

东北师范大学

博士学位论文

吉林省生态环境建设中的政府支撑能力研究

姓名：彭永林

申请学位级别：博士

专业：环境科学

指导教师：盛连喜;王德利

20080501

中文摘要

人类社会的发展至今,生态环境问题受到空前关注的全球性议题,地球生态环境的恶化趋势已经成为影响人类生存和社会可持续发展的不可逾越的制约因素。加入 WTO,对我国各级政府职能提出了一系列要求,生态破坏(污染、荒漠化及沙尘暴)等外部性问题是无法用市场竞争机制解决的问题,政府要承担起这个责任。

由于生态环境这种特殊的“资源”已经凸显其公益性特征,因此,政府在解决生态环境问题的思维观念上应该冲破陈旧的桎梏,进而发挥不可替代的关键作用。近 30 年来,中国经济高速发展之后遭遇到自然生态环境的困境和困扰,其主要原因就是我国经济生产和社会生活(包括政府行为)存在的不合理而造成的。值得庆幸的是,我国中央及地方政府已经开始重视社会经济急速发展过程中的生态环境建设问题。然而,如何科学地、客观地、有效地分析政府在生态环境建设中作用的理论基础,综合评价实际政府的生态支撑能力,最终为解决我国生态环境建设的主要问题提出切实可行的政府行为选择和对策,仍然是生态学、环境科学,乃至相关社会学领域的重大课题。

本研究围绕我国生态环境建设过程中的政府的关键作用,首先从其生态学和社会学的理论基础进行了深入探讨分析,提出并阐述了政府生态支撑能力的内涵,其目的是,实现自然与人工生态系统的有效生物生产,同时稳定人类的生存和生产环境稳定,以社会-经济-生态可持续性为目标。其次,通过模糊数学综合评价方法与层次分析方法的比较,建立了政府生态支撑能力评价的方法体系(基本原则、概念框架、指标体系和层次分析模型)。最后,运用本文建立的评价方法体系定量、定性相结合,对于吉林省西部白城市、东部通化市与延边地区进行了实证研究。

研究表明,通过层次分析模型的理论分析和吉林省东西部地区的实证研究,表明决定政府生态支撑能力的主要因素重要性如下:核心支撑能力>外部影响能力;政府职能作用>生态环境承载力>政府行为效能;人口压力>生态本底>土地退化程度>法规政策决策能力>主导性>生产力水平>宏观管理协调性>灵活性>公民教育程度>公民技术能力。

同时,本文结合全省的生态环境建设现状和主要制约因素,提出了政府的行为选择对策和相关的重要建议。突出强调了政府在生态环境建设中的主要职能作用是,如何制定规则和立法,解决国内生产、境外投资和贸易增长所带来的生态破坏问题,制定并严格执行保护生态环境的技术标准,全面实施可持续发展战略。

本文的创新性包括如下四个方面:

- 1) 初次提出并且定义政府的生态支撑能力,为政府在生态环境建设事业,以及与其相关的产业发展中的职能作用及其行为效能。
- 2) 系统地阐述了政府实施生态环境建设的生态学和社会学基础及其相应评价途径。从

生态、资源、环境的角度考察政府的角色与作用；从社会经济的角度辨析生态可持续性。

- 3) 确立了生态环境建设中政府生态支撑能力评价的基本原则，特别是建立了政府支撑能力的指标评价体系框架（3 个层次、14 个指标），首次采用层次分析法，根据选择问题的特点和实际评价获得有效数据，建立了层次分析模型（AHP）。从而为定量与定性相结合评价政府在生态环境建设中作用提供了有效的切实可行的方法。
- 4) 针对吉林省的典型地区及全省的生态环境问题进行定性与定量相结合的综合评价，提出了政府行为选择的实际对策。

关键词：生态环境；政府支撑能力；实证研究；层次分析法；吉林省

ABSTRACT

The problems of ecological environments in the present human society became a world problematique, indicating the degradation of ecological environments would give the great impacts on the existence of human beings and social sustainable development. After entering the World Trade Organization (WTO), there have been many needs of governmental functions for China. And the government should be responsible for the ecological issue (pollution, desertification and dust storm) that can not be solved by the market mechanisms.

Due to the characteristic of ecological environments as the specific resource, it is necessary for the governments to reinvestigate the results of ecological environment problem from a new view, and play an inevitable and important role in improving this issue. During these 30 years China is facing on a paradox of natural environments as economy rising, which resulted from no harmony between economic production and social life including governmental behavior. Fortunately, the central and local governments in China pay more and more attentions to ecological environments. However, how to develop the sound theoretical basis of the role and effectiveness in the ecological environment construction, how to evaluate the supporting capacity of government in solving the problem, and how to choose the applicable governmental behavior strategies for the cardinal ecological environment problem are of importance in ecology, environmental science and relevant social science, and also for the practice.

For the thesis, the supporting capacity of government in solving ecological environment problems is the core subject for study.

Firstly, there have been the deep analysis and explanation in the main aspects of ecology and social ecology, and put forward a new concept of supporting capacity, which aims to realize the high biological production of natural ecosystems or artificial ecosystems, meanwhile, enhance the stability of the existence and production for human beings, and finally achieve the sustainability of society-economy-nature.

Secondarily, a multiple evaluation system for the supporting capacity of government in solving ecological environment problems, including basic principle, conceptual framework, indicator system and AHP model, was established by using Fuzzy mathematics and Analytic Hierarchy Process (AHP).

Thirdly, the author gave a demonstrated research on the supporting capacity of government in the representative areas in Jilin Province-Baicheng in the western part, and Tonghua and Yanbian in the eastern part with this multiple evaluation system. And it showed

that, for the the supporting capacity of government, the importance ordination for impacting factors as the followings: core supporting capacity>outer impacting capacity; governmental function>ecological environmental carrying capacity>governmental behavior effectiveness; population pressure>ecological background>degradation of soil>making-decision of law and policy>active ability of government>productivity>macro harmony>response ability of government>citizen education>farmer professional or technology ability.

Lastly, the applicable governmental behavior strategies for the cardinal ecological environment problems in the whole Jilin Province was put forward based on the ecological environmental circumstances and their impacting factors. It should be emphasized that the main fuctional role of governments will play in the following aspects including how to make the rules and laws, how to collaborate or coordinate the internal production, oversea investment and trade increase for reducing ecological envrinments, and how to determine and administrate the technical standards for ecological environment conservation, and carry out the complete strategy of sustainable development in China.

There are four aspects to be considered as the new novel points as the followings: (1) Define the new concept of supporting capacity of government, which covers the functional role and its behavior effectiveness during the ecological environmental construction. (2) Systematically analyze and explain in the main aspects of ecology and social ecology, and their evaluation approaches such as ecology, resource, environment, and ecological sustainability. (3) Determine the evaluation principle and the framework of indicator system (3 layers and 14 indicators), and it is the first time to adopt and improve AHP model for supporting capacity of government. (4) Give the applicable governmental behavior strategies for the cardinal ecological environment problems in the whole Jilin Province

Keywords: ecological environment, supporting capacity of government, demonstrational study, Analytic Hierarchy Process (AHP), Jilin Province

独 创 性 声 明

本人郑重声明：所提交的学位论文是本人在导师指导下独立进行研究工作所取得的成果。据我所知，除了特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果。对本人的研究做出重要贡献的个人和集体，均已在文中作了明确的说明。本声明的法律结果由本人承担。

学位论文作者签名： 彭永林 日期： 2008.5.23

学位论文使用授权书

本学位论文作者完全了解东北师范大学有关保留、使用学位论文的规定，即：东北师范大学有权保留并向国家有关部门或机构送交学位论文的复印件和电子版，允许论文被查阅和借阅。本人授权东北师范大学可以采用影印、缩印或其它复制手段保存、汇编本学位论文。同意将本学位论文收录到《中国优秀博硕士学位论文全文数据库》（中国学术期刊（光盘版）电子杂志社）、《中国学位论文全文数据库》（中国科学技术信息研究所）等数据库中，并以电子出版物形式出版发行和提供信息服务。

（保密的学位论文在解密后适用本授权书）

学位论文作者签名： 彭永林
日 期： 2008.5.23

指导教师签名： 戴连喜
日 期： 2008.5.23

学位论文作者毕业后去向：

工作单位： _____

电话： _____

通讯地址： _____

邮编： _____

1 引言

进入人类社会以来,地球的自然与社会状态开始发生比以往更加显著的变化。无论如何变化,或快或慢,人类的基本目的始终是,不断积累社会物质财富,不断提高精神健康,不断追求人类社会文明水平的提升。在推进人类社会文明发展的同时,地球上的自然和社会经常交织变化。

史前时代,人类走出森林,学会了用火、直立行走、使用工具,开始运用有限的智慧和坚强的体力面对自然环境。事实上,地球自然环境对于人类最初的生存发展而言是十分严酷的。人类对自然环境的影响,显然是远远弱于环境对人类的作用。农业的兴起是人类社会发展的第一个重大转折,这一过程持续了数千年。这一时期是人类对自然环境逐渐施加影响的漫长过程,因为农业形成与发展的直接基础是自然资源,包括土地、植物、动物,以及密切相关的水资源。大体上,人类社会与自然环境的发展是相互适应的,早期农业生产并没有给人类的生存环境带来较大的反作用。三百多年前爆发的工业革命,导致了人类社会发展的第二次浪潮,实际上也进入了新的文明阶段^[1],其特点是形成了多种社会制度,人类社会,至少是一些国家将一切重要而必要的事物集中组织起来,形成世界上有史以来最有力量,最有向心力,并且对环境资源最有扩张性利用的经济发展,经济发展中的主体——工业生产,依赖于不可再生化石燃料为能源,突飞猛进的技术为手段。这一时期物质财富快速积累的同时,也带来了突出的生态环境问题。从“寂静的春天”^[2],“增长的极限——罗马俱乐部关于人类困境的报告”^[3],到“联合国环境与发展大会”(1992)已经昭示,人类社会发展的前景开始面临困境,人类生存和生活已经受到威胁,其主要缘由之一是,人类社会发展与其生态环境之间出现严重的不协调。这两者之间的关系已经成为一个人类可持续发展中必须面对、而且亟待解决的世界性问题(world problematique)。

1.1 基本概念

1.1.1 生态环境及相关概念

1) 自然环境

环境(environment)是指某一特定生物体或生物群体周围一切的总和,包括空间及直接或间接影响该生物体或生物群体生存的各种因素^[4]。尽管从环境科学与生态学两个学科,对环境有不同的理解,实质上,其理解差异主要是缘由针对的主体的不同^[5]。环境是一个必须有一个特定主体或中心的相对的概念。

对于人类社会的生存和发展而言,环境包括自然环境(natural environment)和社会

环境 (social environment)。社会环境主要是指人类自身活动所形成的物质、能量、精神文明、各种社会关系及其产生的作用。自然环境是指一切可以直接或间接影响到人类生活、生产的自然因素的总和,包括空气、水、植物、动物、土壤、岩石矿物和太阳辐射等,这些是人类赖以生存的物质基础。自然环境可以从各种不同的角度作进一步的分类,按要素可以划分为大气圈、水圈、生物圈、土壤圈、岩石圈五个自然圈;按生态特征可分为陆生环境和水生环境等;按地理纬度可分为低纬度环境(热带环境)和高纬度环境等;按人类对其影响程度可分为原生环境和次生环境。自然环境是必不可少的,自然环境与社会环境的主要区别在于:给包括人类的生物生存发展提供了基本物质条件。对自然环境的任何损害都会直接削弱人类社会发展及进步的基础。

2) 生态环境

生态环境 (ecological environment) 是指由生物群落及非生物自然因素组成的各种生态系统所构成的整体,主要或完全由自然因素形成,并间接地、潜在地、长远地对人类的生存和发展产生影响。生态环境与自然环境是两个在涵义非常接近、而外延有较大差异的概念,尽管有时人们将其混用,但严格说来,生态环境并不等同于自然环境。自然环境的外延比较广,各种天然因素的总体都可以说是自然环境,但只有具有一定生态关系构成的系统整体才能称为生态环境。仅有非生物因素组成的整体,虽然可以称为自然环境,例如,月球、火星等天体表面都可以形成自然环境,但并不能叫做生态环境。

因此,生态环境作为自然环境的一部分,具有生命活动的“印记”,形成了某种生态关系,并且是对生物生存、包括人类社会的存在具有真正的现实意义。

3) 生态环境质量

在人类社会的发展过程中,对环境、生态环境已经给以充分的认识。迄今形成的基本共识是,必须保护生态环境的质量,维持生态环境的稳定性。由此才能降低人类社会发展中的各种自然风险。

生态环境的质量,即环境质量 (environmental quality),概括的理解是环境素质的优劣程度。一般是指,一处具体环境内,环境的总体或基本要素,对于人群的生存和繁衍以及社会发展的适应程度,是反映人类的具体要求而形成的对环境的性质及数量进行评定的之中概念^[6]。环境质量通常需要通过选择一定的指标(生态环境指标)并对其量化表达。自然灾害、资源利用、废物的排放以及人群的规模和文化状态都会改变或影响一个区域的环境质量。环境质量既包括物理、化学的质量,也含有生物的质量,例如,水文地质等物理条件、化学污染,以及生物群落组成与性质等方面。对生态环境质量的定量刻画是目前生态学和环境科学仍在探讨研究的重要内容。但是,实践上,我们期望能够保持生态环境处于一个较好的水平,而且维持基本稳定。实现上述目标是十分困难的,因为生态环境质量时刻受到自然与人为因素的干扰。

近年来,一些研究者提出了与环境质量有关、甚至能够一定程度上反映环境总体水平的重要概念,本文仅谈及其中两个重要概念,即环境承载力与生态承载力。

环境承载力 (environmental bearing capacity) 又称环境承受力或环境忍耐力。我国

已有多位学者从不同角度对这一概念进行过阐释。它的基本涵义是,指在某一时期,某种环境状态下某一区域环境对人类社会、经济活动的支持能力限度,或者承受的阈值(bearing threshold)。这一概念涉及的“某种环境状态”,是指现实的生态环境条件,“支持能力限度,或者承受的阈值”是指不影响其生态环境系统正常功能发挥的外界作用强度极限。“人类活动”是指人类的经济和社会活动,特别是指人类的生产和消费活动^[7,8]。人类赖以生存的环境是一个大系统,它既为人类活动提供空间和载体,又为人类活动提供资源并容纳废弃物。对于人类活动来说,环境系统的价值体现在它能给人类社会生存发展活动的需要提供支持。由于环境系统的组成物质在数量上有一定的比例关系、在空间上有一定的分布规律,所以它对人类活动的支持能力有一定的限度。当今存在的种种环境问题,大多是人类活动与环境承载力之间出现冲突的表现。对环境承载力概念的深刻理解与具体刻画,无疑对确定环境生态质量水平是必要的,但是,迄今针对这一概念尚处于概念内涵发展阶段。依据作者的观点,一方面,由于自然环境是一个客体,应该从系统的结构和功能上来理解环境承载力,例如,不同地区的环境结构存在差异,可能直接导致承受外界压力水平的差异;另一方面,任何自然环境都会由于依赖多种复杂的互作自然因素而体现于一个动态发展的过程,因此,环境承载力可能是一个依赖时空尺度的多维变量的结果。由此,可以推论,某一具体环境的承载力是变化的,环境的生态质量也是具有“可塑性”的特征。

生态承载力(ecological carrying capacity),与环境承载力相比是一个意义更广泛的概念,甚至其概念的原始描述最早可追溯到柏拉图(Plato,公元前427-347年)时代。柏拉图认为,所谓最适宜的市民人口数是无法确定的,一块土地必须大到足够供养既定数量的人口,并供给舒适感与食物。目前国内外不同学者对于生态承载力有着各种描述,例如,高吉喜(2001)^[9]认为,生态承载力是指生态系统的自我维持、自我调节能力,资源与环境子系统的供容能力及其可维持的社会经济活动强度和具有一定生活水平的人口数量;王宁等(2004)^[10]认为,生态承载力应定义为在特定时期,特定区域内,生态系统的自我维持、自我调节、自我发展的能力,以及资源与环境子系统所能承载的人口数量,和维持的生态、经济、社会可持续发展的能力;邓波等(2004)^[11]在对草原生态系统研究时提出,生态承载力,即某一时期某一地域,在确保资源的合理开发利用和生态环境良性循环发展的条件下,可持续承载的人口数量、经济强度及社会总量的能力。国外有影响的学者Arrow等(1995)^[12]认为,生态承载力强调,特定生态系统所提供的资源和环境对人类社会系统良性发展的支持能力,是多种生态要素综合形成的一种自然潜能。尽管不同学者对生态承载力的涵义有各种描述,但其基本内核是相同的,都将生态承载力确定为特定地理区域与生活其中的有机体数量间的函数,指的是生态系统通过自我维持、自我调节,所能支撑的最大社会经济活动强度和具有一定生活水平的人口数量。显然,生态承载力与环境承载力相比,是一个概念外延更宽泛、而内涵意义更具体的术语。第一,生态承载力的外延谈及的不仅是自然环境本身,而强调与之密切相关的生态、经济、社会的自然潜力,或者可持续发展能力;第二,这一概念突出了“生态涵

义”，即环境中的生态关系，包括环境内部各组分之间的，以及环境与人类之间的利用或影响关系；第三，生态承载力形成与维持的机制——自我维持与自我调节。因此，以生态承载力反映生态环境质量的意义将会更直接、更客观及更现实。

1.1.2 政府执政能力与支撑能力

1) 政府的执政能力

人类社会的形成是以建立一定形态社会制度为标志的。社会制度是人类社会活动的规范体系，它是由一组相关的社会规范构成的，也是相对持久的社会关系的定型化。社会制度一般分为三个层次：① 总体社会制度，或称社会形态，例如，资本主义制度、社会主义制度；② 一个社会中不同领域里的制度，例如，经济制度、教育制度等；③ 具体的行为模式和办事程序，诸如考勤制度、审批制度等。

任何社会的运行，包括社会制度的实施落实都是由政府（government）来主导负责的。政府是指执掌公共权力的所有的国家机构^[13]，或者称国家行政管理机关，包括多级立法机关、行政机关和司法机关（中央和地方的行政机关）。通常政府也是制定社会各个领域的运行规则，为居民提供服务的机构。

政府在任何社会中所起的作用可能有区别，这主要取决于政府的执政能力。

目前已有对政府的执政能力、政府的公信力和政府的执行力的认识。政府执政能力主要体现于政治层面；政府公信力也属政治层面，指使公众信任的力量；政府执行力就是把人民的好想法变成行动，把政府的目标变成现实结果的能力。

所谓执政能力（governing capacity），就是指执政党掌握和运用国家机器，综合运用经济、政治、法律、行政等各种手段，领导、管理国家和社会事务的本领和水平。执政能力应包括以下诸多方面：① 制定执政纲领、路线的能力；② 掌握国家政权、保持执政党合法性和执政地位的能力；③ 驾驭国家机构、协调各种政权组织相互关系的能力；④ 运用国家机器、推动经济和社会发展进步的能力；⑤ 整合社会关系，解决社会矛盾，保持社会稳定的能力；⑥ 正确处理国际关系，维护国家主权，安全和利益的能力；⑦ 应对复杂局面、抵御各种风险的能力等^[14]。政府的执政能力主要体现于政治层面上的涵义，因为执政能力的强弱，不仅决定着政权的存在与否，而且常常与社会发展程度息息相关。美国著名政治学者 Huntington 指出：“各国之间最重要的政治分野，不在于它们政府的形式，而在于它们政府的有效程度”。亨廷顿这里所指“政府的有效程度”就是政府的执政能力。正是因为政府执政能力的强与弱的差异，导致了不同国家在发展过程中表现为不同的发展速度和质量。

2) 政府的支撑能力

政府的执政能力主要体现于政治层面上的涵义，因为执政能力的强弱，不仅决定着政权的存在与否，而且常常与社会发展程度息息相关。迄今为止，在国内外尚没有关于政府支撑能力的定义与涵义阐述。

与政府的执政能力不同,政府的支撑能力(supporting capacity)更多地反映在具体的社会经济及其他事业领域,而非政治层面的涵义。例如,某种体制下的政府职能,经济发展过程中的宏观调控作用,针对国家或区域重大经济建设活动中的行为等。迄今,在国内外尚没有关于政府支撑能力的定义与涵义阐述。

在此,本文试图给政府支撑能力进行定义,即,政府在经济活动或社会事业发展中的职能作用以及行为效能。

政府支撑能力定义有广义和狭义之分。广义上的政府支撑力,是指政府的内在功力和外在动力。狭义上的政府支撑力是指政府创造财富、改变社会、改变生存环境的能力。政府的内在功力源于政府职能的创新,政府的外在动力是指各项事业全面发展的推动力。具体说,政府的支撑力,包括政府的经济实力、自然环境保护力、人民群众的向心力、法律法规的约束力、政策的导向力、规划的凝聚力、职能部门的组织协调力、对经济实体和生态环境的评估力、对法人行为效能的问责力等。

政府的支撑能力的具体涵义,首先体现在社会发展的各种活动的职能作用方面。不同历史时期,政府体现的职能作用或角色有较大差异,并且常常与社会体制相关。一些国家中政府的职能作用是“全面干预者”,或“守夜人”的角色;而另一些国家中,政府的职能作用是“有限的干预者”,即“调节者”的角色。在古代,以及资本主义发展的初期、社会主义时期几乎所有国家的政府都全面干预、管理各种社会经济活动,体现“全面干预者”职能。在资本主义发展的后期,以及现在的社会中,一些国家的政府开始转变职能作用,强调“部分干预”、“有效参与和管理”各种社会经济活动,趋向于“服务性政府”的职能作用。政府的职能作用,对于“支撑”社会各种活动,基本上是依赖社会体制而表现一定形式,在一定时间内、甚至相当长的历史时期里可能是稳定不变的。

政府的支撑能力涵义的另一方面体现在,政府的行为效能层面。尽管政府的职能作用可能在一定时间内是稳定的,然而,政府的行为表现可能相差很大。政府的行为效能有广度与深度变化,其广度具体上可以涉及从法律、法规、政策,到规程、技术、标准等各个相关方面;其深度是包括,在广度的任何一个角度或层面上,能够充分体现政府的具体管理或服务效果。当然,政府的行为效能取决于政府的公信力与执行力,以及实施者的认同力与操作能力及水平。

政府生态支撑力,包括两个方面,即核心支撑力和外部响应力。核心支撑力包括政府职能作用和政府行为效能。政府职能作用体现在法规政策决策能力和宏观管理协调性上,政府行为效能体现在主导性和灵活性上;外部响应力包括生态环境承载力和区域社会发展水平。生态环境承载力体现在生态本底、人口压力和土地退化程度上;区域社会发展水平体现在生产力水平、公民教育程度和公民技术能力上。这样,在生态环境建设中引进政府支撑能力作用,就能够使政府的行为进一步提升和强化,为政府在生态环境建设事业,以及与其相关产业发展中的职能作用和行为效能,提供了理论依据。

