有效贯彻的话,生物多样性面临的威胁不仅无法消除反而将会加剧。

(2)生物多样性的分布与保护能力的不匹配

就全球范围来看,生物多样性高的国家大多是开发较晚的发展中国家,而发达国家又往往由于较长的开发历史而导致生物多样性相对低下。近年来,广大发展中国家为保护生物多样性作出了努力,然而,巨大的困难仍然普遍存在。一方面,建立自然保护区势必要占用大量的土地及土地上的动植物资源,目前世界上6%的土地已经处于严格或部分地保护之下,北美和中美洲地区这一比例高达12%(世界资源研究所等, 1995)。中国自然保护区数目1993年发展到763个,占国土总面积的6.8%, 1995年保护区数目更发展到900多个(钱迎倩, 1995; 国家环保局, 1994);另一方面,自然保护区、国家公园以及物种资源库等的建立和运行,都需要投入巨大的人力、物力和财力。生物多样性的公共性特征,又决定了不能通过市场交换来实现其经济价值(Kerry, 1993; 郭中伟, 李典谟, 1998)。在广大发展中国家人地关系日趋紧张、迅速发展经济为最迫切需求的情况下,对保护生物多样性的巨大投入势必降低经济发展的能力,目前经过严格专业培训的人才和保护经费的严重匮乏,已经成为困扰各国生物多样性保护的共同难题(Noss, 1997; Medellin, 1998)。生物多样性的分布与保护能力之间的不匹配性,在一定程度上制约了保护生物多样性的成效。

(3)国际间缺乏有效合作

要取得保护生物多样性的卓著成效,需要国际社会间有效的合作。世界上生物多样性相对较低的发达国家必须与生物多样性相对丰富的发展中国家走到一起,共同分担保护的义务,公平承担保护所需

的人力、物力和财力,共同开展保护生物多样性的科学研究,这些正是签署《生物多样性公约》的初衷(Ehrlich & Wilson, 1991; Medellin, 1998)。然而,人们所期望的密切合作并未出现,广大发展中国家提出的“发展中国家有效履行公约所规定的义务取决于发达国家有效履行它们的财政义务”的呼吁,并没有得到发达国家的响应(Barton, 1992; 世界资源研究所等, 1995)。甚至恰恰相反,人们更多看到的是,发达国家对珍稀濒危动植物的贪婪需求,往往成为那些犯罪分子滥捕滥猎的驱动力量,从而加速了生物多样性的灭绝。生物资源利用所创造的收益的占有和分配的不均衡,损害了人们保护生物资源的积极性和主动性,也制约了保护生物多样性成效的取得(世界资源研究所等, 1993)。

(4) 公共政策与生物多样性保护的不协调

生物多样性的流失并不会对人们的生活带来立即可以觉察到的影响,尤其不为那些深居闹市的决策者们所觉察,因此,当保护生物学家们大声呼吁对濒危物种的保护时,并不能将这些濒危物种的灭绝与经济上的直接损失联系起来,这直接削弱了生物多样性保护在进行有关的公共政策的决策时施加影响的力量。相反,破坏生物多样性的行为决策,如收获更多的动植物、开垦更多的土地等等,却可以创造直接的经济收益(McNeely, 1996)。保护生物多样性的策略要求对传统的人-地关系进行根本性调整,生物多样性的可持续利用必须建立在这样的基础之上:限制资源的消耗,为了将来的利益,必须在今天付出相应的艰苦代价。正如人们不断呼吁的那样,必须限制资源消耗的速度(Ophuls & Boyan, 1992; Heinen & Low, 1992; Piel, 1992),然而,现实中更为流行的公共政策却是尽可能地追求经济的迅速增长(Tobin, 1990)。虽然,在自然或人为保护条件下,生物多样性可以得到一定的增加,然而,与人类活动导致的生物多样性迅速锐减比起来,前者几乎可以忽略不计(Holdgate, 1996; Oksanen, 1997),因此,全球生物多样性往往处于不断迅速减少的状况之中。如果不改变制定公共政策往往以牺牲环境为代价,片面追求经济增长作为基本出发点的现状,那么生物多样性迅速丧失的危险就将无以消除。