政府的支撑能力对其执政能力是有益的补充,两者也是相辅相成的。政府的执政能力越强,其支撑能力也会大大提高;反之,政府的支撑能力越强,则越有利于政府巩固

政权，展示执政能力，获得更充分的执政效力。

政府的支撑能力在社会发展过程中，可以体现于经济建设以及其他事业构筑的多种领域。特别是对于我国现在，由于经济高速增长而带来的一系列社会、人口、资源环境等问题，更需要正确而高效的政府行为或支撑能力^[14,15]，例如，在日益突出生态环境建设中的政府支撑能力。

1.2.3 生态系统的管理

1) 系统与复合系统

“系统”一词源自系统论的创始人——奥地利理论生物学家贝塔朗菲（Bertalanffy, 1987）。通常采用贝塔朗菲的定义：系统是相互联系的诸要素的复合体；在技术科学层次上，通常采用钱学森的定义：系统是由相互作用和相互依赖的若干组成部分结合而成的具有一定功能的有机整体。前者强调系统元素间的关系，后者则注重系统的功能。以上关于系统的描述包含两个逻辑义项，运用数学语言给出定义，即，设 $X_1, X_2, \dots, X_n$ 为 n 个不同的集合，则 $R \subset X_1 \times X_2 \times \dots \times X_n$ 就是定义在集合 $X_1, X_2, \dots, X_n$ 上的关系。记 $\Omega = \{X_1, X_2, \dots, X_n\}$ ，即 Ω 为对象集合 $X_1, X_2, \dots, X_n$ 组成的全集。那么二元有序组 $S = \{\Omega, R\}$ 就是一个系统。在这个定义中， Ω 代表系统的各组成部分（各个子系统或要素）； R 代表系统各个组成部分（子系统或要素）之间的关系，仅就内部规定性看， $S = \{\Omega, R\}$ 则表明系统是要素集合及其关系的统一体。

复合系统是一个复杂性系统的概念，复合系统是由多个相对独立的子系统按一定方式相互作用而组成的多层多级系统，复合系统不是多个子系统的简单迭加，而是在子系统间存在着复杂的耦合和协同关系，具有非线性结构。这种关系使复合系统构成一个有机整体，并成为发展的必要前提。

与系统（system）相对应的是环境（environment），广义的讲一个系统之外的一切事物或系统的总合，称为该系统的环境。狭义的讲，系统 S 的环境 E 是指 S 之外一切与 S 具有不可忽略的联系的事物集合，即， $E_S = \{x | x \notin S \text{ 且与 } S \text{ 具有不可忽略的联系}\}$

任何系统都是在一定的环境中产生出来，又在一定的环境中运行、延续、演化。系统的结构、状态、属性、行为等或多或少都与环境有关，即系统对环境具有依赖性，环境对系统具有塑造性。系统对环境也有两种相反的作用或输出，给环境提供功能服务，是积极的作用、有利的输出，统称为功能。系统自身的行为，与其他系统为争夺资源而展开的竞争，有破坏环境的作用，即不利的输出，称为对环境的污染。这是系统对环境的塑造作用，如图 1-1 所示。总之，环境塑造着环境中的每一个系统，环境又是组成它的所有系统共同塑造的。

系统相对于它的环境所表现出来的变化，称为系统的行为（behavior）。或者说一个系统可以从外部探知的一切变化，均称为它的行为。行为是系统自身特性的表现，但又同环境有关，反映环境对系统的作用或影响。行为是刻画系统与环境相互关系的概念。行为属于系统自身的变化，是系统特性的表现。但系统行为是系统相对于环境的变化，

故可以从外部加以探测。不同系统有不同的行为，同一系统在不同情况下也有不同的行为。系统科学就是研究系统行为的科学。

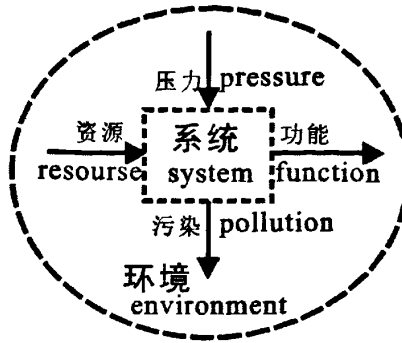


图 1-1 系统与环境互塑共生原理

2) 生态系统

人类所处的生态环境，即是由多个生态系统（ecosystem）复合形成的。“生态系统”这一术语 1935 年由英国生态学家 Tansley 最先提出，他认为生态系统是由不可分离的生物复合体与物理因素复合体构成的，并且将之定义为特定空间中所有动物、植物和物理条件综合体。同一时代的俄罗斯生态学家 Sukachev 也提出了类似的概念，即生物地理群落（biogeocoenosis）。生物地理群落等于生物群落与地理条件之和，是生物群落本身与其存在地理环境的一个生态功能单位。现在一般将生物地理群落看作是生态系统的同义语。1971 年美国生态学家 Odum 对生态系统的概念给予了进一步发展，将之定义为：包括特定地段中的全部生物和物理环境相互作用的统一体，并且在系统内部能量流动导致形成一定的营养结构，生物多样性和物质循环^[16]。现在对生态系统概念较为认同的定义是：指在一定时间和空间范围内，各生物成份和非生物成分，通过能量流动、物质循环与信息传递而相互作用、相互依存形成的生态学的结构与功能单位。地球表面生物群落多种多样，地理条件也千差万别，因此，存在不同类型的生态系统。例如，依据基质可分为：陆地自然生态系统—以自然土地为基质的森林、草原、荒漠、苔原与湿地等；水域生态系统—以水体为基质的淡水和海洋；农田生态系统—以耕地为基质的农田；城市生态系统—以人工建筑为基质的城市^[17]。

生态系统的生物组分是由生产者（producer）、消费者（consumer）与分解者（decomposer）三个部分组成。非生物组分是指生态系统中无机环境的构成因子。这些非生物组分既可构成生物组分存在的环境，又能参加或影响生物活动过程。可见，生态系统由多种生物成份和非生物成分有机形成的，而且生态系统的类型多样、结构复杂。地球上丰富的生态系统奠定了人类生存与发展的环境基础。

2) 生态平衡与生态稳定性

生态系统随着时间变化可以呈现三种状态：（1）早期生长发育的系统，组分由少到多，结构由简单到复杂，功能由产生到适应，系统生物量不断增加，如群落演替初期至

达到顶极前的生态系统（以白桦或山杨为优势种的森林）；（2）发育成熟的系统，组分较多，结构与功能已经达到了相互适应，生物生产较高，系统输入与输出大致相同，如处于群落演替顶极阶段的生态系统（亚马逊热带雨林、欧亚大陆的针茅草原）；（3）成熟的系统变为衰老系统，在组分、结构与功能等方面出现“透支”现象，系统的输入小于输出，生物生产不断下降，净生产力已经变为负值。

平衡的生态系统又称作达到生态平衡的生态系统。生态平衡（ecological equilibrium）一般被定义为，生态系统在一定时间内，各组分通过相互制约、转化、补偿与反馈等相互作用而处于最优化结构与功能的协调状态，表现出较高的生产力与稳定性，能量与物质的输入与输出接近相等，信息传递流畅。生态平衡的特征是体现在系统整体的结构、功能和收支方面^[17]。

对生态平衡的重视主要是基于对生态系统或生态环境稳定维持的要求。进一步的理论与实践探讨表明，在生态平衡基础之上的生态系统稳定性是一个更有意义的概念。

生态系统稳定性，即生态稳定性（ecological stability），是指生态系统受到暂时干扰后，又恢复到平衡状态的能力。按照传统的认识，生态系统存在阶段性演化过程，生态系统达到成熟阶段时，系统本身处于稳定状态。生态稳定性已经被认为是生态系统的重要性质之一，不仅在研究生态系统的过程机制方面需要广泛探讨，而且在研究生态系统的管理时，也不能忽略对生态稳定性的关注。例如，在研究生态系统或资源管理时，常将系统的生产稳定性作为系统管理与发展的基本目标。生态系统的稳定性变化依赖于生态系统本身（内部结构）、环境的变异性，以及研究的时空尺度，生态系统内部营养级的高质量循环是重要的，这是系统具有负反馈机制、实现稳定的基础^[18]。一般认为，生态系统或群落稳定性源于系统的复杂性。研究表明，生态系统中物种数量越多，物种之间联结强度越大，系统越不稳定。现在越来越多的研究显示，过多的联结与过少的联结都不利于稳定，多样性不一定导致稳定性，也不一定导致不稳定性。针对草地放牧系统，已有一些有价值的研究结论，形成了联系稳定性理论（connective stability theory）^[19-22]。但是，目前对生态系统稳定性的诸多问题仍然不清晰。例如，草地、森林等主要生态稳定性机制，以及对具体生态系统的稳定性如何预测问题。

3) 生态系统服务

生态系统服务，即生态服务（ecosystem service 或 ecological stewardship）。生态系统服务是指对生物或人类生存生活质量有贡献的生态系统产品或生态系统功能^[23]。具体可以理解是生态系统的直接的生物生产与间接的生态环境质量改善功能。

生态系统从开动到运转，生物体或生态系统在能量不断代谢与物质周而复始的循环过程中，在某一环节或过程中，物质与能量重新分配与重新组合，不断形成生物性产品——生物有机化合物，这些生物性产品的生产过程就是生物生产（biological production）。实际上，生物生产是生态系统实现物质循环与能量流动的具体体现。而对生态系统的生物，以及人类是至关重要的。生态系统的生物生产基本上有两个过程：首先是植物性生产（primary production），即绿色植物通过光合作用，实现太阳辐射能到植物化学能的转

变, 同时也将水、二氧化碳等无机物转化成有机物; 其次是动物性生产 (secondary production), 即初级生产者 (植物) 制造的物质或贮存的能量经过消费者——草食动物与各级肉食动物的同化利用过程, 这是物质与能量的再生产过程, 最终形成肉奶、毛皮等人类可利用的产品。

生态系统服务的另一个方面是, 在自然生态系统的自身功能 (能量流动、物质循环等) 实现过程中, 能够保持或改善生态系统的内部与外部一定范围内的环境质量作用。这种保持与改善作用对生态系统功能的稳定性, 以及人类生存环境也是非常重要的。主要可以表现在如下几个方面: (1) 调节气候、影响温室效应, 植物在其生物生产中同时调节着大气中氧气变化, 保证生命活动的基本气候条件, 例如, 亚马逊热带雨林每年能够固定储存 $2-3 \times 10^9 \text{ t CO}_2$, 相当于地球 CO_2 排放量的 5%; (2) 调节水循环、减缓旱涝灾害, 植物通过发达的根系从地下吸收水分, 再通过体表蒸散返回大气, 高强度大面积蒸散可导致区域降雨, 还能降低气温, 此外, 在降雨过程中, 覆盖于植被树冠与地表的枯枝落叶能减缓地表径流; (3) 保持和改善土壤, 土壤层是经过自然生态系统千百年的生物和物理过程产生和积累而成的, 例如, 植被演替过程中, 植物分泌物对土壤形成, 以及由于植物残体分解作用导致的土壤肥力提高; (4) 控制病虫害爆发, 每年有 25-50% 的农作物损失于有害生物, 在自然生态系统中, 这些有害生物往往受到系统中天敌的控制, 从而给人类带来了巨大的经济效益; (5) 生物多样性与物种协同进化的保证, 自然生态系统是地球上最大的生物保存基因库, 当代农业基于野生动植物, 而未来农业的发展仍将依赖于自然的基因库, 另外, 生态系统中各种昆虫或动物能够帮助植物进行传粉或者种子扩散, 在农作物中大约有 70% 的物种需要动物传粉, 这是人工不可代替的。自然生态系统中, 各种生物之间相互利用与帮助, 有利于物种之间的相互适应, 从而保证物种的协同进化。

生态系统服务的效果是显著的, 许多方面甚至是人类不可替代的。根据 Westmen 的估计, 由自然生态系统提供的产品总价值每年超过 33×10^{12} 万亿美元, 接近全世界国民生产总值的 2 倍。在生态环境的自净方面, 人类尚不能通过技术手段来摆脱对生态系统的依赖。就污水处理来说, 即使工艺设备再复杂, 最后阶段的处理还是要在生态系统 (河流、湖泊、海洋、湿地) 中完成。在生物多样性的保护方面, 濒危动植物的拯救, 在人工条件下几乎不能实现, 必须在自然系统中它们才能生活、繁殖。目前尽管对生态系统服务已经越来越重视, 但是关于生态系统服务、特别是生态环境质量改善方面的评价还需要进一步研究。

4) 生态系统健康

地球上, 无论是森林、草地、湿地、湖泊等自然生态系统, 还是农田、果园、草坪等人工生态系统, 都可以提供正常的生物生产 (诸如木材、粮食等), 以及生态环境调节、稳定 (包括固碳、涵养水分、降低水土流失等) 的生态服务功能。然而, 随着人类社会的发展、特别是经济生产活动, 例如, 更多的石油煤炭消耗、大量的木材使用、草地及土地的放牧和耕作强度加剧, 使以生态系统为依托的生态环境受到越来越大的压

力。由此,不仅降低了生态系统服务功能,还使生态环境呈现“生态系统苦恼综合症”(ecosystem distress syndrome)。如果期望生态系统能够提供正常的服务功能,就必须保证生态系统处于“健康”状态。

生态系统健康(ecosystem health)是上个世纪90年代提出的描述生态系统状态或质量的术语。1999年在美国召开的“国际生态系统健康大会”,讨论了生态系统的健康诊断,并采用生态学家Costanza等(1992)^[24]和Rapport等(1998)^[25]提出的活力(vigor)、组织力(organization)和恢复力(resilience)等指标,总称VOR指标,试图在一定的时间、空间范畴内,用基本功能的综合特征的变化来衡量生态系统的健康状况。例如,在草地生态系统中,活力代表草地的功能,草地的能量输入越多,物质循环越快,活力就越高;组织力是草地的结构,草地的组织结构越优化,就越健康;恢复力是草地克服胁迫及反弹回复的速率,弹性越大,恢复力越强。根据这三项指标,借助于系统测量和预测公式的运算,求出健康指数(Health Index): $HI = V \times O \times R$ 。应用生态系统健康指数,把草地生态系统诊断出:健康、警戒、不健康和崩溃不同时期,最终找出预警指标及阈值,采取相应的管理控制技术与政策^[26]。

5) 生态系统的适应性管理

显而易见,为了保持生态系统的平衡,使之对人类提供各种有效地服务功能,必须保证生态系统处于健康状态,即维持生态可持续性(ecological sustainability)。生态可持续性是指一定时空尺度上的生态系统在提供生态服务功能同时,保持其自身组成、结构和过程的稳定性。今天,科学家和政府管理者已经认识到,实现自然与人工生态系统的生物生产,同时稳定人类的生存和生产环境稳定,必须是以生态可持续性的基轴,在以往资源或环境管理的基础之上,开展生态系统的适应性管理(adaptive management for ecosystem)^[27]。

世界保护联盟(IUCN)所属的生态系统管理委员会(CEM)出版了《生态系统管理:科学与社会问题》(1999),提出:“生态系统管理是操作生态系统的物理、化学和生物的过程,把有机体与其非生物环境以及人类活动的调节联系起来,营造一个理想的生态系统环境”。美国生态学会(1995)提出的评价报告中也全面系统地阐述了生态系统管理的概念,指出生态系统管理是具有明确且可持续目标驱动的管理活动,由政策、协议和实践活动保证实施,并在对维持生态系统组成、结构和功能必要的生态相互作用和生态过程最佳认识的基础上从事研究和监测,以不断改进管理的适合性。生态系统管理具体包含以下方面:① 可持续性:应该将长期的可持续性作为管理活动的先决条件;② 目标:在生态可持续性前提下具体的目标应具有可监测性,③ 生态系统模型:在生态原理指导下,不断构建适合的生态系统功能模型,并把不同层次上生态行为的认识上升到生态系统和景观水平,以指导管理实践;④ 复杂性和相关性:生态系统复杂性和相关性是生态系统功能实现的基础;⑤ 动态特征:试图维持生态系统某一种特定状态和组成,动态发展是生态系统的本质特征;⑥ 动态序列和尺度:生态系统过程在广泛的时空尺度上进行着,且生态系统行为都受到周围生态系统的影响,管理上不存在固定

的空间尺度和时间框架；⑦ 人类是生态系统的组成部分：人类不仅是引起生态系统可持续性问题的原因,也是在寻求可持续管理目标过程中生态系统整体的组成部分；⑧ 适应性和功能性：通过生态学研究 and 生态系统监测，人类不断深化对生态系统的认识，并据此及时调整管理策略，以保证生态系统功能的实现^[28]。作者特别强调生态系统的适应性管理是对生态系统的一种动态管理方式，是指通过反复试验和假设检验，不断积累经验和反馈知识、通过控制性的科学管理、监测来调整有关措施，以便更好地管理生态系统，满足生态系统容量和社会需求的变化^[29,30]。

1.2 研究背景与意义

1.2.1 研究背景

生态环境建设中政府支撑能力的研究，主要产生于我国现阶段社会发展中的突出生态环境问题，以及我国政府需要如何全力保障高速高质量的经济的发展，实现经济与生态相互协调、社会与自然的稳定和谐，最终达到可持续发展的时代必然要求。

现阶段，我国社会经济持续增长。与此同时，出现了严重的生态环境问题。

具体表现在如下方面：① 人口负担沉重。我国是现今地球上的第一人口大国。夏禹时（公元前 2198 年）为 1355 万，北宋盛年（1110 年）突破 1 亿，鸦片战争时（1840 年）为 4.1 亿，解放后（1949 年）至 5.4 亿，最近的全国人口普查显示（2005）已经达到 13.1 亿（统计局 2005 年全国 1%人口抽样调查主要数据公报）。尽管由于我国政府实施了计划生育政策，大大降低了人口增长率（10‰以下），但是，庞大的人口基数必然引发粮食、资源、能源等环境压力，而且，随着人们生活质量的不断提高，生态环境面临着越来越严峻的考验。② 能源与资源的利用效率低，浪费严重。1978 年以来近 30 年间，我国经济一直保持着高速增长的态势（年均增长率 10%左右），然而，这种持续的高速经济增长是以高消耗方式进行的。我国经济生产的结果是，每创造 1 美元的 GDP，消耗的能源是日本的 11.5 倍，美国的 4.3 倍^[31]。此外，我国草地的畜牧业生产中，每公顷的肉、奶、皮毛产量仅相当于澳大利亚的 30%；矿业生产中，铁矿的开采利用率只有 32-59%，矿石损失率 20-75%。③ 环境污染愈加严重。由于城市化进程正在不断加快，造成了水、空气、土壤和垃圾等污染。在大气环境质量方面，据统计，1998 年全国 SO₂ 和工业粉尘排放量分别为 2.1×10^7 t 和 1.3×10^7 t，北方城市大气中降尘和颗粒物浓度 100% 超标，南方城市 50-60% 超标；大量排放二氧化硫所导致的酸雨污染在南方极为突出，酸雨使林木被毁，粮食减产，金属设施锈蚀，每年给重庆市就造成 140 亿元以上的直接经济损失；另外是城市垃圾问题，1998 年，在全国 688 座城市中，生活垃圾量为 1.2×10^9 t，并以每年 8-10% 的速度增长，目前我国城市垃圾的历年堆存量已达 6.4×10^{10} t，占地 5.6×10^4 hm²^[32]。④ 水资源短缺的问题突出。我国虽然水资源总量居世界第 6 位，但只拥有世界淡水量的 7%，人均水资源约 2.4×10^3 m²，只有世界人均量的 1/4，是水资源短缺的贫水国家。⑤ 极端气候生态事件不断增多。例如，我国近 50 年来沙尘暴的发生不断加剧，70 年代有 13 次，80 年代有 14 次，90 年代虽有所减少，进入 21 世纪又有所增

加(2001年18次,2002年12次);在1950-1999年间,我国平均每年受旱面积约 $2.1 \times 10^7 \text{ hm}^2$,受洪涝灾面积为 $9.4 \times 10^6 \text{ hm}^2$,每年因旱灾损失粮100亿kg。仅2005年,全国出现的干旱、暴雨洪涝、高温、雪灾等气象灾害所造成的直接经济损失达2,042亿元,因灾死亡2475人,上述灾害中,全年农作物受灾面积 $3.9 \times 10^7 \text{ hm}^2$,其中干旱、洪涝受灾面积占总受灾面积的69%^[33]。

生态环境问题已经成为我国社会发展中必须面对的重大课题,而这一问题具有明显的长期性(历史性)、跨地域性(全国性)、公益性特征,因此,生态环境问题的解决已经不能仅仅依赖数个企业、行业,或者单一的科学技术手段,那么,政府的主导性,至少在现阶段则是必要的。

2004年中共十六届四中全会讨论并通过了《中共中央关于加强党的执政能力建设的决定》,这是基于迎接新世纪所面临的各种挑战,建设和谐社会的总体目标的要求。政府执政能力的建设,应该不仅考虑“领导能力”,或者“总揽全局能力”的建设,也需要从辅助于执政能力的各类具体工作的“支撑能力”建设来加强“领导能力”,而前者往往可以更充分、更具体地体现政府的领导水平和对重大工作的驾驭能力。实际上,目前我国的学者和决策者对政府的支撑能力关注研究得极其有限。同时,在以经济建设为中心、以和谐社会建设为目标的发展过程中,也要政府切实转变职能。在2006年,中共十六届六中全会通过《中共中央关于构建社会主义和谐社会若干重大问题的决定》中明确提出:建设服务型政府,强化社会管理和公共服务职能, ..., 加快建设服务型政府,必须切实转变政府职能,着力加强社会管理和公共服务^[34]。那么,在政府的职能转变(成为服务型政府)的条件下,如何体现,或者加强政府的支撑能力,也不可避免地需要进行探讨。更具体地分析,政府对生态环境建设过程中的支撑能力,可能不同于在经济、贸易等活动中的支撑能力,因为生态环境建设是一种公益性的、全域性的、影响千秋万代的长远事业,没有政府的强有力支撑将不会获得显著成效。生态环境问题的出现,几乎都是跨地域、甚至国家性的,只有政府才有能力从整体的角度进行把握和协调;生态环境建设也多为耗资巨大、成效周期漫长、短期几乎没有投资回报率的事业,但是,生态环境建设是一项“功在千秋、利在子孙”的伟业,只有政府才能体现全体国民的总体意志,开展这种浩大的建设。尤其是现在,我国正处于全面开展生态环境建设的阶段,不仅缺乏对政府支撑能力(在生态环境建设中)在理论上的深入系统探讨,亦没有丰富的实践经验可循,因此,更需要全面深入地研究政府支撑能力的问题。

1.2.2 研究意义

1) 维持人类生存环境稳定的普遍要求

从上个世纪中叶起,人类对地球上的生态环境问题已经越来越关注。进入21世纪,无疑,生态环境问题已经成为令人瞩目的政治性议题。目前在社会发展过程中已经直接或间接地受制于与生态环境有关的各种问题。随着社会的工业化革命的持续进行,世界总体的工业产量年增长率大多高于人口增长率,其结果是物质生活水平得到提高,与此

同时,产生了较多生态环境问题,其中突出的是环境污染,大量的科学研究已经证明,环境污染是以指数形式增加的,污染物一般具有几十年、甚至上百年的作用效果,而且污染物种类(核污染、热污染等)也越来越多。环境污染影响人类社会主要有两个方面。第一,危机人类现存的环境,即污染了人类的食物(植物和动物产品);第二,直接影响人类身体与精神健康,早有报道说明了污染对于人类寿命及各类环境疾病的之间的关系^[35]。不仅是环境污染,其他生态问题,例如,由于人口增加而导致的资源相对占有率降低,也会逐渐抑制我们生活质量的提高;温室效应(全球变暖)已经融化了极地的冰山积雪,使海平面升高,人类生存的陆地空间缩小。如果对现有的环境生态问题没有给予充分的认识和有效的解决,人类生存空间和生活质量等问题,就会成为今后社会发展过程中的沉重负担,而且是愈来愈重,最后人类将不能承受!

2) 提高社会经济发展质量的必然趋向

社会的经济发展是人类物质文明进步的最基本条件。因为经济的发展,不仅可以直接满足人类的衣、食、住、行的基本需要,使人类走出原始状态;也能够为社会及个人有效地积累更多的物质财富;同时,经济发展的结果又是导致了社会的法律制度、道德伦理、以及文化教育等精神文明的不断进步。

但是,现代人类社会对经济发展的追求,已经不限于经济发展总量和经济增长速度,开始注重经济发展的质量,这一点也反映在我国党和政府对现阶段经济发展战略“又好又快”的要求上。反映一个地区或国家的总体经济增长水平与发展趋势的一个基本指标是国内生产总值(gross domestic product, GDP)。在传统经济发展时期, GDP 可以充分衡量国民财富,是对经济增长和经济发展评价起主导作用的传统经济指标,所有国家及地方政府,也包括政府的决策者都以 GDP 的高速增长作为经济发展的最高目标。20 世纪末,联合国(1993 年)开始积极倡导,一些国家已经深入研究,并试图建立新的经济发展评价或核算体系,即绿色 GDP(生态国内产出, ecological domestic product, EDP)。绿色 GDP(EDP)=国内生产净值(NDP)-当期用于经济过程的自然资源价值的净值^[36]。EDP 它反映了经济生产过程中对林木、水、矿物等自然资源的损耗,给环境带来的水、土、气等污染,以及植被退化、水土流失等生态负荷增加。据统计,1985 年至 2000 年 15 年间是我国令人瞩目的经济快速发展时期, GDP 年均增长率 8.7%,而如果扣除损失成本和生态赤字,即自然部分的虚数和人文部分的虚数后,这 15 年期间我国 GDP 的实际年均增长率只有 6.5%,损失了大约 1/4。可见,实现社会经济发展,必须切实考虑降低经济生产过程中的能源与资源消耗,以及生态环境负荷,否则,在表现上,经济增长的总量和速度都会下降,实际上经济发展积累的社会财富会大大“缩水”。

因此,生态环境问题已经成为影响现代社会经济发展质量和速度的关键要素和限制因子(limiting factor)。

3) 实现可持续发展的时代选择

1987 年,世界环境与发展委员会在著作《我们共同的未来》中首次提出了可持续发展(sustainable development)的观点,其出发点是:为了确保人类的持续生存和发展,

必须把环境保护与社会经济活动全面、有机地结合起来,并按着生态持续性(ecological sustainability)、经济持续性和社会持续性的基本原则来组织和规范人类的一切活动。这一概念的核心思想是:“既满足当代人的需要,又不对后代人满足其需要的能力构成危害的发展”。该概念从理论上明确了发展经济同保护环境和资源是相互联系,互为因果的观点。其后,联合国环境署又发表了《环境署第15届理事会关于“可持续发展”的声明》(1989),指出:“可持续的发展系指满足当前需要而又不削弱子孙后代满足其需要之能力的发展。可持续的发展意味着维护、合理使用并且提高自然资源基础,这种基础支撑着生态抗压力及经济的增长。可持续的发展还意味着在发展计划和政策中纳入对环境的关注与考虑”。至此,“可持续发展”的概念或理论得到了全世界不同经济水平和不同文化背景国家的普遍认同。谈及任何国家或地区的可持续发展问题,都必须涉及两个主要方面:第一,环境生态与社会经济的协调发展;第二,社会发展的长远利益和近期利益的有机结合。迄今的社会发展历程表明,人类在享受空前丰富的物质财富中,对追求工业化与生态稳定之间,即类似于“鱼”与“熊掌”之间已经处于一种不可兼得的两难选择,解决出路的最大可能是相互适应、协调发展,忽略任何一个方面都是有害的。同时,对于注重长远利益与近期利益结合的问题,实际上是要求考虑长远利益,多加考虑生态问题,那么,可持续发展策略将是人类为缓解日益紧迫的人口、资源、环境矛盾而做出的正确的时代选择。

4) 有利于实现构建和谐社会、建设社会主义新农村的新战略

在社会稳定、经济高速增长、人民生活水平逐步提高的基础上,我国又提出、并开始实施两项重大任务,即构建和谐社会和建设社会主义新农村。2005年胡锦涛总书记阐明了和谐社会概念的基本涵义,就是“我们所要建设的社会主义和谐社会,应该是民主法治、公平正义、诚信友爱、充满活力、安定有序、人与自然和谐相处的社会”。可见,和谐社会,包括我国在外交上倡导的“和谐世界”的涵义中强调了,和谐是广泛的,既包括社会与人之间,也包括人与自然之间。如果我国的社会经济的发展是以自然生态损失为代价,人与自然之间就会失去和谐。

党的十六届五中全会通过的《中共中央关于制定国民经济和社会发展第十一个五年规划的建议》,提出要把建设社会主义新农村作为“十一五”经济社会发展的一个重大历史任务。2006年中央一号文件进一步明确了推进社会主义新农村建设的总体要求和重大方针政策,对于指导当前和今后一个时期我国“三农”工作、加快社会主义新农村建设具有重要意义。在具体的任务中要求,加强农村基础设施建设,改善社会主义新农村建设的物质条件,其中包括大力加强农田水利、耕地质量和生态建设。按照建设环境友好型社会的要求,继续推进生态建设,切实搞好退耕还林、天然林保护等重点生态工程,稳定完善政策,培育后续产业,巩固生态建设成果。继续推进退牧还草、山区综合开发。建立和完善生态补偿机制。做好重大病虫害防治工作,采取有效措施防止外来有害生物入侵。加强荒漠化治理,积极实施石漠化地区和东北黑土区等水土流失综合防治工程。由此说明,我国政府已经在社会主义新农村建设中将生态环境建设放在了一个突出位

置。新农村建设中,生态环境是必不可少的“物质支撑条件”之一。生态环境质量的提高,既能够保障农业的持续、高效生产,增加农民的收入,还可以使农民,包括城市的市民有一个清新良好的生存生活环境,达到社会发展水平的整体提高。

5) 为地方经济——生态省建设提供必要的理论依据

1999 年吉林省委七届二次全会提出了发展生态环保型效益经济。2000 年获得国务院的批准,建设生态省,成为我国首批三个“生态省建设”试点省。2001 年吉林省的生态省建设开始全面启动。进行生态省建设,就是要从本省生态与经济系统的特征出发,合理利用优质自然资源,科学运作生态资本,不断改善生态环境,积极调整经济结构,大力发展绿色产业,努力创建生态文明,逐步形成具有吉林特色的生态环保型效益经济体系,实现经济效益、社会效益和生态效益的协调统一,走出一条符合省情的可持续发展道路。生态省建设的内容包括生态环境建设、生态经济发展与生态文明的普及提高,其核心是坚持可持续发展,实质是发展生态经济,通过“生态环保型效益经济”这一全新的发展模式。生态省建设是我省有史以来以“生态”为主要目标的第一个全域性工程。生态省建设已经走过了第一阶段,积累了一些与生态建设有关的实践经验,我省的专家学者和政府的决策人及管理者,也积极从理论上对生态省建设的理论问题进行了探讨。一个重要发现是,政府在生态环境建设中的主导性已经不容质疑,没有政府(包括国家和地方政府)在政策、法律法规、行政财务、以及技术与教育的引导,是不能实现既定目标和总体任务的;但是,也由于政府在以上诸多方面的相互制约(例如,政策的非一致性)、以及某些方面的欠缺(例如生态恢复关键技术的推广),导致政府在生态环境建设过程中的管理效能没有充分发挥,事实上,也缺乏有关生态省建设的政府管理或支撑理论。生态省建设开始步入第二阶段,也是极为关键的时期,如果能够以我省生态省建设为范例,系统深入地探讨政府在生态环境建设过程中的作用理论和策略,一定会为全国的生态环境建设提供切实的指导和参考。

1.3 国内外研究及实践进展

1.3.1 国外关于政府在生态环境管理或建设中的作用研究

目前,国外政府在生态环境建设中的作用主要有以下五个方面:

1) 政府通过制定政策来改善生态环境

在国家的具体建设管理中考虑生态方面的影响的问题,是在上个世纪80年代末首次被各国政府提出。Andersson, Wolff(1996)^[37]研究了瑞典的商业和环境管理现状,给出了推动生态平衡的三个环节:① 共同的环境响应;② 绿色消费;③ 政府干涉,政府有责任保持经济与环境间的平衡,因此,政府干涉主要有考虑多种利益需要、制定规则、控制小费或税的方法、法律必须贯彻、对结果进行估计。Hallstrom(1999)^[38]介绍了环境问题在东欧国家的地位,这些东欧国家主要有波兰、捷克、斯洛伐克、匈牙利、保加利亚、爱沙尼亚、拉脱维亚。目前,普遍认为东欧国家的环境处于退化的危机水平,东欧国家在治理环境退化和可持续发展中所需要付出的代价非常巨大,并无法承受,因此,

政府提出征收环境税来解决这一资金问题。Arnalds, Barkarson (2003)^[39]研究了冰岛在放牧地区的土地侵蚀问题,探讨了政府的土地利用政策。研究中发现冰岛因放牧使土地侵蚀比欧洲的其它国家更为严重。因为贫瘠的环境条件不适宜放牧,政府发给牧场主一定的农业补贴,并且此农业补贴与农牧产品的质量密切相关。Huitric (2002)^[40]研究了泰国在红树林生态系统中发展虾养殖业,以及政府的相应政策。在此方面,政府所制定的政策作为一个驱动力。可见,政府制定政策改善生态环境的具体方式,主要是从经济与环境之间平衡的角度考虑。

2) 政府直接参与生态环境管理

Brown (2002)^[41]给出了加拿大昆士兰州森林管理政策中协作管理与法律政策的实际问题、成功之处。Ruliffson等(2003)^[42]探讨了怎样解决美国都市自然保护区的开放与其中的物种繁衍间矛盾问题,并且提出了一定的建议,由此得到了资金支持。生态系统管理是自然资源管理最新的方法。墨西哥政府采用此方法管理其森林土地,在管理过程中,需要注意政治、文化、经济等方面的问题,成功的执行生态系统管理需要努力发动经济转化、教育计划以及管理组织的转化,这些都需要政府、农场及技术协作组织间的合作与联系^[43]。Herbohna等(2000)^[44]探讨了澳大利亚森林管理政策中经济利益与环境保护间的平衡问题,这种森林管理包括全民再造林计划、联结风险、共农计划、信任排序、地区项目,以上计划等都被联邦政府及地方政府所支持。

一般而言,政府在生态环境管理中,由于土地所有制性质,以及相关法律法规的要求,不可能针对具体问题或地域进行“细致”管理,只能从宏观角度协调各个组织、部门间的工作。

3) 政府提供一定的技术支持

在美国,由于经济利益的原因,动物养殖业的大规模兴起,伴随着环境问题日益突出,例如,动物排泄大量粪便,进而带来污染,尤其是水污染问题,另外,现在的动物饲养过程中大量使用抗生素,也导致了生物多样性的降低。政府通过制定新的法律法规、采取更多的技术与模型来解决这些问题^[45]。政府在比较具体、危害较大且长远的生态环境问题中,组织科研人员采取较新的技术来治理这方面的问题。

4) 政府制定相关的法律法规

Verstraeten等(2003)^[46]描述了政策制定者与农场主在土地侵蚀问题中的角色变化。近期出现了一个土地保护政策,同时,在2001年费兰德政府颁布了土地侵蚀法,这一政策与法律给科学家与农场主在土地保护上的合作提供了重要的机会。在英国,随着车拥有量的增加,与此相关的交通问题以及汽车尾气排放污染情况也随之严重,1998年,政府颁布了综合交通白皮书^[47]。从近些年的法律实施效果看,政府在森林、水污染、交通等问题中制定的相关法律法规,在减轻生态环境恶化的过程中发挥着重要而关键的作用。

5) 政府制定生态环境问题的规划、标准和管理

Mysz等(2000)^[48]研究了环境保护及其恢复的方法,此方法包括两个部分:合作者、

评价生态系统的标准。合作者有联邦、州组织、部落、非利益组织；一个好的生态系统有三个重要的标准（特点）：高生物多样性、长期可持续发展的潜力、存有本地生态系统或群落的残余物种。从更广泛的意义上，政府也许要发挥更大的作用和责任，例如，在澳大利亚，研究者已经提出了一些建议，政府也逐渐采纳实施了这些建议。最近，政府针对农业、林业、废物和生物多样性问题，已经完成了遵循生态可持续性发展的部门战略。州和地方政府在解决诸如水、空气和废物管理、土地利用、运输规划和自然资源管理等方面问题上承担主要责任^[49]。

1.3.2 国内关于政府在生态环境管理或建设中的作用研究

相对于国外的研究，我国对政府在生态环境建设中的作用主要有以下几个方面：

1) 政府在生态环境建设中的职能及行为

为了改善中国的生态环境，中国政府多年来做出了积极的努力，一方面采取行政的、法律的、经济的手段控制现有森林的消耗。另一方面，各级领导带头，动员全社会参与，大力开展植树造林。进入新世纪以来，根据中国社会经济可持续发展的进程，针对生态环境恶劣的现实，政府先后启动了天然林保护工程、退耕还林还草工程、环北京地区防沙治沙工程、“三北”和长江中下游地区等重点防护林体系建设工程、野生动植物保护及自然保护区建设工程、重点地区以速生丰产用材林为主的基地建设工程等跨世纪的六大林业重点工程^[50]。政府决策者和研究者已经认识到，我国党和政府作为先进生产力的代表和广大人民群众利益的代表，在生态环境保护和生态建设过程中有着不可推卸的责任。实施西部大开发战略后，中央政府提出退耕还林和重建山川秀美的西北地区的指导方针，西部地区生态重建的任务及其责任，又具体分解并落实到区域内各级政府。在生态环境建设这项复杂的系统工程建设中，各级政府职能的有效发挥是实现“秀美山川”新西部关键。为克服过去生态建设中重建设、轻管理的倾向，政府的职能可分解为服务生态环境建设的宏观调控和山川秀美工程组织管理两个领域。赵京，韦苇(2006)^[51]总结了在服务生态环境建设领域，政府应该体现的职能表现在：① 积极营造制度和体制创新的社会环境，② 积极探讨有利于发挥市场和政府两个优势的市場化的制度安排，③ 积极培育生态建设主体的素质与能力，④ 通过生态建设与治穷致富相结合加大治理西部贫困的政策力度，⑤ 加强科技投入服务工作，⑥ 通过政策金融与专项财政支出解决西部生态建设的资金供给。在生态建设组织管理领域，政府职能主要体现在计划、组织、领导、规范、协调和控制等6个方面。在社会主义市场经济体制下，明确定位并有效实现各级政府职能，是落实科学发展观、进行西部生态环境建设的根本和关键。

2) 政府在生态环境建设中的规划

1999 年国家计委制定了《全国生态环境建设规划》，本规划从我国生态环境保护和建设的实际出发，对全国陆地生态环境建设的一些重要方面进行规划，主要包括：天然林等自然资源保护、植树种草、水土保持、防治荒漠化、草地建设、生态农业等。各省（区）根据各地区的具体情况，因地制宜制订了相应的生态环境建设规划，调动亿万群

众的积极性,组织全社会的力量,投入生态环境建设。2000年水利部编制了《西部地区水土保持生态环境建设规划》,对加快西部地区水土保持生态环境建设,促进和保障区域社会经济的可持续发展,甚至对我国社会主义现代化建设第三步战略目标的顺利实现,发挥了十分重要的作用。胡恒洋^[52](1999)曾经论述了政府在实施《全国生态环境建设规划》的基本思路和措施,但是,针对我国不同地区,以及具体的政府支撑作用还缺乏详细的阐述。

3) 政府在生态环境建设中的法律制定与实施问题

1949年中华人民共和国成立后,我国的生态环境已遭到严重破坏,亟待恢复和保育。建国初期,起临时宪法作用的《中国人民政治协商会议共同纲领》(1949)对生态环境的保护及资源的利用做了明确规定,确立了国家对重要的自然资源享有所有权;要求保护森林、发展林业;防治病虫害;保护渔场,发展水产业;兴修水利,保护土地资源;保护野生动植物;等等。1973年11月,《国务院批准国家计划委员会<关于全国环境保护会议情况的报告>》中指出:“要做好环境保护的规划工作,使工业和农业、城市和乡村、生产和生活、经济发展和环境保护,同时并进,协调发展。”1974年国务院成立了环境保护领导小组,这样我国的环境保护工作进入了以防治工业污染为中心的发展时期。1978年12月,《中共中央批转<环境保护工作汇报要点>的通知》强调消除污染、保护环境是进行经济建设实现四个现代化的重要组成部分,我们决不能走先建设后治理的弯路,我们要在建设的同时就解决环境污染的问题。1983年第二次全国环境保护会议,将环境保护定位成我国的一项基本国策。1994年3月中国政府批准发布了《中国21世纪议程——中国21世纪人口、环境与发展白皮书》。1996年召开了第四次全国环境保护会议,会议强调经济的发展必须与人口、环境、资源统筹考虑,决不要走浪费资源、走先污染后治理的路子,从源头上防治环境污染和生态破坏。党的十四届五中全会明确提出实施科教兴国战略和可持续发展战略。党的十五大报告强调要坚持计划生育和保护环境的基本国策,正确处理经济发展同人口、资源、环境的关系^[53]。尽管如此由于我国工作始终是以经济建设为中心,生态环境保护工作长期处于配角地位,也就是说在关键的时刻环境保护工作总让位于经济建设,加上其它不利因素,所以生态环境破坏与生态环境污染问题依然比较严重^[54]。

4) 政府对生态环境建设中的财政政策

改革开放以来,我国政府财政部门制定并实施了一系列关于生态环境可持续发展的财政政策,支持生态环境建设的财政支出主要用于以下三个方面:①加大对林业建设的财政投入,20多年来,中央财政先后设立了生态型国有林场和国有苗圃补助费、林业病虫害防治补助费、森林防火补助费、飞播造林补助费、四大防护林体系建设补助费等专项资金,地方财政也投入了大量资金支持群众性植树造林。②支持水土保持和水资源的合理开发利用,据统计,1991-1999年,各级财政用于支持水土保持的资金累计近46亿元,重点支持了以大流域治理为骨干、以小流域治理为单元的综合治理工程,有力地促进了水土保持工作的开展。③实施财政倾斜政策发展生态农业,经过多年来的努

力,全国目前已有 2000 多个不同类型和不同规模的生态农业试点县(基地),有 7 个生态村(场)被联合国授予“全球环保 500 佳”的称号,成为世界可持续农业发展的成功模式^[55]。

随着我国经济的快速发展和人民生活的不断改善,林业的地位越来越受到普遍的关注。据统计,中央用于林业的总支出由 1996 年的 7 亿元增加至 2002 年的 302 亿元,重点用于以下几个方面:① 支持实施天然林保护工程,切实保护好重点森林资源,为确保工程的顺利实施国家从 2000 年到 2010 年总投入达到 968 亿元。② 支持开展退耕还林还草工程,治理水土流失。截至 2002 年底,中央共拨付退耕还林还草工程资金 221.99 亿元。③ 支持开展防沙治沙工程,提高林草植被覆盖率。据统计,1992 年-2002 年底中央财政安排贴息资金约 3.2 亿元,引导银行贷款约 60 亿元,累计完成荒漠化治理面积 800 多万 hm^2 。④ 探索和建立森林生态效益补偿机制,对生态公益林实施有效的保护。2001 年初,中央财政预算安排 10 亿元,选择河北、湖南、广西等 11 个省(区)的 0.13 亿 hm^2 公益林为试点建立健全重点防护林、特种用途林保护和管理模式。⑤ 支持开展农村小型生态设施建设,改善农村生态环境,促进农村小康社会建设。自 2001 年起中央财政专项安排 1 亿元资金用于支持开展农村小型生态设施建设。西部大开发实施以来政府在西部地区生态保护的投入已达 1,100 多亿元^[56]。

5) 政府在生态环境意识培养与教育

公民的环境意识是推进生态环境保护和建设工作的重要基础。从娃娃开始培养环境意识,在广大青少年中开展持久的生态环境教育,把生态环境知识列为中小学的课程内容。加强环保宣传和示范工作,在全社会营造良好的爱护环境、建设环境、保护环境的气氛。首先,要在人民心目中树立崇尚自然、热爱生态的道德情操。其次,应发挥公众对环境保护的监督作用,尤其是发挥社区在企业环境保护方面的作用。再次,要重视勤俭节约的传统美德,因为从生态平衡来分析,盲目追求高消费会给有限的自然资源造成极大的浪费^[57]。

利用各种渠道和方式比如报刊、杂志、广播、电影和网络等等对公务员、工商业主和公民进行环保知识教育和普及,培育公众关注环境的意识,把生态知识纳入大中小学的日常教学当中,鼓励公众对违规的单位企业进行举报,增加公众在保护环境方面的话语权,充分发挥公众的监督职能^[58]。

2 生态环境建设中政府实施管理的生态学基础

在任何国家或地域,政府实施的生态环境建设的客体是由生物群落及非生物自然因素组成的、具有一定生态关系构成的各种生态系统。这些生态系统又是主要以森林、草地、湿地等自然生态系统为主体,尽管多半情况下由于人为的长期利用或干扰造成了自然生态系统处于不同的演替阶段或形态。对于自然生态系统的性质、结构变化,以及功能过程,特别是以上这些特征对人为或自然因素的反应与适应变化规律的认识,有助于从自然生态过程的本质入手,解决生态环境建设过程中的主要或关键问题。

2.1 生态系统的尺度与管理

自然生态系统包括生物体及其生存的环境,二者执行统一整体单元的功能。森林、池塘、河流、牧场、山脉甚至整个行星都是一个生态系统。尺度(scale)一般指观察或研究对象(物体或过程)的空间分辨率和时间单位,它标志着对所研究对象细节的了解水平,在生态学中,尺度是指所研究生态系统的面积大小(空间尺度)或其动态变化的时间间隔(时间尺度)^[59,60]。生态系统的一个重要特征是具有时空多尺度性,它们在不同的尺度下具有不同的特征。由于外界环境变化的随机性、生态系统与环境之间反馈关系的复杂性、生态系统变化机理的不明确性、基于生态模型在预测生态系统演化趋势时存在的较大不确定性等原因,导致生态系统的研究和管理对时空尺度同样具有极强的依赖性^[61]。因此,在不同时空尺度下对生态系统进行分析,研究生态系统演替、景观格局变化、生态系统经营管理措施等方面的内容是十分必要的。