如果把保护生物多样性看作是一种抢救和延缓生物多样性流失速度的努力的话,我们可以把生物多样性形象比喻成一根用于拔河的绳子,当各种不

利的因素在牵引着生物多样性不断走向丧失和灭绝的时候,保护生物多样性的实践则在进行着反方向的艰苦努力。然而,来自社会人文方面的种种不利因素,尤其是来自各种团体或个人的经济驱动力,不仅在加强着生物多样性丧失的力量,而且又在削弱着保护生物多样性的努力,从而驱使着生物多样性以更快的速度滑向丧失和灭绝的边缘。因此,来自社会人文方面的种种困难,尤其是社会经济方面的驱动力,是造成保护生物多样性成效低下的一个极其重要的根源。然而,这些似乎在当前的保护生物学研究中被轻视或忽略了。

4 现实中的情况怎样?——基于一个典型案例的分析

大天鹅(*Cygnus cygnus*)是国家Ⅱ级重点保护动物,在濒危等级中属易危(V)级(郑光美,王岐山, 1998)。位于山东荣成的天鹅湖,是我国北方也是亚洲最大的天鹅越冬栖息地。20世纪90年代初期,这里被国家列为国家级自然保护区。根据当地的一位志愿者多年观察,在1992年的鼎盛时期,湖面上曾经栖息过6000多只天鹅,然而,自1992年以来,每年在这里死亡的天鹅数量都在200~300只。20多年间对受伤天鹅的救助,主要是来自这位志愿者的自发行动,而经过救助的300多只受伤天鹅中成活率不足30%(见北京青年报, 2001/4/5)。

根据北京青年报记者的调查,对天鹅生存构成威胁、导致天鹅大量死亡的主要原因有这样几个方面(1)天鹅生境遭受严重破坏。近年来,天鹅湖及其他边角湿地以30元/亩的价格被承包给个人开挖为鱼池以获取经济收益,使天鹅丧失了大约1/3赖以生存的湖面;同时,清淤出的沙子大量堆积压埋了沿天鹅湖周边的芦苇丛,使天鹅失去了原来觅食和孵化的生境(2)天鹅饮用水和食物受到污染和破坏。在天鹅湖周围建有20多家鱼粉厂,产生的污水不经任何处理直接排入天鹅湖,使天鹅缺乏洁净的饮用水源,只好饮用没有经过处理的污水,常常导致寄生虫病及食物中毒现象;另外,天鹅赖以生存的主食大叶藻也因水污染而完全消失,导致天鹅食物短缺(3)1995年天鹅湖被批准为省级旅游度假区,众多度假区嘈杂的灯光和乐声、密布的高压电网都对天鹅的栖息与生存构成巨大威胁(4)一些不法之徒在经济利益驱使下对天鹅的偷捕偷猎,也是导致

天鹅数量减少的原因之一。所有这一切来自经济方面的驱动力,构成了导致天鹅数量锐减的主体因素。

然而,由于天鹅保护并不能带来直接经济收益,以及缺乏资金来源等各种原因,一直缺乏强有力的专门机构、经过专业训练的人员以及相应的设备、设施对天鹅进行有效保护。根据北京青年报记者的实地调查,多年来对伤病天鹅的救助主要来自一位志愿者的自发行动,由于志愿者缺少必要的专业训练,加之资金、技术及设备的匮乏,导致被救助天鹅的成活率不足 30%(见北京青年报 2001/4/5)。

综合两个方面的分析,不难看出,来自经济方面的驱动力,不仅是导致生物多样性迅速锐减的根本原因,而且还是制约保护成效的主体因素。因此,来自社会人文方面的重重困难,尤其是来自地方团体或某些个人的现实经济驱动力,往往可能是制约保护生物多样性的根本性原因。在当前的现实社会背景下,来自社会人文方面的经济驱动力,才是导致生物多样性危机及保护生物多样性面临困难的现实根源。

5 结束语——生物多样性保护的现实出路

科技进步尤其是生物学领域相关技术的飞速发展,为生物多样性保护提供了潜在的希望,然而,无论是保护生物多样性伦理观念上的不一致性,还是保护生物学理论和方法的不完备性,抑或来自现实的经济人文驱动力,都构成了制约保护生物多样性成效的现实困难。人们必须认识到,生物多样性的快速流失,只是一个更为错综复杂、相互交织的社会经济网络的一部分,因此,要从根本上改变全球生物多样性保护的现状,必须变革保护生物学研究中过分囿于自然学科的狭隘现状,通过不同学科的密切合作研究,才能探寻应对生物多样性危机的有效途径。