等级系统理论(Hierarchy Theory)认为生态系统往往具有等级形式,生态系统的不同等级是由不同的子系统(或称整体元,holon)组成的。一个复杂的生态系统由相互关联的子系统组成,子系统又由各自的子系统组成,以此类推,直到最低的等级。子系统具有两面性或双向性,即相对于其低等级表现出整体特征,而对其高等级则表现出从属组分的受制约特性,使得高等级的生态学过程(如全球植被变化)表现出对低等级的约束作用,如规定边界条件。不同等级所对应的时间和空间尺度各不相同,随着等级的增高,其时间尺度和空间尺度增大,生态系统自身越来越呈现出高概括的特点。

2.1.1 生态系统的的时间尺度

自然生态系统与外部环境间有着频繁的物质和能量交换,其特定的时空结构是外部环境和系统内部自组织过程的共同作用下,以某种特定的规则组织起来而形成的,表现为特定的形态、状态和功能。在不同的时间尺度上,外界驱动力和系统内部自组织过程存在的差异导致系统的组织规则也有所不同。在大时间尺度上生态系统的组织规则在系

统结构、状态、功能等方面的表现对生态系统的宏观结构（如植被的分带性）起着决定作用，例如，干旱内陆河流域从上游到下游呈现出的山区森林→山前绿洲→荒漠草原的宏观分带性就是生态系统大时间尺度作用的具体表现。大时间尺度的外界作用源于那些区域性环境要素（如区域地质背景、气候等），这些区域性环境要素通常波动性较小，具有长期缓慢变化的特点。

中、小时间尺度的外界作用和系统局域自组织能力的综合作用表现主要塑造了生态系统的精细内部结构，与生态系统的具体状态有关。例如，草地生态系统中不同地域内植物物种所表现的随机分布特点就是中、小时间尺度作用的结果。温度、降水、蒸发、风力等气象要素和采伐、放牧、水资源开发利用等人类活动都属于系统外部作用范畴，这些局域性生态因子通常变化较快、不断波动、空间差异较大，具有随机分布的特点。

生态系统大时间尺度的作用于中、小时间尺度作用间具有非对称关系。大时间尺度下的长程作用支配中、小时间尺度下的中短程作用，并为后者限定了具体的边界条件。自然生态系统中一些中小时间尺度下的作用虽然频繁变动，但始终围绕着大时间尺度的总体作用上下波动；反之，自然生态系统在中、小时间尺度下所发生的作用对系统自身的影响一般却难以向高等级渗透和传递，其作用效果在大时间尺度效应中也往往不容易被识别。例如，干旱区生态系统受干旱缺水的气候背景长期制约，中、小尺度上环境条件的短时变动（例如小范围和低强度的放牧干扰、短期降雨量的增多等）通常只能引起生态系统结构的局部调整，例如，植被小斑块的此消彼长、草地的收缩与扩张等，而从大时间尺度来看，绿洲与荒漠对立、分异的宏观格局并不会因此而发生根本性改变。

生态系统的演化是大时间尺度下长程作用的变化和中、小时间尺度下中短程作用的变化共同作用的结果，但在生态系统的演化过程中两者所起的作用不同：长程作用的变化决定着系统在大时间尺度上的演化趋势，而中、短程作用的变化造成生态系统的短周期波动。在两者共同作用下，生态系统的演化通常是短周期波动和长周期趋势性变化的叠加。长程作用变化的结果（即生态系统演化的长程效应）表现为系统宏观格局的改变，如植被分带性的变化；生态系统演化的中、短程效应则表现为系统局部细节的短时波动，如各类植被斑块空间分布格局的复杂变化，群落的演替等。

2.1.2 生态系统的空间尺度

生态系统不同层次上都存在着自组织过程，系统的各个等级（从生物大分子→细胞→器官→有机个体→种群→群落→生态系统→景观→生物圈）是不同空间尺度下自组织过程的作用结果。事实上，任何一个生态系统都从属于更大的系统，随着等级的增大，系统的“从属”特点逐渐凸显。在生态系统等级理论的相关研究中，多是基于所谓的“系统可分解性”进行的等级划分，其标准包括过程速率（如周期、频率和反应时间等）、功能和其它特征上表现出来的边界或表面行为（如植被空间分布、动物体重空间分布、食物链关系及景观中不同类型斑块的边界等）^[62-64]。这些都是基于系统的状态（行为和特征）、形态及功能在不同尺度域内的差异进行等级的划分。

生态系统是按照系统各要素特点、联系方式、功能的共性、尺度大小以致能量变化范围等多方面特点划分的等级体系(图 2-1)。生物圈是最大的生态系统,是个多层次的独立体系。一般可以分为十一个层级,即全球(生物圈, biosphere)、区域(生物群系, biome)、景观(landscape)、生态系统(ecosystem)、群落(community)、种群(population)、个体(organism)、组织(tissue)、细胞(cell)、基因(gene)、分子(molecular)。

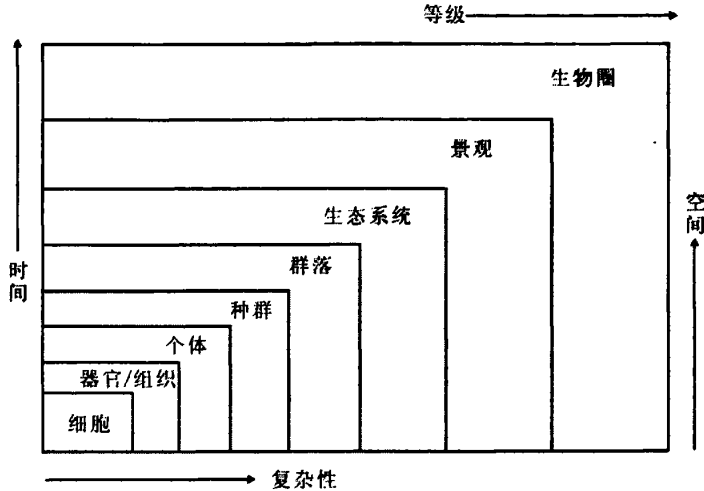


图 2-1 生态系统的层级(蔡晓明, 2000)

层级系统中首先可以划分为个体以上水平的宏观及其以下的微观;其次又可以划分为经济性为主的区域或以生物为主的生态系统等。生态系统的层级系统具有结构和功能的双重性。结构上层级是重要而明显的。纵向的可构成垂直层级系统;横向的同一层级可构成平行并列系统;纵横交叉的网络系统由可构成各种立式交叉的组织等。

虽然生态系统的多重分形结构是客观存在的,但能否观察到这种结构则取决于研究对象的空间大小及计算时所选尺度范围的大小。生态系统管理是一种依据尺度而定的方法,许多显著的生物学响应和累计效应在大尺度下比小尺度下更加明显,因此,在合适的尺度下构架问题和解决方案都十分重要。对于某一特定系统(空间范围不变),如果尺度的变动范围较小,则在该尺度范围内植被空间格局表现为单重分形结构;如果所选尺度范围足够大(如从植物个体到植被带),则可以观察到植被格局的多重分形结构。理论上,空间尺度范围的下限可选无穷小,上限可取得与研究区大小相同(这时整个研究区被视为同质的)。但在通常情况下,空间尺度范围的下限不会选无穷小,因为植物个体是植被格局的最低等级,如果最小空间尺度选得太小(远小于植物个体),分辨出的则不是单个植物,而是植物的器官或组织。同时,尺度范围下限的选取也受客观条件的限制,较大的研究区域内最小空间尺度难以选取太低。例如,很难在几千到几万平方公里区域内以单株植物为单位进行植被格局调查。

2.1.3 时空尺度的转换

实际上, 自然现象和过程的空间尺度和时间尺度是紧密相关的。特定空间尺度内的生态实体都有一定的形成演化过程, 从而也就与特定的时间尺度相对应。因此, 在生态学研究把二者(时空尺度)结合起来能够更充分地获取研究对象的信息, 也更有助于揭示和把握其规律性。现代时空观认为空间与时间密切相关, 它们构成了一个整体的四维对象。“关于时间的任何一种观测, 最终都归结为某种空间模式的识别”^[65]。一些生态学研究也发现依赖于空间尺度的生态格局和依赖于时间尺度的生态过程具有对称关系。在中、小空间尺度上, 生态格局的变化是长周期和中、短程周期生态学过程共同作用的结果。由于小空间尺度上分辨率较高, 系统局部细节的变化能够被识别, 并且在短时局部干扰的影响下, 这种局部细节的变化非常频繁, 因此短周期的生态学过程更为凸显; 而在大空间尺度上, 空间分辨率较低, 概括化程度较高, 系统的细节变化被忽略, 长周期生态学过程的作用更为显著。

空间和时间的上述关系为研究长程作用及其效应提供了一种全新的思路, 即不依赖于时间长度而是靠空间尺度的扩大来识别长程作用及其效应, 这种处理方法通过采用降低空间分辨率(大空间尺度)减少对问题细节的考虑, 从更大的空间尺度上对生态系统空间格局的变化进行考察。随着空间分辨率的降低, 概括化程度越来越高, 中、短程效应逐渐被过滤掉, 剩下的就是生态系统趋势性变化的信息, 即大空间尺度上生态系统的组织规则对应的就是生态系统的大时间尺度的作用。如果试图成功地对生态系统进行管理必须把生态系统置于一个合理的时空尺度范围, 充分考虑该生态系统所处的地理状况、气候特征、生态特点和空间异质性, 找出影响生态系统服务功能的各种影响因素, 筛选出必要的因子作为评估时的变量或参数, 这正是目前的相关研究中缺乏的或者不足的。

2.2 对生态系统的干扰

2.2.1 生态系统的自然演替

动态变化是生态系统的一个基本特征。生态系统的变化根据时间尺度的不同通常被分为 3 种类型: ① 物理环境的长时间变化, 例如, 冰期的进退(宏时间尺度), ② 生物的进化(大时间尺度), ③ 演替(中小时间尺度)。演替是生态学中最重要的概念之一, 关于演替的许多讨论都假设演替是群落的特征, 对系统整体性的研究可追溯到经典的营养动力学概念。从营养动力学角度, 将生态系统的概念应用到演替研究中, 把演替定义为生态系统的发展过程, 即通过生物与环境及生物之间相互作用逐渐朝向相对稳定的发展过程。一些研究提出演替是以生态系统为基础的现象, 使得对演替规律的研究进入更为宏观的生态系统水平。生态系统演替是指在特定的地段, 一个生态系统依次被另外一个生态系统所取代的过程, 其实质上是系统自身发育和外界环境因素综合作用的结果。生态系统的演替区别于植物群落的演替是, 前者缺少明显阶段性特点, 因为尽管生态系统的生物部分具有明显的阶段性, 但环境部分的阶段性并不明显^[66,67]。

生态系统演替是与人类经济活动紧密相连,因此,充分利用生态系统的演替规律是合理经营和利用一切自然资源的理论基础之一^[68],Odum 等人(1987)^[69]认为“生态演替的原理同人与自然之间的关系密切相关,是解决当代人类环境危机的基础”。因此,演替研究有助于对自然生态系统和人工生态系统进行有效地控制和管理,并且可指导退化生态系统恢复和重建,促进其可持续发展^[69],关于演替的规律性和方向性也因此一直是生态学家争论的焦点^[70-72]。

数年来,尽管生态学家相继提出了各种各样的演替理论和假说,但是,由于地域限制等原因,迄今为止还没有一个统一的演替理论或模式。目前关于演替理论的研究大致分为两个阶段:传统演替理论与现代演替理论。对演替这个不断发展的动态过程的最终相对稳定阶段的认识不外乎三种顶极理论(Climax Theory):单元顶极、多元顶极和顶极格局理论,三者共同形成了传统演替理论的体系^[73]。Clements 演替顶极理论认为到达稳定阶段的植被就是和当地气候条件保持协调和平衡的植被,这个演替的终点即为演替顶极(successional climax)。演替可以从千差万别的地境上开始,先锋群落可能极不相同,但是在演替过程中植物群落间的差异会逐渐缩小并趋向一致,发展成为一个相对稳定的演替顶极。顶极群落是经过单向变化而达到稳定状态的群落,而顶极群落在时间上的变化和空间上的分布都是和生境相适应的。演替顶极理论在演替研究中占有重要的地位,尤其是在演替的初期发挥了积极作用,其基本思想仍然对生态学领域产生很大的影响。至今,顶极群落理论在大力控制撂荒地的演替、农田肥力变化、人工模拟群落结构、农田杂草防除等方面均有重要意义^[74]。随着科技的发展,演替理论又有了很大的丰富和发展,张德全等(2002)^[75]根据时间、空间和信息三位一体的思想提出生态演替螺旋式上升理论。

生态系统演替理论最重要的方面是对生态系统整体性的认识,它着眼于整个生态系统的动态特征,并试图解释整体现象是怎样由较低的水平现象相互作用而产生的。由于研究对象、研究手段和研究模式等多种原因的限制,传统的生态系统演替和动态的研究较多地集中在变化的时间序列上。事实上生态系统演替不仅仅是在时间序列上的替代过程,而且也是生态系统在空间上的动态演变,它包括空间演替系列和时间演替系列两种类型。近年来,现代演替理论的研究更注重探讨演替机制^[76,77],以及演替过程中时空格局的变化,强调随机因子在环境中的重要性。我国对生态系统的演替研究多集中在森林和草地生态系统演替两方面,在演替机制上研究多集中在草原生态系统的退化和恢复演替机制^[78]。主要可归结为放牧动物对土壤的物理作用、放牧对土壤养分的影响^[79];群落生产力的大幅下降和优势种的更替^[80];植物个体特征的变化可以确证退化过程中反映演替机理的主要现象^[81]。

Clements 认为生态系统是一个生命个体,具有健康和不健康的属性。所谓退化生态系统其本质是植物群落在各种因素的干扰和破坏之下所发生的退化演替。很多外界因素影响生态系统的演替,理解和掌握系统的演化行为、机制和发展趋势,可以更好地维持生态系统的健康发展,避免生态系统的退化。干扰(disturbance)是导致一个群落或生

态系统特征（诸如种类多样性、营养输出、生物量、垂直与水平结构等）超出其波动的正常范围的因子，干扰体系包括干扰的类型、频率、强度及时间等^[82]。干扰作为自然界中无时无处不在的一种现象常常被视为生态系统演替研究的重要因素之一。因为干扰的一个突出作用是导致生态系统中各类资源的改变和生态系统结构的重组，它是生态系统演替的外在驱动力。干扰破坏了生态系统的稳定性，形成生态系统结构和功能的破损，使生态系统处于一种过渡状态，造成其格局和过程的变化。干扰对生态环境的影响有利有弊，不仅取决于干扰本身性质，还取决于干扰作用的客体。适度的干扰可以促进生物多样性和生物资源的保护，但是，高强度、大面积和长时间的干扰往往造成生态系统严重的退化。

干扰主要具有以下一些特点：① 多重性；② 生态影响的相对性；③ 明显的尺度性；④ 是对生态演替过程的再调节；⑤ 是自然生态系统中不协调的现象；⑥ 时空尺度的广泛性^[79]。由于干扰存在于自然界的各个方面，是在不同时空尺度上偶然发生的不可预知的事件，直接影响着生态系统的结构和功能演替，因此研究不同尺度干扰所产生的生态效应十分重要，研究干扰的性质、生态效应、有利的适度规模以及与人类活动的关系具有重要意义。

2.2.2 生态系统的自然干扰过程

常见的作用于生态系统的干扰因子包括火干扰、放牧、土壤物理及化学干扰、践踏、外来种入侵、洪水泛滥、森林采伐、矿山开发、道路建设和旅游等。概括来说，干扰按照产生来源可以分为自然干扰和人为干扰两种类型。其中，自然干扰指无人活动介入的在自然环境条件下发生的干扰，例如，火、风暴、火山爆发、地壳运动、洪水泛滥、病虫害等；这些干扰活动可以调节生态演替过程，在自然干扰的作用下生态系统的演替过程发生加速或倒退，它改变了生态系统演替的轨道，是生态系统演替过程中的一个不协调的小插曲。干扰的分布、频率、尺度、强度和出现的周期成为影响景观格局和生态过程的重要方面。一般来说，规模较小、强度较低的干扰发生频率较高，而规模较大、强度较高的干扰发生的周期较长。前者对生态系统的影响较小，而后者所产生的生态环境影响较大。但是，干扰具有明显的尺度性，自然界干扰的规模、频率、强度和季节性与时空尺度相关。由于研究尺度的差异，对干扰的理解及其影响作用的认识也有较大差异。最常见的例子如森林火灾干扰，若没有火灾的发生，森林经历从发育、生长、成熟一直到自然老化等不同阶段，这个过程要经过几年或几十年的发展，但是一旦发生森林火灾，大片林地被毁灭，森林发育不得不从头开始，可以说火灾导致了森林的演替的倒退。但从另一层含义上，又可以说火灾促进了森林系统的演替，使一些本该淘汰的树种加速退化，促进新的树种发育。干扰的这种属性具有较大的主观性，主要取决于人类如何认识森林的发育过程。再比如生态系统内部病虫害的发生，可能会影响到物种结构的变异，导致某些物种的消失或泛滥，对于种群来说，是一种严重的干扰行为，但由于对整个群落的生态特征没有产生影响，从生态系统的尺度，病虫害则不是干扰而是一种正

常的生态行为。同理,对于生态系统成为干扰的事件也可能在景观尺度上是一种正常的扰动。

另外,诸如全球变暖、地下水位下降、气候干旱化等自然环境影响都可能导致地球表面许多草地、林地不可避免地发生退化。但由于乔木、灌木和草本植物生理生活习性的不同,这些植物群落的抗干扰能力和自组织过程存在着差异,草本植物群落对外界环境的变化反应敏感,外界环境要素的波动变化对草地的影响最为显著。一方面从生理生活习性上看,草本植物受短时环境的波动影响较大。草本植物的根系主要位于地表—地下 0.4m 的范围内,该深度范围的上界面与大气相接触,受地表环境中太阳辐射、降水、蒸发的短时波动的影响,水分、盐分、温度等要素的波动频率和幅度较大,使得草本植物群落结构的年季变动较大。另外,雨季的提前或推迟、降雨量的增加或减少等都会造成地境浅层土壤水分的波动,影响到草本植物的数量、生产量和分布范围^[83]。另一方面,草本植物的生命周期短、繁殖速度快,在不利的环境条件下能以种子形式贮存于土壤中,一旦出现生境条件适宜的时期,可迅速完成从种子萌发、生长、开花到结实的全过程。因此,草本植物群落的弹性和回复力也较强,一旦外界环境条件转好,其数量和生物量仍可回复原有规模^[84]。这就使得草地对外界环境变化的反应要比乔木林和灌木林敏感得多,会随生境质量的恶化或好转而及时收缩或扩张。

2.2.3 生态系统的人为干扰过程

人为干扰是在人类有目的行为指导下,对自然进行的改造或生态建设,如烧荒种地、森林砍伐、放牧、农田施肥、修建大坝、道路、土地利用结构改变等。从人类角度出发,人类活动仅仅是一种生产活动,但对于自然生态系统来说,人类的所作所为均是一种干扰。自然的和人为的干扰引起的生态系统的对称性破缺,推动了系统的进化和演变,而且人类活动造成的人为干扰强度和规模往往都大于许多自然干扰。

许多研究表明,适度干扰下生态系统具有较高的物种多样性,在较低和较高频率的干扰作用下,生态系统中的物种多样性均趋于下降。这是因为在适度干扰作用下,生境受到不断的干扰,一些新的物种或外来物种,尚未完成发育就又受到干扰,这样在群落中新的优势种始终不能形成,从而保持了较高的物种多样性。在频率较低的干扰条件下,由于生态系统的长期稳定发展,某些优势种会逐渐形成,而导致一些劣势种逐渐淘汰,从而造成物种多样性下降。例如草地上的人畜践踏干扰就存在这种特征。Kellner 与 Bosch (1992)^[85]认为半干旱草地植被的空间格局是由食草动物的选择性采食造成的。有人类历史以来放牧就是草地生态系统的一种重要人为干扰,它不仅可以直接改变草地的形态特征,而且还可以改变草地的生产力和草种结构^[86]。Milchunas 等人(1988)^[87]研究发现对于那些放牧历史较短的草原来说,放牧是一种严重干扰。因为原来的草种组成尚未适应放牧这种过程;而在有较长放牧历史的草原上放牧已经不再成为干扰,因为这种类型草原上的物种已经适应了动物放牧行为,对放牧这种干扰具有较强的适应能力,进一步放牧不会对其草原生态系统造成明显影响。相反那种缺少放牧历史的草场经常被一些

放牧适应性较差的草种所占据,因此对放牧干扰反映相对比较敏感。一些研究发现适度的放牧可以使草场保持较高的物种多样性,促进草地景观物质和养分的良性循环。在内蒙古呼伦贝尔盟的莫达木吉,对典型草原的实验观测表明,不同放牧半径或放牧强度下,植被的减少种、增加种和侵入种之间的比例有一定变化规律(图 2-2)。适度放牧对草原植被是有益的,可以使草群中豆科植物,如草木樨状黄芪(*Asteragalus melioides*)、新巴黄芪(*A. hsinbaticus*)等比例提高,其盖度由封育的 3%达到适度放牧的 15%,由此可以改善放牧草地的质量^[88]。因此,放牧也可以作为一种管理草场、提高物种多样性和草场生产力的有效手段^[89]。然而,放牧具有一定的针对性,对于某种物种是适宜的,对于其他物种也许不适宜。如何掌握放牧的规模和尺度成为生态学家研究的焦点。天然放牧草地中,草地微小斑块的形成与草地退化过程有着相同的推动力,这种作用力主要来自于放牧压力和草地鼠类活动两种外界干扰。

干扰的影响是复杂的,因而要求在研究干扰时,必须从综合角度和更高层次出发,研究各种干扰事件的不同影响。研究表明,对自然干扰的人为干涉的结果往往是适得其反,产生较多负面影响^[90,69]。例如,适度的火灾和洪水,在较大程度上可以促进生物多样性保护,但由于火灾和洪水常常会对人类活动造成巨大经济损失,因此,常常受到人类的直接干涉。这种行为可以说是人类对自然干扰的人为再干扰,其结果不仅仅是导致生物多样性减少,同样会导致经济、社会、文化等人文景观多样性的减少。

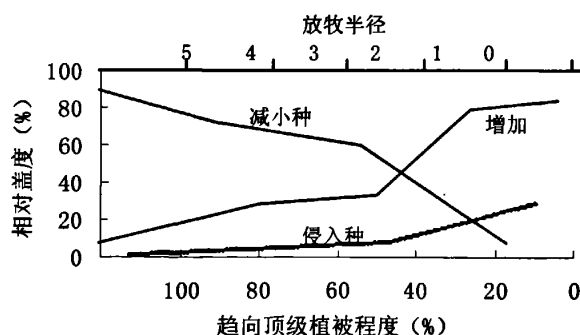


图 2-2 莫达木吉羊草草原的植被组成变化

2.3 生态系统的适应性管理

生态系统思想在探索经济可持续发展问题上逐渐显示出强大的方法论意义,因而其理论被认为是人类寻求解决当代重大社会问题的科学基础之一,是连接自然科学与社会科学的纽带,是人们认识和改造自然的一种系统方法论。在现代科学中正逐渐形成一种生态学范式,并具有某些后现代科学的特征。其核心的理论、方法与价值观念,正逐渐发挥出某种哲学方法论的作用。并不断冲击着经济学的传统体系,并深层关注人类的生存与发展的生态文明前景。

2.3.1 生态系统管理的概念

1988 年 Agee 和 Johnson 的《公园和野生地的生态系统管理》一书的出版,标志着生态系统管理学的诞生^[91]。传统的生态系统管理(ecosystem management)是运用多学科和整体论的研究方法,收集数据,建立模型,对可选择的方案进行评估,选择一个最适合的可持续发展蓝图。生态系统管理包含了一种对理解和发展特殊情况下可持续管理资源选择方案的聚焦^[92]。但是,目前对生态系统管理的认识已经突破了旧的理论范式,通常强调的是,生态系统管理是一种新的思维方式,而不是简单地对一个系统的管理^[93]。生态系统管理作为一种综合生态、经济和社会各方面的适应性的管理方式已经得到越来越多的政策制定者和管理者的认可。

迄今为止,尽管生态系统管理概念的提出已有 10 多年,但其定义和理论框架尚处在争议中。由于研究对象、目的和专业角度的不同,生态系统管理的定义也存在较大的差异,目前还没有形成统一的定义^[28,94]。美国生态学会生态系统管理特别委员会,在 1995 年的一份评价报告中比较全面和系统地阐述了生态系统管理的概念,指出生态系统管理是具有明确且可持续目标驱动的管理活动,由政策、协议和实践活动保证实施,并在对维持生态系统组成、结构和功能必要的生态相互作用和生态过程最佳认识的基础上从事研究和监测,以不断改进管理的适合性^[95]。

Crumbine (1994)^[65]通过对 1993 年 6 月以前发表在经同行评议的期刊上的关于生态系统管理的论文进行分析,总结其共性,确定了生态系统管理的 10 个基本内容,包括:用“系统”的观点看待生物多样性等级,寻求各等级之间的关联性;管理者必须超越行政的或政治的边界,在恰当尺度内界定生态边界;注重生态系统的完整性以保持生物多样性;增强生态学数据的研究和收集;管理者对行动的结果进行监测以对成败进行定量评价;适应性管理以应对不确定性,增强管理的灵活性;加强合作,包括管理机构间、与私人间等,综合考虑各种冲突;组织变化,包括结构和运行方式的简单和复杂的变化;承认人类根植于自然;人类的价值对于实现生态系统管理目标的重要性等^[96,97]。

2.3.2 生态系统适应性管理

由于在大的时间和空间尺度上很难进行重复性的试验,多数情况下也没有办法设置对照,这给管理研究带来了困难,同时也为将科学应用于管理设置了障碍。适应性管理提供了一个把科学有效地整合到生态系统管理中的途径,同时也提供了解决不确定性问题的可能。生态系统适应性管理是指在生态系统功能和社会需要两方面建立可测定的目标,通过控制性的科学管理、监测和调控管理活动来提高当前数据收集水平,以满足生态系统容量和社会需求方面的变化^[98],包括三个主要成分:清楚的目标说明、概念模型和决策框架^[99]。适应性管理有足够的弹性和适应能力,可以适应不断变化的生物物理环境和人类目标的变化,因而适应性管理可能是不确定性和知识不断积累条件下唯一的合乎逻辑的方法,它在生态系统可持续管理中具有重要的地位(图 2-3)^[100]。

适应性管理是基于 2 个前提：人类对于生态系统的理解是不完全的；管理行为的生物物理响应具有很高的不确定性^[101]。并且其具有以下几个特征：在一定程度上维持和修复生态系统的恢复力；明确承认并寻求利用不确定性；促进多学科合作；应用模型支持决策和合作；寻求各方的支持；进行生态系统监测，评估修复方案的影响；信息反馈^[102]。

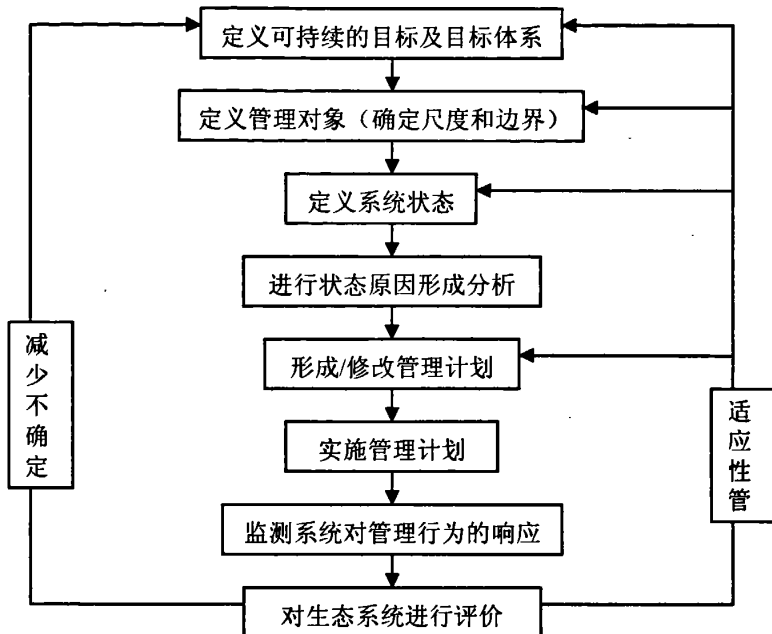


图 2-3 生态系统管理的科学框架（杨荣金等，2004）

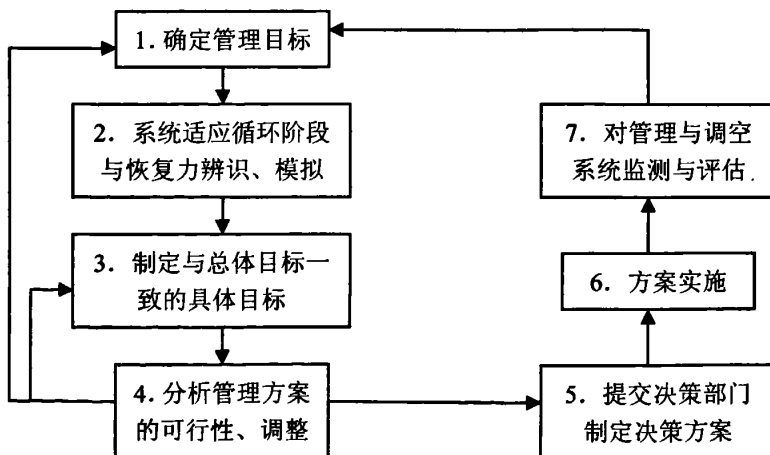


图 2-4 生态系统适应性管理过程框架（王文杰等，2007）

2.3.3 生态系统适应性管理主要框架途径

适应性生态系统管理的框架结构可划分为不同的阶段（图 2-5，通过各阶段的分步实施、调整，从而达到保持区域生态系统可持续发展，或新的演替条件下社会、经济、生态效用最大化的目标^[103]。

适应性管理的模型有多种，但一般都包括如下几个步骤：（1）成立一个各利益相关者参与的适应性管理小组；（2）明确需要解决的问题；（3）制定生态管理的目的和目标；（4）建立一个概念性模型；（5）对不同河流生态修复措施可能带来的影响进行假设推断；（6）根据管理目标，对工程措施和非工程措施进行设计；（7）制定监测计划，以便评价管理效果；（8）实施项目；（9）实施监测计划；（10）按照修复目标和假设进行项目的影响评价；（11）重新对问题、目标、概念性模型、措施和监测计划进行评价和调整。例如，图 2-5 典型的河流生态修复适应性管理方法示意图，包含了适应性管理的主要内容、各关键环节的相互联系及循环往复过程^[102]。

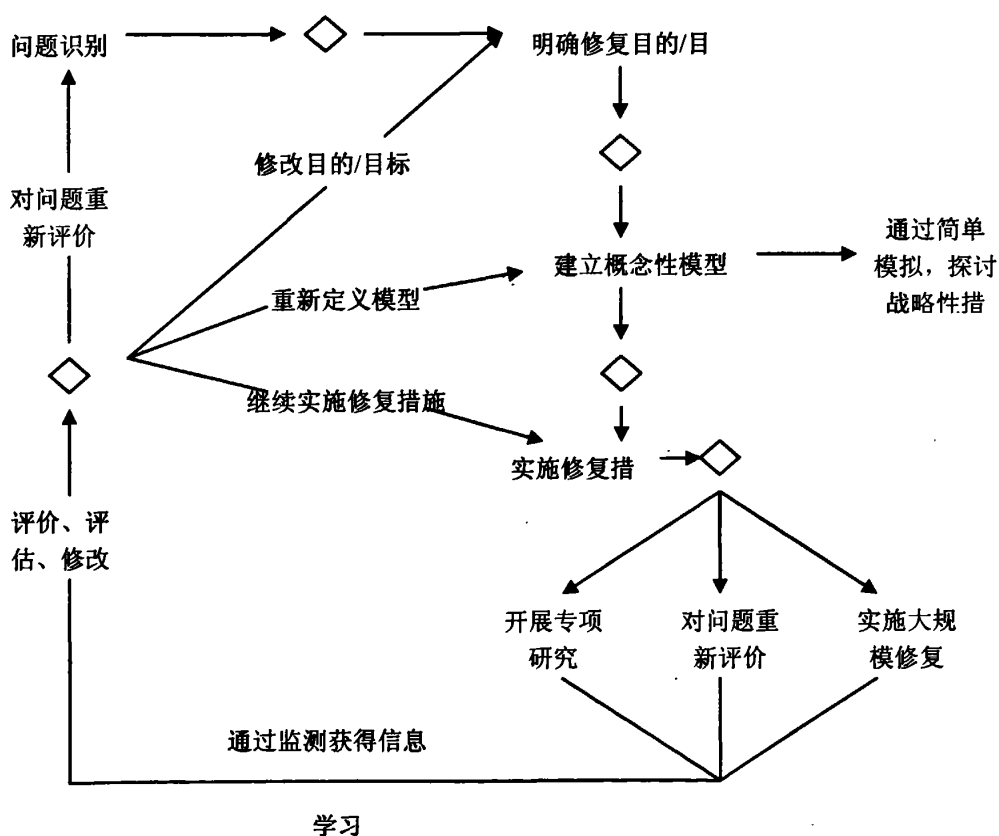


图 2-5 适应性管理方法示意图（孙东亚等，2007）

2.3.4 建立正确的生态系统管理技术

生态系统管理的目标和关键在于实现人与自然之间可持续的和谐发展^[104]，本质上就是维护系统的平衡，实现自然—人类—社会组成系统的协调发展^[105]。生态系统具有复杂的结构，其内部因素之间存在错综复杂的相互关系。不同的生态系统之间，甚至生态

系统内部,都具有相互冲突的“目标”。生态系统管理的思想是通过系统全局的观点来管理包括人类在内的生态系统,涉及到自然—人类—社会复合生态系统中各个层次的多个目标及其间错综复杂的相互作用关系。目前,新式生态系统管理体系作为一种综合生态、经济和社会各方面的适应性的管理方式,是一个实现和维持“目标”的过程,需要对多目标及其相互关系进行充分分析和描述,合理分配资源(指导资金、人力、材料、信息、知识等),充分发挥政府决策支持系统在生态系统管理中不可或缺的作用,通过相应技术方法使生态系统保持良好的状态。

草地生态系统是一个不断面临外界意外环境胁迫的动态变化系统。传统草原生态系统管理理论一直以草原趋向气候顶级群落演替为理论基础,并试图让草原保持在理论气候顶级群落的平衡和稳定状态。但是,这需从时空尺度的角度加以区别。从大时间尺度(千年)或大空间尺度(万平方公里)来看,气候确实是决定顶级群落形成的唯一主导因素。因此,当研究者放大研究尺度时就可以得出以单一气候因子为主的简单模型,有效地模拟出草地生态系统的变化。但近些年更符合决策尺度的进化观点不再认为生态系统是向着可预测的气候顶级群落演替,而是认为生态系统存在多个平衡态,是一个进化的、动态变化的生态系统,是由一个平衡态向另一个平衡态进行的适应性变化^[106-108]。草地生态系统的这种变化过程是非线性的,发生变化的时间是不确定的,同时导致变化的非人为外在因子在时空上是随机分布的。因此这样高度不确定的草地生态系统更需要根据现实情况收集数据、分析、设计方案,进而建立一个调整政策和管理措施的全新管理体系。

草地资源的保护与建设是一项艰巨而浩大的系统工程,以往的管理方法多是以“还原论”为指导,针对某一特定地区研究生态系统的某一部分,研究人类活动导致的影响,试图用“窥一斑而知全豹”来分析生态系统,在很多情况下还原论方法指导下的管理以外环境变化,出现新的管理危机而告终。最近几年提出的新的生态系统管理思想是非常适合草地生态系统管理的,将生态系统管理模式作为科研人员、政策决策者、管理人员、当地居民等各方交流的平台。我国学者也提出了一批适用于农田、草场、林地等类型的生态系统管理的实用技术和方法^[64,109]。总之,从生态系统管理的角度看,管理是解决目前草地资源危机的有效措施,是解决草地资源保护问题的长远和根本之计。从近些年我国草地资源及现有国情的实际情况看,目前我国对草原的资金投入能力有限,所以,对草地资源的保护无疑是最主要的。我国的草原生态建设必须坚持保护与建设并举、以保护为主的原则。政府应该通过加大对草地恢复等相关科学研究的支撑强度,尽快建立适合我国的草地生态系统管理模式,对草地资源进行有效保护,解决草地资源退化的现实问题。

针对于退化草地生态系统的主要管理对策包括:(a)封育。在退化程度较轻的草场中,封育可以使牧草得以休养生息并恢复土壤肥力;(b)选育优良牧草。植物种是组成群落的最基本成分,选择能适应当地气候的优良品种,以更新退化草地的劣质草种;(c)配置群落优化结构。依据恢复生态学和实验群落学的理论,配置优化结构的人工或半人

工群落，是退化草地恢复与重建的捷径和最有效的方法；(d) 综合治理退化草地。以退化天然草地为对象，通过松耙、群落配置、封育和施肥等调控策略，可使退化草地尽快得到恢复，并成为优化结构的半人工草场；(e) 综合防治鼠害。而且，为了改善草原生产性能、提高经营效益、优化牧场的整体生产结构，首先应该维持草地的生态平衡，阻止草地继续退化，使优化生产结构能够持续最大经营效益，这就要求家畜适度地利用可再生牧草资源，保持其生命活力。其次，优化生产结构提高牧场的经营效益。第三，优化生产结构，结合畜牧业生产实际，力求有实用价值。

3 政府支撑能力判定评价的生态学指标及途径

政府实施的生态环境建设的客体是森林、草地、湿地,农田等自然或人工生态系统,由于人为的长期利用或干扰造成了这些生态系统发生不同程度的变化,其变化包括生态系统的性质、组成结构,以及过程与功能的改变。生态系统的变化趋向如何是生态学家和管理者十分关心的问题。一般来说,无论生态系统受到何种人为或自然的作用,我们总是期望在一定范围内保持生态系统的健康(ecosystem health),这样才能维持生态系统的正常生物生产,实现各种生态功能。生态系统健康的表征包括多个方面,可以从生态系统的结构和功能特征的各种综合度量来判定。因此,政府在生态环境建设中的支撑能力也应该从生态系统健康的主要层面,包括各种综合度量来考虑。

3.1 生态系统健康的内涵

1998年D. J. Rapport^[25]等就系统地论述了生态系统健康的内涵。他们认为,生态系统健康是指一个生态系统所具有的稳定性和可持续性,即在时间上所具有的维持其组织结构、自我调节和对胁迫的恢复能力,并且认为,生态系统健康可以通过活力(vigor)、组织结构(organization)和恢复力(resilience)三个特征来定义。现代科学技术的飞速发展推动着全球经济的高速增长,人类活动已经极其显著地改变了地球的面貌,出现了一系列的全球性生态环境问题,例如,臭氧层的破坏、温室效应、生物多样性衰减、水土流失、土地荒漠化、资源耗竭和各种各样的环境污染等,这些已经严重影响到地球生命支持系统的稳定性和持续性,即生态系统的健康问题^[110]。

进行生态系统健康评价的目的正是为了生态恢复与管理,努力实现全球或区域生态环境的可持续性。生态恢复应以特定区域状况下可实现的最大自然性为依据,以近自然状态为其参考状态,以相对生态完整性为目标^[111]。因此,健康的生态系统不一定是原始的生态系统,但是,它必须是一个相对完整的生态系统,是具有复杂生境异质性特征的,是稳定和可持续的,即随时间的进程具有相当的活力并且能维持其组织性及自主性,在外界一定的胁迫下容易恢复。也就是说,生态系统的可持续性生态系统健康评价的基础^[112]。生态系统的健康与否依赖于其本身的组成结构、功能过程,以及其稳定性或持续性,特别是生态系统的这些方面在自然和人为干扰作用下的变化,因此,在考察或评价生态系统健康时,需要从上述方面综合考虑。

3.1.1 系统组成结构及多样性

生态系统组成结构是指,系统内各组成因素(如生物组分与非生物环境)在时空连续空间上的排列组合方式(如种群结构、植被地理)、相互作用形式以及相互联系规则

(如食物链、食物网、种间互作和协同进化等),简单地理解是生态系统构成要素的组织形式和秩序。生态系统功能是通过组成生态系统的生物种类之间及其与环境因子之间的相互作用过程来实现的。因而,生态系统的物种组成、物种之间及其与环境因子之间的相互作用决定生态系统的性质、结构和功能。

生物多样性是生态系统组成结构的最重要特征之一。生物多样性是指生物中的多样化和变异性以及物种生境的生态复杂性,也可定义为“多样化的生命实体群或级的特征”。生物多样性有三个水平:遗传多样性(genetic biodiversity)、物种多样性(species biodiversity)和生态系统多样性(ecosystem biodiversity)。

通常研究者主要考察物种多样性的变化问题,因为,生态系统中物种多样性与生态系统的功能过程密切相关。生态系统生产力水平是其功能的重要表现形式,而植物群落的生产力(即生态系统的初级生产力)是生态系统生产力的基础。因此,研究植物群落物种多样性与生态系统初级生产力的关系对于阐明植物多样性对生态系统功能的作用具有重要意义。达尔文(1872)^[113]指出共生物种的生态位多样化造成了群落的生态多样性,群落因此能够更高效地利用资源,形成更高的群落初级生产力。一些研究者发现,多样性的增加会导致作物种群更大的生产力、生态系统更高的营养保持能力以及更高的稳定性^[114]。生态学家试图在物种观测尺度建立一种能够联系生态系统稳定性与多样性的普适性理论^[115-118]。关于“多样性与稳定性关系”的讨论形成了两大阵营:一种认为物种多样性与生态系统稳定性之间不存在必然的联系^[119,120];另一种认为生态系统稳定性受到物种多样性的影响或控制^[121-123]。Tilman 等人在 Cedar Creek 草原上历时 10 年的研究表明,生态系统内的多样性与植物群落的稳定性呈正相关性^[124]。近年来的研究在总体意义上说,支持物种的多样性(丰富度)会导致生态系统稳定性的提高。多数实验结果也表明,生物多样性导致更高的群落生产力、更高的系统稳定性和更高的抗入侵能力^[124-128]。然而,也有一些观点认为,决定生态系统生产力的主要因素是物种组成,而不是物种多样性(丰富度)^[129],或者相对来说,优势种对生态系统生产力的控制作用更为显著^[130]。总之可以认为,生态系统内多样性与生态系统的稳定性呈正相关。群落水平的稳定性既依赖于物种或功能群丰富度对条件变化的不同反应,还依赖于对稳定性有重要作用的关键物种。现在,生态学家们更加细致地探讨物种多样性对系统生产力和稳定性的影响及其作用机制。

3.1.2 生态学过程及功能

生态系统是一个具有自组织能力的系统,它通过有效地降解总的系统输入能,建立高度组织化的结构这一内在机制来保证生态系统的正常演替。从演替方向来看,生态系统总是朝着最大程度地降解总的输入能,形成具有获取最大序化能或信息积累量或最大系统负熵(negentropy)的组织结构方向演进^[131]。从理论上讲,一个生态系统的进化或演替能力取决于其组份(物种)、结构和功能,充分利用它所面临的各种外界环境压力或胁迫的潜在的和显现的能动性,尤其涉及到系统在其过去或历史的演替中对适应和改

造环境经验或信息的学习和继承的能力，自然选择作用会促进这一能力的形成和发展。

生态系统功能是系统在相互作用中所呈现出来的属性，它表现了系统的功效。生态系统所具有的功能是支持系统存在的原因，它体现了生态系统的目的性。一旦其功能丧失，该生态系统也就失去了它存在的意义^[132]。生态系统的功能可从系统的内部和外部两个方面来考察，从系统的内部来看，是各个子系统以及各个要素结合起来以达到的共同目的；从外部来看，是母系统（更高层次的系统）对于子系统的要求作为生态系统总体功能，尤其与人类生存发展密切相关的功能，主要表现为它的经济功能（价值和环境服务功能）。能量流动、物质循环和信息传递被称为生态系统的三大功能。以植被光合作用为基础的生态系统生产力不仅是表征生态系统为人类生存提供直接或间接产品的能力的经济指标，同时，也是反映生态系统水热平衡和物质循环状况的关键变量，可作为表征生态系统结构与功能状况、系统对自然环境胁迫和人为干扰胁迫应答的综合性生态学指标。例如，在我国北方半湿润农区与干旱、半干旱的农牧交错带（以种植业为主的农田生态系统和以放牧家畜为主的草地生态系统复合而成），不同的生态系统耦合后，其物质、能量及信息流量和流速均加大，加之边际效应等因素，都可能使得系统的功能和效能成倍乃至数十倍地放大^[133]。但实际上，农牧交错带的农牧复合生态系统却常常因不合理的土地利用方式（滥垦、过牧和樵采等）而受到损害，这种复合生态系统受到的干扰已经远远超过了自然生态系统自身的调节能力，系统本身功能或耦合效应削弱，甚至丧失，随之而来的便是气候干旱化、土壤退化和生产力下降^[113,134]。针对农牧交错带这样一个特定的生态脆弱系统，已有一些对其发生演变起主导作用的人类干预的生态实质进行的研究，预测其发展的不同方向及相应的机制，以及退化的抑制和生态恢复的基本途径的科学问题，这将有助于生态系统健康（生态环境质量）的总体改善。