具体地,改变生物多样性保护现状的现实出路,至少可总结为如下几方面:

- (1)通过加强国际间和国内不同社会经济利益团体间的对话和合作,有效禁止珍稀动植物的非法商业贸易,消除导致生物多样性灭绝的经济驱动力;
- (2)强化加强公众环保教育和宣传,提高生物多样性所在地区普通民众的环境保护意识,改善人与自然之间的关系,减少诸如生境破坏、环境污染、滥捕滥猎等危及生物多样性的行为的发生;

(3)改变国家公共经济政策制订过程中,不惜牺牲生态环境以追求经济发展的现状,提高全社会的生态意识,大力加强生物多样性保护的人力物力和财力投入,提高生物多样性保护的成效;

(4)有效改进环境立法和执法的有效性,切实保证减少对珍稀动植物资源的滥采滥伐滥捕等不良行为,减少生物多样性的人为破坏;

(5)有效改善生物多样性比较丰富的发展中国家与生物多样性相对贫乏的发达国家之间在生物多样性保护义务上的合作机制,公平、公正地分担相应的义务,从而有效调动国际社会保护生物多样性的积极性和主动性;

(6)不断发展有效的保护技术和措施,提高生物多样性保护实践的有效性。

总之,只有将解决隐藏在表象背后的导致生物多样性危机的社会经济根源问题,与不断发展进步中的生物学技术途径和方法,密切结合起来,才能有效解决生物多样性保护当前面临的重重困难。自然和人文学科的密切合作,应该成为保护生物学研究中一个新的重点发展领域(McNeely, 1996)。

参考文献

郭中伟,李典谟,1998. 生物多样性的经济价值. 生物多样性,6(3): 180~185

国家环保局,1994. 1993 年全国环境状况公报. 北京: 中国环境科学出版社

韩兴国,1994. 岛屿生物地理学理论与生物多样性保护. 见: 中国科学院生物多样性委员会(编),生物多样性研究的原理和方法. 北京: 中国科学技术出版社,83~103

蒋志刚,马克平,韩兴国(主编),1997. 保护生物学. 杭州: 浙江科学技术出版社,120~131

钱迎倩,1995. 我国生物多样性保护与持续利用中存在的问题与对策. 见: 生物多样性研究进展——首届全国生物多样性保护与持续利用研讨会文集. 北京: 中国环境出版社,15~23

渠春梅,韩兴国,苏波,2000. 片段化森林的边缘效应与自然保护区的设计管理. 生态学报,20(1): 160~167

世界资源研究所,国际自然与自然资源保护联盟,联合国环境规划署,1993. 全球生物多样性保护策略. 北京: 中国标准出版社,7~13

世界资源研究所,联合国环境规划署,联合国开发计划署(编),1995. 世界资源报告(1994~1995). 北京: 中国环境出版社

陶毅,王祖望,1994. Meta-种群的理论与实践. 见: 中国科学院生物多样性委员会(编),生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社,55~68

邬建国,1990. 自然保护区学说与麦克阿瑟-威尔逊理论.

生态学报, **10**(2): 187 ~ 191

鄯建国, 1992. 自然保护与自然保护生物学: 概念和模型. 见: 刘建国(主编), 当代生态学博论. 北京: 中国科学技术出版社, 174 ~ 186

郑光美, 王歧山, 1998. 中国濒危动物红皮书(鸟类). 北京: 科学出版社, 38 ~ 39

Holdgate M, 1996. 生物多样性的生态学意义, *A Journal of the Human Environment*(中文版), **25**(6): 408 ~ 415

McNeely J 著, 李文军等译, 1992. 保护世界的生物多样性. 见: 中国科学院生物多样性委员会(编), 生物多样性译丛(一). 北京: 中国科学技术出版社

Oksanen M, 1997. 生物多样性的道德伦理价值. *AMBIO*(中文版), **26**(8): 533 ~ 537

Barton H, 1992. Biodiversity at Rio. *BioScience*, **42**(10): 774

Bunnell F L and Dupuis L A, 1995. Conservation biology's literature revisited: wine or vinaigrette? *Wildlife Society Bulletin*, **23**: 56 ~ 62