3.1.3 生态系统的持续性

生态系统可持续性（sustainability of ecosystem）是指生态系统持久地维持或支持其内在组份、组织结构和功能动态健康及其进化发展的潜在和显在能动性的总和。它是由生态整合性、自维持活力、自调节力和自组织力所构成的一个四元能力体系。生态系统持续性是由系统自身的组份、结构和功能动态来体现的。在一定生态条件下，生态系统持续性一般是指其系统水平意义上的持续性，而非组份或某一系统属性的持续性，由于外部环境干扰或胁迫，生态系统的组份或某一属性常常会受到损失甚至根本破坏，而作为一个整体而存在的生态系统却可能仍然会长期进化或发展下去。

近年来可持续性已成为生态学者密切关注的论题^[111]，大量关于“可持续性”或“可持续发展”的讨论出现在生态、经济以及社会等学科文献中。这些讨论主要从人类发展和资源管理意义上展开，一般都可将可持续性作为生态系统管理的目标，而对生态系统持续性的内在机理研究不够。事实上，可持续性生态系统内在性（internality）的构成部分，从生态系统内部动态去探讨其持续性问题具有重要的生态学意义。一般来讲，“可持续性”是指某一客观事物可以持久或无限地维持或支持下去的能力。从动态意义上看，

意味着持久或无限地维持或支持一个系统健康生存和发展的能力。生态系统在同其周围环境的相互作用过程中,存在两种基本的可能性:一是难以适应或不能抵抗环境变化的干扰而退化甚至消亡,意味着系统健康受到削弱或者破坏,使系统难以持续或不能持续;二是吸收和创造性地适应环境干扰或胁迫并改善和优化自身的结构与功能,意味着系统与环境的相互作用最终会促进系统健康和发展而不是退化或消亡(但在一定程度内的涨落也是存在的)。生态系统健康就是其组份、结构和功能三者的完整存在和正常运转;而生态系统发展就是这三者在量和质上的增长,因此,生态系统组份、结构(或组织)与功能动态的健康与发展构成了系统可持续性的基本属性。据此,可以给生态系统可持续性下一个完整的定义:生态系统持久地维持或支持其内在组份、组织结构和功能动态健康及其进化发展的潜在和显在的能动性的总和称为生态系统可持续性。

生态系统可持续性的两个基本属性(生存健康和发展进化)根基于其组份、组织结构和功能动态。其中动态的健康可以用生态整合性、自维持活力以及自调节力来衡量;而其进化发展则可以由系统的自组织力来衡量。因此,生态系统可持续性由生态整合性、自维持活力、自调节力和自组织力4个内在的能力要素构成,这一四元构架体系反映了一个可持续生态系统应具有的内在于组织结构的整体性、功能过程的联结性、在同外界环境的相互作用过程中,对物质能量、信息的汲取与利用能力,自我控制机制和自我进化或自我发展能力。

3.2 政府支撑能力判定的生态学评价途径

3.2.1 生态系统的生产力

生态系统的生产能力是一切生态系统存在的最基本的物质基础,失去了生产能力,生态系统也不复存在。一般而言,生态系统的生产能力可以用净初级生产力(net primary productivity, NPP)和净生态系统生产力(net ecosystem production, NEP)来描述。生态系统的生产力水平越高,提供给生态系统的食物越多,其可维持的食物链就越长,这样就可维持较高的生物多样性,也保证了生态系统的稳定性。因此生产力较大程度地反映了系统的活力和稳定性。

早期生态学家们经常使用净初级生产力的概念。NPP是从光合作用所产生的有机质总量中扣除自养呼吸后的剩余部分(下式),是表示植被活动的主要变量也是陆地生态系统中物质与能量运转研究的基础,同时也是导致大气CO₂浓度季节变化的主要原因。NPP与异养物呼吸速率的平衡(即净生态系统生产力NEP)决定了是否有生物圈对过量大气CO₂的累积,可以认为NPP是指征生态系统变化的主要生物量指标。NPP作为地表碳循环的重要组成部分,不仅直接反映了植被群落在自然环境条件下的生产能力,表征陆地生态系统的质量状况,而且是判定生态系统碳源/碳汇和调节生态过程的主要因子^[135],在全球变化及碳平衡中扮演着重要的作用。

$$NPP = GPP - R$$

式中, GPP为总初级生产力, R为呼吸所消耗的能量。

近些年又发展了一些具体的净初级生产力模型。这些净初级生产力模型包括统计模型和参数模型。例如,统计模型 Miami 模型和 Thornthwaite Memorial 模型,参数模型 CASA 模型。

Miami 模型是 H. Lieth 利用世界 5 大洲约 50 个地点可靠的自然植被 NPP 的实测资料 and 与之相匹配的年均气温及年均降水资料,根据最小二乘法建立的:

$$NPP_t = 3000 / (1 + e^{1.315 - 0.119t})$$

$$NPP_r = 3000 / (1 - e^{-0.000664r})$$

式中, NPP_t 及 NPP_r 分别根据年均温(t , $^{\circ}\text{C}$)及年降水(r , mm)求得($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)。根据 Liebig 最小因子定律,选择由温度和降水所计算出的自然植被 NPP 中的较低者即为某地的自然植被的 NPP)。

Thornthwaite Memorial 模型中,植被的 NPP 不仅与温度与降水作用有关,而且也与其它环境因子有关。为此, H. Lieth 采用 Thornthwaite 方法计算的实际蒸散及与 Miami 模型相同的 50 组生产力资料,根据最小二乘法建立了 Thornthwaite Memorial 模型:

$$NPP_E = 3000 (1 - e^{-0.0009695E})$$

式中, NPP_E 根据年实际蒸散 (E , mm) 求得 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)。

CASA 模型是 C. S. Potter 等 (1993) ^[136] 建立的基于光能利用率的陆地植被净第一性生产力全球估算。该模型主要由植被吸收的光合吸收有效辐射 (APAR) 和平均光利用效率 (ϵ) 两个变量确定。

$$NPP = APAR \times \epsilon$$

朴世龙等 (2001) ^[137] 在我国植被净第一性生产力及其时空变化的研究中,基于地理信息系统和卫星遥感技术,利用植被、气候和土壤等地面空间数据,应用 CASA 模型估算了 1982-1999 (除 1994) 年间我国植被年净第一性生产量及其时空变化 (图 3-1),即植被净第一性生产力主要由植被所吸收的光合有效辐射 (APAR) 与光能转化率 (ϵ) 两个变量来表示。

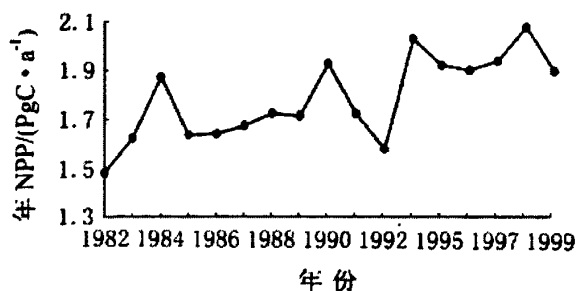


图 3-1 我国 1982-1999 年间植被年净第一性生产量及其时空变化 (朴世龙等, 2001)

后来,随着对全球变化的研究,生态学家们将对碳循环问题的研究逐渐发展到关注陆地生态系统碳的净吸收或排放上,进而在净初级生产力概念的基础上,提出并发展了净生态系统生产力的概念。陆地生态系统碳的净吸收或净排放被称为净生态系统生产

力。NEP 直接定性定量地描述陆地生态系统碳源的性质和能力，并且通过二氧化碳对气候系统直接产生影响。NEP 的计测通过下述公式：

$$NEP = NPP - HR$$

土壤异养呼吸量 (heterotrophic respiration, HR) 是土壤微生物分解过程中所有气态碳 (如 CO_2 、 CO 、 CH_4) 损失的总和。NPP 同 HR 的差值即为 NEP，如果不考虑其它自然和人为干扰如病虫害、火灾、森林砍伐和作物收获等条件影响，它可以代表生态系统与大气之间的净碳通量。

陶波等 (2006) ^[138] 应用高分辨率的气候数据库和生态系统过程模型，估计了 1981-2000 年期间中国陆地净生态系统生产力 (NEP) 的时空变化，分析了中国陆地碳汇的地域分布及其对气候变化的响应。他们利用最新的长白山 2003-2005 年通量观测数据，对模型进行了站点尺度的模拟和验证，结果表明，观测值和模拟值有较好的相关性，说明 CEVSA 模型能够模拟陆地生态系统在气候变化影响下的碳通量变化过程 (图 3-2)。

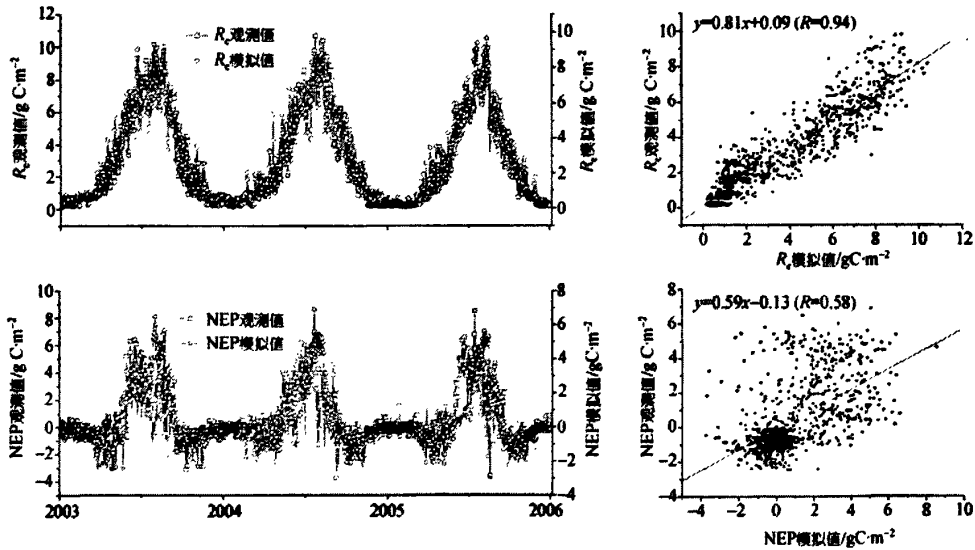


图 3-2 长白山站 2003-2005 年间生态系统呼吸 (R_e) 和 NEP 季节变化 (陶波等, 2006)

生态系统管理的最终目的是要获取可持续的最大化的生态功能，以植被光合呼吸作用为基础的生态系统生产力的形成和碳循环构成了生态系统的基础生态学过程。生态系统生产力不仅可以直接表征生态系统为人类提供产品服务的能力，同时它也是反映生态系统结构与功能状况的综合性生态学指标。

3.2.1 生物多样性

前以述及，生物多样性是生态系统组成结构的最重要特征之一，也是能够反映生态系统健康的直接指标之一。一般来说，生物多样性包含三个维度：(1) 丰富度 (species richness)，定义为群落或生境中物种数目的多寡 (区别于多度)，通常也称生物物种的多

样性或物种的丰富度；(2) 均匀度 (species evenness or equitability)，是指一个物种在群落或生境中全部物种个体数量的分配状况，反映各物种个体数目分配的均匀程度；异质性 (species heterogeneity)，异质性恰好与均匀度相反。

丰富度的具体测度有以下两种方法：

Gleason 指数

$$D = \frac{S}{\ln A}$$

Margalef 指数

$$D = S - 1 / \ln N$$

(其中：A 为单位面积，S 为群落的物种数目，N 为观察的个体总数)

均匀度的具体测度可以通过下述方法获得：

$$E = H / H_{\max}$$

(其中：H 为实际观察的种类多样性， $H_{\max}$ 为最大的种类多样性)

多样性指数是反映丰富度与均匀性的综合型指标，其测度包括：

Simpson 指数 = 随机取样的两个个体属于不同种的概率

= 1 - 随机取样的两个个体属于同种的概率

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s P_i^2$$

Shannon-Weiner 指数

$$H = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i$$

(其中：S 为物种数目， P_i 为种 i 的个体数占群落中总个体的比例)

对于不同空间尺度范围内，多样性测度通常分为 3 个范畴： α -多样性：在栖息地或群落中的物种多样性（计算方法如上所述）； β -多样性：为沿着某一环境梯度物种替代的程度或速率、物种周转率、生物变化速度等。既反映在地区尺度上物种组成沿着某个梯度从一个到另一个群落的变化率，还反映了不同群落物种组成差异；共有种越少， β -多样性越大； γ -多样性：反映在最广阔的地理尺度，指一个地区或许多地区内穿过一系列的群落的物种多样性。

生物多样性与草地（生态系统）健康密切相关。迄今几乎对世界的各类天然草地的生物多样性都有一定研究^[139,140]。在松嫩羊草草甸草原，随放牧强度改变的牧草丰富度变化（图 3-3）^[141]。放牧半径愈大，即与居民点越远，植物的丰富度呈上升趋势，丰富度反映了草群中植物随放牧强度的增大，丰富度减小，即植物种类数下降。事实上，在天然草原上，最先减少的植物种类首先是占优势的禾本科优良牧草。实验还表明，植物的丰富度虽然随放牧强度减小呈上升趋势，但是，在放牧半径增大到一定程度，即没有放牧干扰状态下，草原深处的植被常出现植物种类减少，景观一致的现象。可见，适度放牧对草地植物多样性的维持具有积极的意义。这一结论对提高与维持自然生态系统的

生物多样性, 以及合理利用草地, 实现系统持续较高的生产力也有重要的指导意义。事实上, 以上这种指导思想已经逐步渗透到草地的植被管理与放牧管理之中。

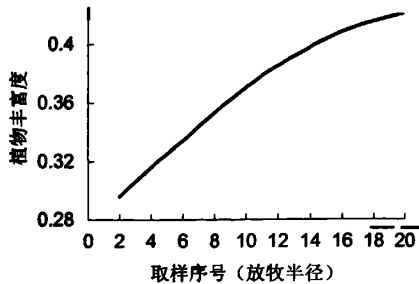


图 3-3 随放牧半径变化的植物丰富度

3.2.3 抗性和活力

健康的生态系统是稳定的和可持续发展的, 在时间和空间上能够维持它的组织结构和系统内部的功能。Haskell 等 (1992) ^[142] 认为生态系统健康和生态系统不受疾病困扰的条件是生态系统的稳定性和可持续性, 或者说生态系统是活跃的, 能保持自身的组织和自主性, 对压力等胁迫因子具有抵抗力和恢复力。当前, 生态系统健康评价或诊断多采用美国生态学家 Costanza 等 (1992) ^[142] 和 Rapport 等 (1998) ^[143] 提出的总称 VOR 指标: 活力 (vigor)、组织力 (organization) 和恢复力 (resilience) ^[143,144]。

根据这 3 项指标求出系统健康指数 (Health index):

$$HI = V \times O \times R$$

活力可由生态系统的生产力、新陈代谢等直接测量出来。Ulanowicz 用网络分析方法计算系统的总产量 (TST) 和净输入量 (NT), TST 指单位时间内生物个体在物质交换过程中物质转移量的简单相加:

$$TST = \sum_{i=0}^n \sum_{j=1}^{n-1} T_{ij}$$

(其中: 各元素 T_{ij} 表示组分从 i 行转移到 j 列的物质和能量交换)

组织力由多样性指数、网络分析获得的相互作用信息等参数表示:

$$I = \frac{\sum_{i,j} T_{ij}}{I \times \log(I \times I) \times I \times I \times I}$$

恢复力一般是由模拟模型计算, 例如, 林窗动态模型 (GAP)、生物地球化学循环模型 (CENTURY) 等。通过这些模型可估算出系统的恢复时间 (RT) 及可承受的最大胁迫 (MS) 及系统从一种状态转变为另一种状态的临界值。恢复力表示为 MS/RT ^[145]。

在草原生态系统中活力 (V)、组织力 (O) 和恢复力 (R) 所代表的具体内容和其测度方法如下: ① 活力代表草原的功能。草地生产力越高, 新陈代谢和物质循环越快,

活力就越高。一般可以用草原初级生产力来表示,通过直接测量获得。因此,活力是草原生态系统健康评价中最容易测定的指标。② 组织力是草地的结构,草地的组织结构越优化就越健康。组织结构指生态系统复杂性,通常随物种数量和种类及相互作用(比如共生、竞争)的复杂性增加而增大。而受放牧和割草等严重干扰的草原生态系统通常会出现物种丰富度降低,共生关系减弱以及外来种的入侵机会增加等症状。定量测定组织力的难度很大,应在系统的野外调查和长期的定位监测的基础上,通过网络分析和模型研究,系统分析草原生态系统多样性组成及各组分间的相互作用和依从关系,而且还包括它们与无机环境的相互作用。目前通过分析可定性或半定量化地给出系统组织的相对程度,可用 0-1 的数值表示。③ 恢复力既系统在外界压力消失的情况下逐步恢复的能力,是草地克服胁迫及反弹回复的速率。弹性越大恢复力越强,也可用 0-1 的数值定性表示。目前草原生态恢复力还不能完全定量化直接测定,一般只有在长期定位测定研究和计算机模型辅助下才能进行。

3.2.4 景观特征参数

景观 (landscape) 被认为是生态系统之上、区域之内的一个宽广部分,通过其结构与功能成分的相互连接而体现出空间异质性特征。景观不但可以作为认识和研究比物种、种群、群落或生态系统更大尺度的生态过程的框架,而且由于人类的经济、开发活动也是主要在景观层次上进行的,所以景观也是研究人类活动对环境影响的合适尺度。各种景观生态系统不仅为不同的生物物种提供繁衍生息的场所,而且还为生物进化及生物多样性的产生与形成提供了条件。在植被生长茂盛、植被分布较广的区域,有利于动植物的生存,可为生物提供较好的栖息环境。在陆地景观中,物种多样性还与斑块面积、年龄、景观异质性等特征有关。由于景观多样性与生物多样性存在密切关系,而作为景观格局的重要指标,景观多样性同时也反映了景观破碎化 (landscape pattern fragmentation) 程度。景观退化主要表现为景观的生态整体性和类型多样性 (景观中森林、草地等不同类型的丰富度和复杂度) 遭受破坏、景观结构破碎化、景观功能受损、生态风险增大以及审美价值降低等。景观破碎化是目前存在的一种普遍现象,是由于人为因素或其它非人为因素的干扰所导致的景观破碎分离并由简单趋向复杂的过程。它直接或间接影响着景观的结构、功能及其动态。景观破碎化的内涵即景观由单一、均质和连续的整体趋向于复杂、异质和不连续的斑块镶嵌体或嵌块^[146,147]。斑块是内部均一的,是构成景观的组成部分。斑块面积指数则是指景观中不同类型斑块的数量、大小以及斑块所占比例等方面的反映。景观破碎化直接反映了生态系统的健康程度。

景观破碎化分析一般采用景观破碎化指数进行定量分析。景观破碎化指数主要反映景观中嵌块体分离程度。通常采用斑块密度指数,最大斑块面积、平均斑块面积等反映破碎化状况;也可用斑块形状破碎化指数、生境面积破碎化指数反映破碎化状况。在景观尺度和景观斑块尺度上,除了斑块数目、斑块面积、平均斑块面积等基本系统参数外,主要采用以下指标:

(1) 斑块密度指数 PD (patch density) 斑块密度指数为研究区内斑块个数与面积的比值:

$$PD = \Sigma ni / A$$

式中, PD 表示斑块密度指数; Σni 表示研究区景观斑块总数或某景观斑块类型的斑块数目; A 表示研究区总面积或某景观斑块类型的面积。PD 值越大, 表明破碎化程度愈高。

(2) 廊道密度指数 CD (corridor density) 廊道景观在研究区单位面积的长度也是一种衡量景观破碎化程度的指数:

$$CD = L / A$$

式中, CD 表示廊道密度指数; L 为研究区廊道长度, A 为研究区的总面积。廊道除了作为流的通道外, 还是分割景观, 造成景观破碎化程度加深的动因。廊道密度指数 (CD) 以单位面积中廊道长度计算, CD 值愈大, 景观破碎化程度愈高。

(3) 斑块数破碎化指数 斑块数破碎化指数指景观被分割的破碎程度, 反映景观空间结构的复杂性。

$$FN_1 = (N_p - 1) / N_c$$

$$FN_2 = MPS(N_f - 1) / N_c$$

式中, FN_1 为整个研究区的景观破碎度指数; N_p 为景观斑块总数; N_c 为研究区的总面积与最小斑块面积的比值; FN_2 为某景观斑块类型的景观破碎度指数; MPS 为整个景观的平均斑块面积; N_f 为某景观斑块类型的斑块数目。 FN_1 与 $FN_2 \in (0, 1)$, 0 表示景观完全未被破坏, 1 表示景观被完全破坏。

(4) 斑块形状破碎化指数 斑块形状破碎化指数计测方法如下:

$$FS = 1 - \frac{1}{\sum_{i=1}^N SI(i) / N}$$

$$SI(i) = P(i) / 4 \sqrt{A(i)}$$

式中, FS 是景观类型斑块形状破碎化指数, N 是该景观类型的斑块数。SI(i) 是景观斑块 i 的形状指数, P(i) 是景观斑块 i 的周长。A(i) 是景观斑块 i 的面积。SI(i) 的计算是以正方形为标准的形状指数, 因为我们使用的数据是格栅化的, 即正方形斑块的形状指数为 1, 其他形状均大于 1。FS 的取值范围在 0-1 之间, 值越大表明景观中所研究斑块的空间形状越复杂, 反映了斑块数量(N)与形状 (SI(i)) 的组合状况。

郭明等 (2004) ^[148] 以 2 个时期的遥感图像所解译的土地利用数据为基本信息源, 基于 GIS 工具, 选用斑块密度、廊道密度、斑块破碎度、分离度和斑块面积变异系数 5 个指标对金塔绿洲的破碎化程度进行了分析。结果表明, 1990-2000 年, 金塔绿洲总体的景观破碎化程度轻微地降低。从景观类型上看, 基质的破碎化程度增强; 水浇地面积增大, 趋于集中分布, 破碎化程度降低; 城镇用地破碎度增加, 分离度减小。这些变化与人类开发利用活动的程度和方式有关, 体现了荒漠基质受人类影响而逐步形成的典型农业型绿洲的特点 (表 3-1、3-2, 图 3-4)。

表 3-1 金塔绿洲景观分类系统

代码	景观类型	含义
1	水浇地	使用一套固定的设施（渠、排水沟）可永久的或定期的灌溉的作物地，包括农田间的防护林
2	旱地	没有固定的灌溉设施，主要靠天然降水生长作物的耕地
3	林地	生长乔木、灌木的天然和人工林，不包括城镇厂矿内小面积的绿化用地和农田间地防护林
4	灌木林	灌丛、灌丛和林地的过度带。通常树或灌丛高度小于 3m，或高度大于 3m 而郁闭度小于 30%
5	园地	包括果园、菜地等
6	草地	用于放牧割草等为主的天然草场和人工种植或改良草场。包括盐化草甸草场、砾石及沙质戈壁荒漠草场、沙化草地，不包括灌木草场和灌草交界地带
7	城镇居民点用地	包括城乡居民点、工矿企业用地、交通用地和特殊用地
8	水域	天然形成或人工开挖的水体用地，包括河流、水渠、水库、湖泊、坑塘和水工建筑等
9	沙地	地表以沙为主，植被覆盖度 5%以下的土地，以活动沙丘为主，是景观生态严重退化的类型
10	裸土、裸岩与石砾地	基本无植被，以裸土、裸岩、戈壁石砾地为主，由自然风蚀或生态退化演变而成

表 3-2 金塔绿洲 1999 和 2000 年景观破碎化指数

$PD/(\text{个}\cdot\text{km}^2)$	$CD/(\text{km}\cdot\text{km}^2)$	FN_1	$PSSD/\text{m}^2$	$PSCOV$	年份
0.19	0.86	0.003 4	43 930 331.86	828.86	1990
0.15	0.86	0.002 7	81 094 796.96	1 251.16	2000

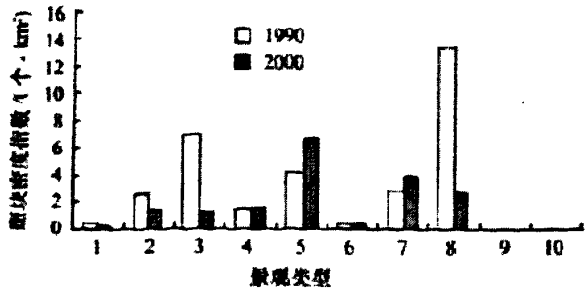


图 3-4 金塔绿洲景观类型密度指数

4 政府支撑能力判定的社会生态学基础与评价途径

社会生态学 (social ecology) 是近几十年提出的新概念^[149]。一般认为, 社会生态学是研究人类社会与其生存环境相互关系和作用规律的科学^[150]。迄今, 在强烈的社会需求和科学家们的孜孜不断追求过程中, 生态学得到快速的发展。生态学也自然而然地影响、渗透到社会科学中, 马世骏 (1991) ^[151]曾指出: “生态学向社会、经济、人口、全球问题的扩展, 反映了时代的需要, 是科学的自然发展规律”。生态学与社会科学的交叉融合形成了社会生态学。显然, 社会生态学展现了社会活动过程中的生态意义, 包括社会过程中的生态作用和价值。因此, 我们在分析政府在社会活动、尤其是有关生态活动的支撑能力时, 不能忽略其社会生态学基础。

4.1 社会生态学的相关内涵

4.1.1 被管理生态系统所创造的价值与收益

1) 生态价值

任何政府或法人实施效力的自然或半自然客体, 包括森林、草地、湿地河流, 以及农村、城市等, 都可以被看作是一个被管理的生态系统 (managed ecosystem)。也就是说, 被管理的客体具有自然生态系统的特征, 或者部分特征。以往我们对被管理生态系统的认识是单一而片面的, 认为生态系统只具有自然属性, 包括它的物理能量转化、生物产品形成、水土保持、气候稳定等方面的作用或功效。而对被管理生态系统在社会中的意义或价值认识不足, 甚至一些人认为, 被管理生态系统不能从社会经济角度分析, 因为从经济学角度看, 价值 (value) 是社会中可交换的商品属性之一, 价值是凝结在商品中的一般劳动。一个物品或客体, 虽然凝结了人类劳动, 如果不作为商品, 没有生产流通过程, 它就不能含有价值。

现在, 生态学家们和社会管理者已经充分地认识到, 地球上的自然生态系统一直为人类社会提供着巨大的不可替代的贡献, 显然不能用“有没有劳动的参与”, 以及“是否存在产品的交换”来判定自然或半自然生态系统的意义或价值。被管理生态系统所创造的价值可以通过任何系统的生态服务功能得到体现。生态系统服务 (ecosystem service), 即生态服务 (ecological service 或 ecological stewardship), 是指对生物或人类生存与生活质量有贡献的生态系统产品或生态系统功能^[23]。

生态价值 (ecological value) 可以反映被管理生态系统的主要价值。生态价值一般可以被理解为, 是由于生态系统的存在或者生态功能实现过程中带来的利益。

被管理生态系统具有不同的生态价值体现。例如, 生物多样性价值 (biodiversity value)、生态系统服务价值 (value of ecosystem service), 这两方面的价值已经在一些被

管理生态系统的分析与评价中开始得到重视。生物多样性是生物的多样化及其变异性，包括其生境的生态复杂性。生物多样性也可简单地理解为，地球表面生物圈层的各种生命形成的资源，包括植物、动物、微生物、各个物种拥有的基因和各种生物与环境相互作用所形成的生态系统，以及它们的生态过程。当今世界十分重视生物多样性的价值，其原因是地球上如此丰富的生物多样性能够给我们提供不可替代的直接和间接价值（图 4-1）。Costanza 等（1997）^[152]在 *Nature* 发表《世界生态系统服务和自然资本的价值》和出版《生态系统服务：人类社会对自然生态系统的依赖性》，其中对地球上主要生态系统服务功能的价值进行了首次评估（表 4-1）。可见，生态价值既包括能够作为市场商品的粮食、木材、药材等，也包括难以进行市场交换而极其重要的防风固沙、涵养水分、调节气候、物种保持等功能。

生态价值的突出特点是：第一，价值的体现与生命活动、生态系统过程密不可分，没有生命，就没有生态过程（包括生产力形成、能量流动、营养物质循环、信息传递等过程），生态价值也就无从谈起；第二，生态系统的价值是巨大的，尽管 Costanza 等 1997^[152]年将全球自然生态系统总体估价为年总价值 33 万亿美元，这大大超过了次年的世界各国国民生产总值总和（28.8 万亿美元）；第三，在现代社会中生态价值的公益性特征显著，具有跨国界、地域，以及人类世代的体现，局部的某一部分的生态价值损害可能影响其他部分，或者子孙后代。

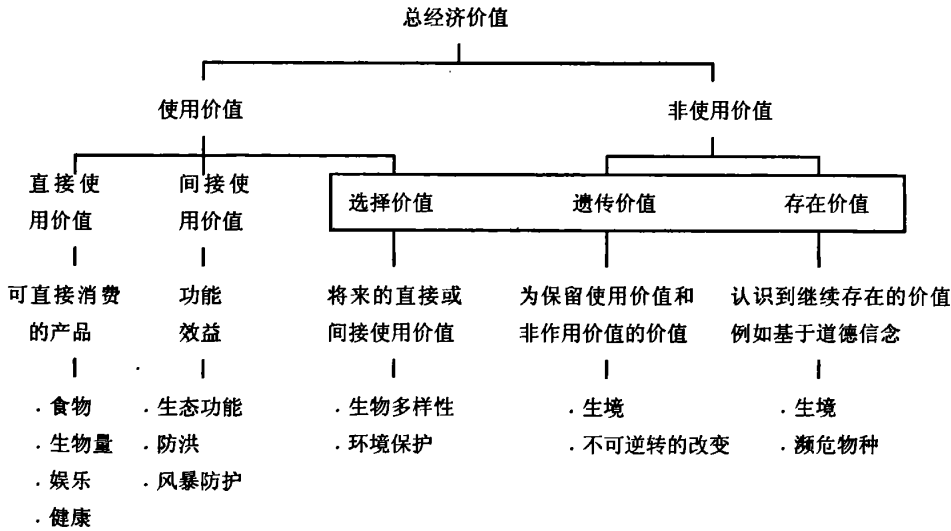


图 4-1 生物多样性价值的分类

表 4-1 全球 8 种生态系统各种服务项目价值 (Constaza *et al.*, 1997)

生态系统	海洋	近海水域	热带雨林	其他森林	草地	湿地	湖泊河流	农田	总计
百万公顷	33 200	3 102	1 900	2 955	3 898	330	200	1 400	
气体调节	38				7	133			1.341
气候调节			223	88	0	4			0.684
干扰调节		88	5			4 539			1.779
水调节			6	0	3	15	5 445		1.115
水供应			8			3 800	2 117		1.692
防侵蚀			245		29				0.576
土壤形成			10	10	1				0.053
养分循环	118	3 677	922						17.075
废物处理			87	87	87	4 117	665		2.277
传粉					25			14	0.117
生物防治	5	38		4	23			24	0.417
避难所		8				304			0.124
食物生产	15	93	32	50	67	256	41	54	1.386
原材料		4	315	25		106			0.721
基因资源			41		0				0.079
休闲旅游		82	112	36	2	574	230		0.815
文化	76	62	2	2		881			3.015
每公顷价值	252	4 062	2 007	302	232	14 785	8 498	92	
年总价值 (万亿美 元)	8.4	12.6	3.8	0.9	0.9	4.9	1.7	0.1	33.268

2) 价值流与收益

被管理的生态系统不仅具有价值,也存在系统的价值流(value flow)。许涤新(1988)^[153]指出,人类在劳动过程中,能够形成自然(能流变成经济物能)流,价值可以沿着生产链不断形成、增殖、转移,并通过交换关系实现其价值,这种商品生产的价值形成、增殖、转移和实现过程,就是价值流动过程,即价值流。图 4-2 表明一个被管理生态系统的价值流过程:农田亚系统在劳动者投入劳力、肥料等后,生产了粮食、油料、棉花和蔬菜等农产品;劳动者把这些产品送至城市,作为商品出售和交换,换得货币;部分资金作为扩大再生产的基金,购买农用机具、燃料、肥料、农药,又返回到农田亚系统^[154]。

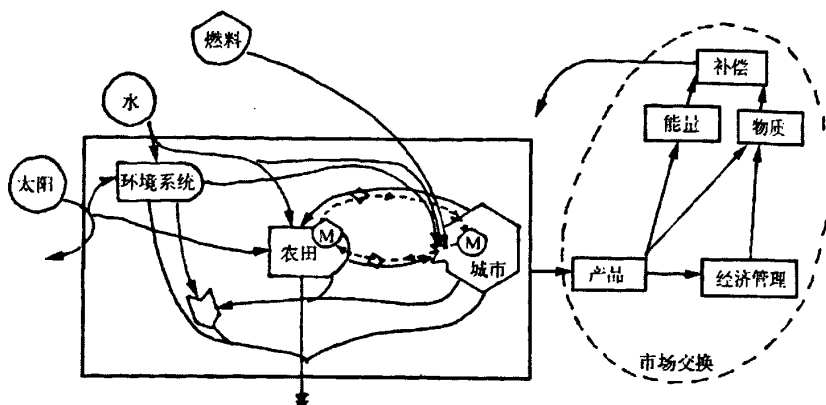


图 4-2 农田和城市两个亚生态系统间的价值流

生态价值产生于上述过程，而且可以增值，同时扩充到人类社会的经济系统。可见，生态价值流与物流的重要关系^[154]：

第一，自然物流是经济物流产生的基础。经济物流过程，只是用人工手段、技术，改变自然物流的化学、物理和生物等特性，然后通过运输等进入交换过程，实现其价值流；

第二，这两种物流实际上是物流循环中的两个阶段。自然物流与经济物流通过农业、能源和采矿等生产部门相互转化；

第三，在自然和经济物流中的副产物常形成污染物。管理中必须把自然和经济污染物同时处理。

生态价值能够直接或间接给人类带来收益。例如，在我国高寒草甸生态系统中，在草地牧业分部，人们的劳动和物化的劳动在初级生产和次级生产两个环节投入，从初级生产营养阶层流出的价值流的 3.56% 流入了次级生产营养阶层的牦牛种群，当这股价值流流出牦牛种群时，流量增大了 19.4 倍，而流入绵羊种群和马种群的价值流流量分别占流出初级生产营养阶层的价值流的 11.99% 和 84.45%^[155]。由此可见，出现了生态过程的价值增值，即价值流的倍增效应。无疑，如果人类能够正常利用管理自然生态系统，就一定能获得经济收益。

4.1.2 公平与资源分配

毫无疑问，从以上的各个部分论述中清楚地表明，地球上的各类生态系统始终为人类提供着直接消费的产品，诸如粮食、建筑与工业原料，以及各种类型的生态服务，稳定和改善我们的生活和生产环境，无时无刻地体现着生态价值。换句话说，生态系统是人类社会生存和进行广泛物质生产的基础。

因此，地球上的生态系统（生态环境）已经突出地表明其“资源性”的特征。以往人们对于资源（resource）的认识是单一的，把资源看作是一类可直接为人类利用消耗、直接体现商品交换价值的物质，例如，15 至 17 世纪世界的海上贸易之争实际上是“香料

资源”之战。后来，人们将资源与属地密切地联系在一起，有了属地（殖民地），就有了各种可以开发利用的资源，所以，各个资本主义强国都曾不遗余力地争夺扩大殖民地。现在，资源的涵义更加丰富而广泛，一些难以直接消费、甚至不能交换的自然物质都可以成为一种资源，例如，土壤、河流、空气、生态系统等。

传统上，包括自然资源的资源分配形式是简单的。属地分配是一种被社会基本认同的形式，目前的各国在形式上仍然保持着这种方式，这种方式在形式上似乎具有一定的“公平性”。如果想通过侵略其他国家而占有更多的资源，显然是不公平的。

然而，生态系统这种资源是特殊的，因为生态价值具有公益性。生态系统的作用或服务功能具有跨国界、地域的表现，一国或一个地域的森林系统，对于相邻国家或地域的空气质量改善和气候稳定会有促进作用；相反，处于一国某一生态系统的生态价值损害也会直接影响到相邻国家。例如，印度对横跨印度与孟加拉国的布拉马普特拉河河水资源的过度使用影响了孟加拉国的用水，北美加拿大的空气一直受到美国工业废气排放物的污染。所以，生态系统逐渐被看作是一类“公共资源”，生态价值的公益性也越来越强。

既然生态系统具有公共属性，而其所有权利和管理权利可能归属不同国家、部门或法人，由此会造成某些生态系统利用程度的不平衡性，也容易带来生态价值的损害，也就是“部分受益而总体损害”。这样就难以体现资源利用的公平性。现在，国际上只对一些没有领土主权所属的地域（如南极）、海域（如各大洋的公海部分）由联合国的有关组织制定了资源开发利用法规，例如，联合国海洋法公约（1982）、《南极海洋生物资源保护公约》（1959）。而没有制定任何针对跨国家或地区的“跨界生态系统或资源”的相关法规。所以，具有公共性质的资源（生态系统等）由于相邻国家、部门或法人开发利用技术水平与时间的差异就极有可能导致资源利用的不公平。因此，在生态资源的开发利用过程中需要制定更多更细的资源利用法规和协议。

不仅与此，在生态资源的开发利用过程中还需要借助社会道德——生态道德（ecological moral）的力量。首先，在没有任何有关有效的国际公约来约束限制具有公共性质生态资源的利用前提下，各国、各部门、各地区和法人应该充分尊重他人的利益，考虑进行自我约束，自觉地体现社会道德——生态道德的价值观念，不能由于处于大国、强者的地位就不考虑他人的利益；其次，在解决生态资源开发利用问题时，需要提出“相互协作”的原则，人类已经充分认识到，地球上的人类完全是乘坐在一个“诺亚方舟”上，如果一方以暂时的实力或技术优势过度开发利用自然资源，虽然他们可以获得更多的生态价值，但是这只是局部利益，最后这种局部利益很快就会影响整体利益。

此外，不能忽视生态资源利用的历史责任问题。尽管生态系统为人类社会提供物质产品与服务是持续不断的，然而，一段时期对生态系统利用一定会影响到后一时期生态系统功能发挥，而且常常带来严重后果。例如，目前出现的由于过量地排放温室气体（greenhouse gas）导致地球上气候变暖的问题。气候变暖对自然生态系统和人类生存、发展的环境已经产生了严重后果，气候变化的原因除了自然因素影响以外，与人为的活

动,特别是与使用化石燃料过程中排放二氧化碳密切相关。由于气候变化是全球性的,即气候无国界,所以,在解决气候变化问题时必须依靠世界各国的共同努力。原国家发展改革委员会主任马凯(2007)^[156]强调,从人类历史上看,发达国家在实现工业化、现代化的过程中,无约束地、大量地排放了温室气体,主要是二氧化碳。从工业革命开始到1950年,人类由于化石燃料燃烧释放的二氧化碳总量中发达国家占了95%;从1950年到2000年的50年中,发达国家的排放量仍然占到总排放量的77%。因此,发达国家对气候变化负有不可推卸的主要责任,也应当承担主要的义务。最近(2007年12月3-14日),在印度尼西亚巴厘召开的联合国气候变化问题会议上,世界各国对气候变化框架协议中的关键问题方面取得实质性突破,制定了“巴厘岛路线图”,强调气候变化带来的挑战要求所有国家的有效参与,并遵循“共同但有区别的责任”原则,要求发达国家在2020年前将温室气体减排25-40%。

总之,应该科学地、历史地客观看待分析自然(生态)资源的分配利用,才能实现社会的资源使用公平性问题。

4.1.3 政府各管理部门和行业之间的协调

在利用自然资源、以及生态建设过程中,政府的组织协调能力是至关重要的。政府的组织协调能力与其角色密切相关。

首先是政府在生态环境建设中的角色转变。在上个世纪90年代以前,我国的一切社会经济活动都是处于传统的体制——计划经济体制下进行的。在这种体制下,一切经济活动,包括生态环境建设,无一例外地是处于政府的领导之下,政府类似于“社会工厂”的总管。简单地说,在传统体制下,政府的角色是“绝对支配”,政府既是社会土地、自然资源的所有者,也是针对社会土地、自然资源开展各种活动的决策者和经营者,如果在利用、管理这些生态资源过程中出现了问题,无疑政府的各级部门又是调节者。因此,政府在这种传统体制下的特殊地位就决定着,生态资源利用与环境建设的所有问题都取决于政府。由此带来的问题是,一方面,政府由于需要掌控国家的任何事务而不堪负重;另一方面,由于社会各种力量不能充分调动、在我国财力物力有限的情况下难以完成自然资源有效合理利用、环境生态建设达到较高水平的目标。

党的“十一届三中全会”以后,我国开始走向社会主义市场经济建设阶段,逐渐形成发展市场经济体制。适应于这种新的经济体制,我国政府的角色定位发生了变化。政府的职能体现是仍然主导社会中的主要经济活动,更多地从通过制定法律法规,落实管理责任,采用经济手段调节等方式行使责任。实际上,政府倾向于游离于市场竞争之外,充当社会经济活动“守夜人”的作用。特别是党的“十六届五中全会”强调,要坚持科学发展观,坚持以人为本、转变观念、创新发展模式,建立政府调控机制同社会协调机制互联、政府行政功能同社会自治功能互补、政府管理力量同社会调节力量互动的社会管理网络,形成对全社会有效覆盖和全面管理的体系,提高发展质量、建设资源节约型、环境友好型社会,着力自主创新,建设和谐社会^[157,158]。政府的作用是政府与社会共建,

做到政府宏观管理和公民社会微观治理相结合,发挥政府和公民社会在经济生态建设中的双主体身份,实现政府管理和公民社会的良性互动。现在,应该特别注重加强对公共服务的政府管理,使政府体现为“服务型政府”(service government)。这种政府角色的转变与新定位非常有利于我国目前急需强化的生态环境建设。

政府重要作用的一方面体现是,各个有关部门和行业之间的协调性问题。与生态环境建设相关的部门和行业之间的关系,甚至反映在利益层面的关系,是可以通过国家的法律、规章及政策来协调确定的。

在宏观经济上,社会生产部门与生态环境建设部门之间的协调由国家法律、法规来确定。然而,在实际的生产与环境生态建设过程中,相关的行业、部门及地区之间的协调是困难的,甚至经常会发生一些权益和利益的纷争。

例如,在生态脆弱的一些地区出现的“林、草之争”问题。由于近年我国北方出现了日益加剧的沙尘暴,沙漠化土地每年要扩展 $2.6 \times 10^3 \text{ km}^2$,经济损失达 540 亿元^[159],国家各部门先后提出了“退耕还草、还林”政策,如 2002 年 12 月国务院批准实施《退耕还林条例》(自 2003 年 1 月 20 日起施行),已经积极开展防沙、治沙工程。但是,在一个地区,对于退耕的土地的建设,往往当地的林业(行业)、牧业(行业)和农业部门(行业)会发生矛盾,其焦点基本上有两方面:第一,首先是什么样的土地实施退耕还林还草,尽管国家规定了在大于 25 度的坡耕地上应该实施退耕还林还草,而当地农业部门大多是不积极执行这一规定,由此引起农、牧之争,或者农、林之争^[160],此外,退耕的土地上是植树,还是种草,林业和牧业部门会依据自己的观点,分别强调植树,或者种草,在以往有确定性土地产权或管理权的地区,一般是林业部门强调植树,即便是在不适宜植树的地方,而牧业部门则毫无疑问地发展种草。在某些地区,往往是不是仅仅依靠单一植树,或者种草就能解决防沙、治沙问题,应该是以“乔-灌-草”相结合的方式开展生态建设才能获得最佳的环境效益。由于这种部门和行业之争而导致生态环境建设成效降低;第二,是部门的所有权与管理责任之争,这一般是发生在以往没有确定性土地产权或管理权的地区,在植树、种草之时就会引起纷争,在植树,或者种草以后,有可能由于划归某一部门管理而导致矛盾,这种矛盾实际上多是各部门从资源利益角度考虑,例如,国家和一些机构对东北的生态环境建设(荒漠化土地治理)不断投资,由于林业部门获得了主动权而牧业部门表现了不满。

为了解决社会生产部门与生态环境建设部门之间的协调,国内已经从行政管理的角度进行了布局,例如,2000 年 1 月国务院成立了西部开发办公室,其主要职能之一就是,研究提出西部地区农村经济发展、重点基础设施建设、生态环境保护 and 建设、结构调整、资源开发以及重大项目布局的建议,组织和协调退耕还林(草)规划的实施和落实^[161]。其后,又设立了国务院东北地区等老工业基地调整改造领导小组办公室(简称“东北办”),“东北办”的重要职能之一也包括协调重点基础设施建设、生态环境保护 and 建设、工业与其它相关产业的协调发展^[162]。在国家和大的区域尺度上,对于社会各部门之间的协调问题已经有较好的处理,而在具体的各部门及行业之间的生态环境建设问题也需

要研究。例如，地区的产业结构、特别是农、林、牧的关系（比例）问题，具体的退耕还林还草的序量，以及经济补偿问题^[163,164]，解决这些问题的科学与经济基础、原则和实际管理技术等，都需要进一步研究探讨。

4.2 社会生态学的评价

在生态环境建设中社会生态学评价的方面主要包括国家和各级政府实施的生态法规、生态政策，以及相应的调控手段等方面。

4.2.1 政府实施的生态法规

关于生态环境建设的重要意义，世界各国的政府决策者和管理者已经得到基本认同，以往已有较多国家进行了与土地、自然资源、生态系统相关的立法，也提出了生态法。

1) 生态立法

发达国家在生态立法方面做得相对较多。在美国，1960 年制定了《多重利用持续产出法》，1964 和 1966 年又分别出台了《自然保护区法》和《国家野生动物庇护区管理法》；在日本由于上个世纪频繁发生环境污染事件，70 年代先后制定了六部“公害对策法”。在我国，早在上个世纪 30 年代就颁布涉及环境资源的法律，例如，《中华民国堤防造林及限制倾斜地垦殖办法》（1930）、《中华民国森林法》（1932）等。