Doak D F and Mills L S, 1994. A useful role of theory in conservation. *Ecology*, **75**: 615 ~ 626

Edwards Jr, 1989. The wildlife society and the society for conservation biology: strange but unwilling bedfellows. *Wildlife Society Bulletin*, **17**: 340 ~ 343

Ehrlich P R and Wilson E O, 1991. Biodiversity studies: science and policy. *Science*, **253**: 758 ~ 762

Elliot R, 1991. Environmental echics. In: Singer P (ed.), *A Companion to Ethics*. Oxford: Blackwell, 284 ~ 293

Groombridge B, 1992. Global Biodiversity Status of the Earth's Living Resources. Compiled by the World Conservation Monitoring Center. Cambridge: Chapman & Hall, London

Heinen J T and Low R S, 1992. Human behavioral ecology and environmental conservation. *Environmental Conservation*, **19**(2): 105 ~ 116

Hess G R, 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conservation Biology*, **8**(1): 256 ~ 262

Heywood V H and Watson R T, 1995. Global Biodiversity Assessment. Cambridge: Cambridge university Press

Kerry V S, 1993. Non-market valuation of environmental resource: an interpretive appraisal. *Land Economics*, **69**(1): 1 ~ 26

Lande G, 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science*, **241**: 1455 ~ 1460

Lawton J, 1991. Are species useful? *Oikos*, **62**: 3 ~ 4

Levins R, 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heteorgeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, **15**: 237 ~ 240

Levins R, 1970. Extinction, In: *Some Mathematical Problems in Biology*. Providence R J. American Mathematical Society, 77 ~ 107

Ludwig D, Hillborn R and Walters C, 1993. Uncertainty, resource exploitation and conservation: lessons from history. *Science*, **260**: 17 ~ 36

MacArthur R H and Wilson E O, 1967. The Theory of Island Biogeography. Princenton N J. Princenton University Press

MacArthur R H and Wilson E O, 1963. An equilibrium theory of insular geography. *Evolution*, **17**: 373 ~ 387

McNeely J A, 1996. Current major activities on the conservation and sustainable use of biological diversity. *Chinese Biodiversity*, **4**: 64 ~ 75

Medellin R A, 1998. True international collaboration: now or never. *Conservation Biology*, **12**(5): 939 ~ 940

Myers N, 1993. Questions of mass extinction. *Biodiversity and Conservation*, **2**: 2 ~ 17

Naess A, 1989. Ecology, Community and Lifestyle. Cambridge: Cambridge University Press

Norton B G, 1987. Why Preserve Natural Variety? Princeton N J: Princeton University Press

Noss R F, 1997. The failure of universities to produce conservation biologists. *Conservation Biology*, **11**(6): 1267 ~ 1269

O'Neill J, 1993. Ecology, Policy and Politics: Human Well-being and the Natural World. London: Routledge

Ophuls W and Boyan Jr A S, 1992. Ecology and the Politics of Society Revisited: the Unravelling of the American Dream. San Francisco: Freeman W H

OTA, 1987. Technologies to Maintain biological diversity, U. S. Government Printing Office, Washington D C, 334

Piel G, 1992. Only one world: our own to make and keep. San Francisco: Freeman W H

Rappaport R A, 1993. Distinguished lectures in general anthropology: the anthropology of trouble. *American Anthropologist*, **95**(2): 295 ~ 303

Regan T, 1988. The Case for Animal Rights. London: Routledge

Reid W, 1992. How many species will there be? In: Sayer J A and Whitmore T C (eds.), *Tropical Deforestation and Species Extinction*. London: Chapman and Hall

Rolston H III, 1989. Philosophy gone wild: essays on environmental ethics. Prometheus Books, Buffalo, N Y

Soule M, 1985. What is conservation biology? *BioScience*, **35**: 727 ~ 734

Swanson T, 1991. Conserving biological diversity. In: Pearce D (ed.), *Blueprint 2, Greening the World Economy*. London: Earthscan, 181 ~ 208

Tobin R, 1990. The Expendable Future: US Politics and the Protection of Biological Diversity. Durham N C: Duke University Press

With K A, 1997. The theory of conservation biology. *Conservation Biology*, **11**(6): 1436 ~ 1440

(责任编辑: 时意专)