近年，随着我国社会经济的快速发展，工业生产活动强度的越来越大，生态环境问题也日益突出。生态立法的工作也达到了一个新的高度。中共中央的十五大报告进一步明确地指出：“我国是人口众多、资源相对不足的国家，在现代化建设中必须实施可持续发展战略。坚持计划生育和保护环境的基本国策，正确处理经济发展同人口、资源、环境的关系”。可见，中央多次强调环境保护这一基本国策并把可持续发展作为长期实施的战略。在我国宪法中，直接确立了环境保护的基本政策和指导原则，这是国家环境保护活动的宪法基础，也是环境与资源保护立法的宪法依据。在宪法中的第 26 条第 1 款中规定：“国家保护和改善生活环境和生态环境，防止污染和其他公害”，该条规定表明，环境、资源、生态的管理及保护是国家的一项基本职责。此外，宪法中的第 9 条、第 10 条、第 22 条分别规定了自然资源的所有权。

生态立法在我国的推进速度越来越快。这主要体现在三个方面：第一，有关国土与生态资源、环境保护与利用的法律数量逐渐增多；第二，这些生态法律涵盖的范围（规范）越来越宽；第三，这些生态法律的基本原则、基本制度、基本内容等更加明确。

2) 生态法

有关环境、资源、生态问题的立法在各国受到重视，进而，许多法学研究者认为有关生态的法律能够独立成为一个领域。1976 年，俄罗斯学者科尔巴索夫在其著作《生态学：政策与法》中首次提出了“生态法”（ecological law）的概念，明确主张用“生态法”一词作为自然环境保护法这一法律部门、法律学科以及教学课程的新名称^[165]。生态法被定义为：为了当代人和后代人的利益，调整社会与自然界相互作用领域里的生态社会

关系的法律规范的总和。

与其他法律相比,生态法的法律体现构成可以包括以下5个部分^[53]:

- 1) 第一类法律规范是调整因保护生态系统和自然综合体,或者说整体自然环境而产生的社会关系的法律规范。属于这一类法律范围的如《环境保护法》等;
- 2) 第二类法律规范是调整因合理开发利用、保护自然资源而产生的社会关系的法律规范。属于这一类法律范围的如《水法》、《森林法》、《草原法》等;
- 3) 第三类法律规范是调整因保护环境、防治污染而产生的社会关系的法律规范。属于这一类法律范围的如《大气污染防治法》、《水污染防治法》;
- 4) 第四类法律规范是调整因保护特殊区域而产生的社会关系的法律规范。属于这一类规范的有《自然保护区法》;
- 5) 第五类法律规范是其他部门法中用于调整与环境保护有关的社会关系的法律规范。这类法律规范数量较多,并具有双重性。

尽管我国政府有关部门正在着力起草、修订一些生态法律,立法机关也加快审议通过这些生态法律。但是,从总体上说,我国的生态法体系正在形成过程之中。正如陈茂云、马骧聪(2000)^[166]指出:“目前我国虽然尚未形成公认的生态保护法体系,但在生态保护领域,环境法体系已初步形成,自然资源法领域也已制定了大量的法律法规。在立法政策选择上,以保护生态环境、维护生态平衡为核心的一系列立法指导思想、法律原则和法律制度已经确立。而且,环境法和资源法正处在相互交叉、渗透、融合的过程中。因此,从总的趋势看,生态保护法体系正在形成过程中”。

从最近我国学者的法学理论研究储备和政府及立法部门的实际工作成效看^[53,54,166-168],今后一段时期我国的生态法将会有更进一步的发展。我国现行有关生态法规的一些主要问题是:(1)理念需要更新,尽管我们已经认识到,现在需要以“可持续发展”的理念作为指导,而在实际的一些法律中这一理念并不突出;(2)法律制度需要进一步完备,例如,在“土地法”中,应该对土地的调查统计制度、土地的用途管制、土地的利用规划制度、耕地的特殊保护制度与土地的征用制度等方面进行完善^[169];在“草原法”中,存在某些基本原则缺失,立法规范不完备,如缺少草原管理合法性原则,草原保护同经济、社会持续发展相协调原则。

由于对生态法体系建立的准备工作已有一定基础,因此,我国的生态法体系建立渴望与国际接轨,并具有特色和针对性。我国的生态法体系的框架应是以宪法规范为依据、以环境保护法为基础、以单项专门法为基干、以其他法律及地方性法规相配套、以国际条约补充构建形成,而这一体系框架亦能基本覆盖我国土地、自然资源或生态系统开发、利用、保护和管理的主要方面。

4.2.2 政府实施的生态政策

任何国家在实施生态环境保护及建设过程中,除了仅仅依靠其相关的生态法律法规之外,制定并有效执行生态政策也是极其重要的环节。生态政策(ecological policy)是

服务于生态建设与管理的一系列谋略、法令、措施、办法、方法和条例的总称，主要通过生态项目建设的形式来实施。生态政策的基本思想是，利用政府的行政管理能力、利用市场机制和利用经济增长机遇造福环境。生态政策评价的主要方法包括生态健康评价、生态系统服务与评价、生态项目的经济分析、人文社会评价等方法^[170]。对于我国来说，生态政策，不仅仅是指直接针对具体的生态环境建设的政策，也包括与之相关的农业、资源、土地等方面的政策。生态政策制定实施得是否可行而有效，主要取决于以下几个涉及其完备程度的方面。

第一，是生态政策的可接受性。这包括从意识和经济方面的可接受程度。现在应该说，我国的政府决策、管理部门，以及一般民众已经认识到生态问题已经成为生产持续发展和正常生活的不可忽视的问题。但是，5-10 年以前并不是这样，一些人甚至认为，制定生态政策将阻碍社会经济的发展，追求 GDP 的速度才是最为重要的。对于生态环境建设的主体——一般民众，生态政策的可接受性主要是在经济方面。例如，马月存等（2007）^[171]强调，生态保护政策能否真正起到积极作用取决于农民能否从该政策获得经济收益。他们针对全面禁牧面临的问题，采用农户调查的方式，剖析了我国牧区——内蒙古武川县实施生态政策——禁牧与退耕的情况，研究发现，不同乡镇农户对禁牧和退耕政策的基本态度，以及产生不同态度的根本原因，即绝大多数农户认为禁牧改善了当地的生态环境，但农户对禁牧政策的态度取决于禁牧后农户的收入变化，而收入能否提高最终取决于当地能否适时地并且成功地进行农村产业结构的调整。

第二，是生态政策的时效性。一般地，从法律角度来说，时效是指法律确定的某种权利得以行使的期限。但是，生态政策时效性的涵义是指，有关生态环境建设的政策在一定时间范围和地域内的有效使用性，当超逾一定的时间和空间范围，就会使它们失去应有的效用。时效性并不等于时限。如果某一生态政策仅仅强调它的实施或应用时间或阶段性，其完备程度就难以评价。我们应该考虑具体某一生态政策的效力。例如，在实施退耕还林的补偿政策时，农业部软科学委员会办公室（2001）^[172]强调，在退耕还林的开始和初期，实施退耕的农民收入和生活的不可避免地要受到减产和减收的影响，如果退耕的农民因为得不到补偿而不愿意退耕还林（牧），即使暂时退了耕，还会因粮食的需要又进行复垦。所以，这里可以看出，退耕还林中的补偿政策不仅是决定退耕还林能否成功的问题，也直接决定退耕还林实施的“质量”，换言之，就是该政策的效力大小。农业部软科学委员会办公室（2001）^[172]进一步分析，现阶段要抓住当前全国粮食供应有余，粮食库存充裕的机遇，实行“以粮换林”、“以粮代赈”，即现在拿出一部分的粮食来促进生态环境建设，森林植被增加了，水土流失减少了，生态环境改善了，生态环境的恶性循环将变成良性的循环，这必然会促进粮食更大更稳定的增产。他们提出从退耕开始，5 年以内，每年给每公顷退耕地以 1500-2250kg 的粮食补助的政策，将是推进退耕还林的一项有效政策。

第三，是生态政策的前瞻性。我们在分析或评价任何一项政策时，除了从以上的政策的可接受性与时效性角度考虑之外，也注重生态政策的前瞻性。前瞻性表明了将要实

施政策的可预见程度。如果一项政策的制定及实施是在拟解决的问题出现之时,应该说这项政策是及时的,可能较好地应对拟解决的问题,最终可能实现实施政策的目的。但是,如果这项政策的制定及实施是在拟解决的问题出现之前,那么,可以预见,该政策的实施效果一定会更好,甚至会避免拟解决问题的出现,由此会大大降低社会经济及生态环境建设的成本。从我国环境污染治理问题中就可以窥见一斑。根据国家环保总局和国家统计局 2006 年 9 月联合公布的 2004 年绿色 GDP 核算报告,扣除环境污染治理成本最高可达 10%,大约有 2/3 的省区市 GDP 扣减比重超过 1.8%,有些省份实际 GDP 很可能就是零增长甚至是负增长^[173]。足见,如果我国及早一些实施相关的环境生态政策,现在的环境污染程度一定会大大降低,现在的环境污染治理成本也会远远降低。

第四,是生态政策的兼容性。生态政策的兼容性已经是我国社会经济发展及生态环境建设的必须。生态政策的兼容性能够从政策的原则、时间,以及管理等方面得到体现。由于我国现阶段社会发展是一个漫长的过程,各个时期有着不同的发展重点,即便是同一时期也存在着多个发展重点,因此,制定多种多样的经济政策和生态政策是必要的。然而,这里我们强调,一定时期内,政府制定实施的各种经济政策和生态政策一定要相互辅助,既有相关政策之间的合理衔接,又有相互之间的补充作用,体现良好的兼容性。在我国,已经制定的农业政策和生态政策之间存在着兼容性的问题。1999 年,我国开始实行的退耕还林、还草政策,实施退耕还林、还草加快了国土绿化进程,增加了林草植被,水土流失和风沙危害强度减轻,其主要措施是对退耕农户直接补助,加大基本口粮田建设力度,加强农村能源建设。到 2006 年底,全国已累计完成退耕地还林 9000 万 hm^2 ,荒山荒地造林 1300 多万 hm^2 。中央财政累计投入 1300 多亿元人民币,退耕农民户均获得补助 3500 元左右。2004 年,我国又开始对种粮农民实施直接补贴的政策(以下简称粮食直补),确立了粮食直补机制^[174],本年度全国有 29 个省实施了粮食直补,政府安排直补资金 116 亿元,有 6 亿农民直接得到了补贴,2005 年在中央 1 号文件提出要继续对种粮农民直接补贴。这两项政策的先后出台既考虑了我国生态环境稳定问题,也考虑了我国农村的经济发展问题。然而,在一些省份和地区出现了,由于政策的兼容性问题而产生的矛盾,某些地区的农民又开始在已经退耕还林还草的土地上复垦种植,原有的生态环境问题有重新再现!因此,我们在制定必要的经济政策和生态政策时,不得不进行深入全面的研究,考虑其兼容性的问题。

4.2.3 政府构建生态建设的软环境水平

政府与管理部门实施的生态环境建设目标能否实现,还依赖于实施地区的软环境状况,软环境的建设也是不可忽视的。具体的软环境建设包括:管理人员和广大农牧民的生态意识和法制教育,以及贯彻执行生态政策的素质和能力培养。

应该说,现阶段通过政府各级部门、社会新闻媒体和相关教育机构的大力宣传教育,我国广大公民已经逐渐认识到,人类生存的生态环境不是可以任意利用和过度破坏的,我们的生存和发展与生态环境密切相关,必须协调发展。尽管如此,还应该进一步开展

多形式、多层次的生态环境知识和生态保护法律、法规知识教育,增强公民的环境保护意识和法律意识。

生态意识和法制的教育应该考虑社会公民和政府管理者两个角度。其中首先是政府管理者。生态环境作为地球上人类和自然生物相对稀缺的公共性产品,支撑着一切人类活动与经济发展的物质资源基础,切不可因为推动经济发展,就可以忽略社会发展和以牺牲生态环境为代价。政府是人类文明发展的宝贵成果,只要不愿让经济发展和生态环境失衡存在,就必须提高政府的解决问题的能力。生态环境是一种公益性的公共资源,是具有公共价值的产品,政府代表着全体公民的利益和权益,有履行其保护环境、建设环境的义务和能力,制定公共政策,并调动一切资源(包括人力、财力、物力等)去维护 and 建设。同时,这项工作涉及到的各方利益关系的态度又是支持的,只要努力在化解消极因素为积极因素,争取多方支持,就可获得良好的外部环境,促进经济、社会的可持续发展。

生态意识和法制教育是一项长期的任务,可能需要数十年,乃至几十年的时间。应该让所有的人认识到,生态环境建设具有巨大的公益价值,可以采用多种形式,诸如,在公共场所和媒体进行公益广告,设立宣传栏、展览,举办大型宣传活动等形式大力宣传生态环境建设,鼓励企业结合产品广告宣传生态环境保护。2007年在党的十七大报告中首次提出了:“建设生态文明,基本形成节约能源资源和保护生态环境的产业结构、增长方式、消费模式”,因此,必须进一步推进生态意识和生态法制的教育,提升我们的生态意识文明、生态法治文明和生态行为文明。

对于广大农牧民的生态政策的素质和能力培养也是相当艰巨的任务。我国目前对生态环境建设的实施效果主要依赖经济性的作用,所有的相关生态政策中都必须体现对农牧民的经济价值补偿。无疑现阶段这种方式是必须而必要的,但是,我们认为,从长期看也应该考虑,提高农牧民的生态素质,而让他们最终自觉、自愿地执行生态政策。现阶段直接大幅度提高农牧民的生态素质是不现实的,可以考虑从年轻农牧民,以及从中学生、大学生培养开始。例如,在农村中学生物学教材中可以渗透、拓展生态意识教育的内容,开展一些野外实践活动,让青少年逐步认识到自然环境是美丽的,她需要我们对她持续不断地呵护!

在我国西部一些生态环境极端恶劣的、不适于人类居住的地区实施了有步骤、有计划的生态移民的政策,这无疑为解决生态退化和农牧民生活困难的最佳选择。据国家发展和改革委员会的要求,2007年我国将继续组织实施生态移民试点工程,计划总投资12.9亿元,搬迁贫困人口24万人。但是,这些政策实施的过程并不能令人满意。个别地区出现实施生态移民的农民,由于生活方式的不适应又返回到原来的居住地的情况。可见,应该加强对农牧民的生态教育,使之真正对国家的生态政策有深刻的理解。

4.3 社会生态学评价途径

4.3.1 生态价值评价

我们已经了解,生态价值可以反映被管理生态系统的主要价值,它是由于生态系统的存在或者生态功能实现过程中带来的利益。但是,对于生态价值的定量评价十分困难。近几年研究者们也提出了几种评价方法。

1) 以大尺度区域主的研究方法

大尺度区域生态系统服务价值评估在现阶段占据着主导地位,尤以全球和国家尺度为多。大尺度生态服务价值评估对于认识区域层次的生态资产具有重要意义,同时,这也与社会政治过程的特征尺度相吻合,便于环境公共政策能从相应的决策尺度(如国家尺度)上有效实施。生态区位商模型适用于此种情况,生态区位商是指小尺度上某生态系统的一项生态价值在总价值中的比重与大尺度上(全国或全省)生态系统该项生态价值占总价值的比重之商,是此生态效益在其特定生态区位上的价值体现^[175],具体模型如下:

$$q_j = \frac{e_j / e}{E_j / E}$$

式中: q_j : 某自然资源的生态区位商; e_j : 某自然资源第 j 项生态价值; e : 某自然资源的总生态价值; E_j : 大尺度上(全国或全省)第 j 项生态价值; E : 大尺度上(全国或全省)的总生态价值^[176]。

2) 以不完全使用价值为主的价值构成评价

对生态价值评估也包括了其间接经济价值,探讨土壤保持、 CO_2 固定和 O_2 释放、污染物降解、水源涵养等主要功能,以及气候调节、干扰调节、营养循环、栖息地与生物多样性维持等功能,而生态系统的产品生产、景观娱乐、文化教育等直接经济价值功能更少考虑^[177]。在实际评价中,通常有两类评价过程。一是理论效果评价法,它可分为三个步骤:先计算某种生态系统服务功能的定量值,如涵养水源的量、二氧化碳同定量、农作物的增产量;再研究生态服务功能的“影子价格”,如涵养水源的定价可根据水库工程的涵水成本,固定二氧化碳的定价可以根据二氧化碳的市场价格;最后计算其总经济价值,二是环境损失评价法,这是与环境效果评价法类似的一种生态经济评价方法,例如,评价保护土壤的经济价值时,用生态系统破坏所造成的土壤侵蚀量及土地退化、生产力下降的损失来估计^[178]。

3) 以直接市场评价法为主的研究方法

直接市场评价方法的基本评价范式是,经过研究区域选择后,在生态系统服务功能辨识的基础上,获得区域生态系统服务的各种功能类型对应的生物量或物质量,再将其折算为相应的价值量;最后,对各服务功能的经济价值进行简单的线性加和,获得研究区域生态系统服务的经济价值^[179]。直接市场价值法可以有两种情况^[180]:

① 是生产要素不变,此时的生态环境价值为

$$V = q(P - C_v)\Delta Q - C$$

式中：V：生态环境价值；P：产品的价格；C_v：单位产品的可变成本；C：成本；q：产量Q的每一单位；通常为1；ΔQ：产量的增加量。

② 是要素价格变化，则生态环境价值为

$$V = \Delta Q (P_1 + P_2)/2$$

式中：ΔQ：产量变化量；P₁：产量变化前的价格；P₂：产量变化后的价格。

4) 以瞬时静态价值为主的时空过程

瞬时价值评估是当前生态价值评估的时间尺度特征，评估的结论只具有即时效力或短暂效力，侧重于区域内价值的测算^[181]。具体测算方法如下：

$$S_T = \frac{1}{C} \int_0^T \sum_{i=1}^n (C_i \cdot q_i(t)) dt$$

式中：设某个区域可划分为n个同质样元，对于其中第i个样元，S_T为时段T区域生态系统服务总量；C_i代表第i个样元的生态资产规模；C为评价区域生态资产的总体规模；q_i(t)为对该样元有代表性的生态观测数据或基于观测的生态模型^[182]。

4.3.2 可持续性评价

1) 三角图法

可持续经济发展意味着具有良好经济效益和环境绩效的经济发展。良好的环境绩效表明在资源能源消耗和环境污染两个方面均有良好的表现，即资源能源消耗低和环境污染轻。基于这个含义，徐福留等（2005）^[183]提出了三角图法，即通过研究经济发展、资源能源消耗和环境污染三者之间的关系，定量评价经济发展的可持续性状态和趋势（图4-3）。

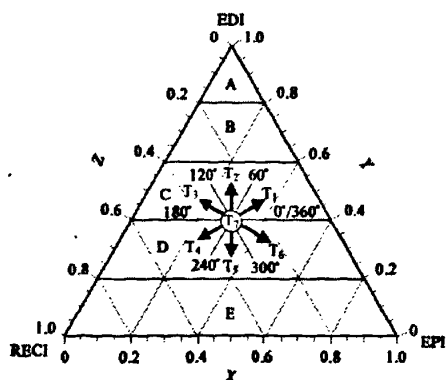


图4-3 环境绩效的经济学发展可持续性状态和趋势

模型中以经济发展指数（EDI）为最高顶点，资源能源消耗指数（RECI）为左下角的顶点，环境污染指数（EPI）为右下角的顶点。X轴、Y轴和Z轴分别表示EPI、EDI和

RECI。每个轴的读数按逆时针顺序依次为0到1。为了描述方便，进一步将每个轴由小到大等分为五段：0-012、012-014、014-016、016-018、018-110，它们分别对应5个范围值，即“很低”、“低”、“中等”、“高”和“很高”。这样，三角图表明了3个综合指数EDI、RECI和EPI的相对比例。另外，可将三角图划分为5个区域：A、B、C、D和E，分别表示5种不同的可持续性状态以及相应环境绩效水平。在三角图中，根据3个综合指数相对比例的变化，可辨别出7个不同的运动方向，分别代表7种不同的可持续性变化趋势。这样，根据不同数据点在该三角图中的相对位置和运动方向，可以定量评价经济发展可持续性状态和趋势^[183]。

2) DEA评价法

DEA (Data Envelopment Analysis) 评价法又名数据包络分析法，是美国著名运筹学家A. Charnes和W. W. Cooper等学者在“相对效率评价”概念基础上发展起来的一种新的系统分析方法，现已成为管理科学领域研究处理复杂问题的一种重要而有效的分析工具。其把城市的可持续发展系统（某一时间或某一时段）视作DEA 中的一个决策单元。它具有特定的输入输出，在将输入转化成输出的过程中，努力实现系统的可持续发展目标（图4-4）^[184]。下列过程中输入变量：政府财政收入占GDP的比重、环保投资占GDP的比重、千人科技人员数；输出变量：经济发展（用人均GDP表示）、环境发展（用城市环境质量指数表示；在计算过程中，城市环境指数的数值作归一化处理）。

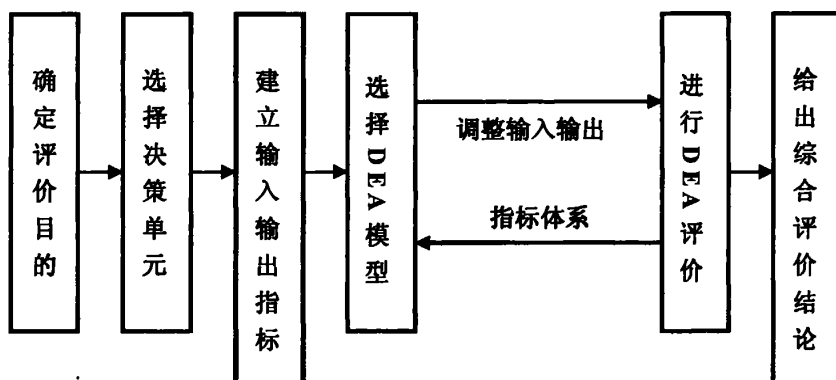


图4-4 DEA方法的应用步骤

3) 区域可持续发展的评价模型

(1) 递阶多层次综合评价模型

层次分析法（AHP）是一种能将定性与定量分析相结合的多目标决策分析方法，尤其是在将决策者的经验判断予以量化，对目标结构复杂且缺乏必要数据的情况下更为实用。我们将SD做为可持续发展综合指标，设 w 为指标权重； R 为指标或功能团，即 R_i 为第 i 分指标， W_i 为第 i 分指标的权系数，得到如下的线性组合数学模型^[185]：

$$SD = \sum_{i=1}^n W_i \cdot R_i$$

(2) 相对资源承载力模型

资源承载力的区域可持续发展评价模型基于对具体地区各类资源的产出能力和人口的实际消费状况的综合考虑,主要从资源承载力角度对可持续发展的理解。资源承载力是指一个国家或一个地区资源的数量和质量,对该空间内人口的基本生存和发展的支撑能力^[185]。相对资源承载力模型可以有两种方式表达。

相对自然资源承载力:

$$CrI = II \times QL, \text{ 其中: } II = Qp_0 / QL_0$$

式中: CrI 为相对自然资源承载力; II 为自然资源承载指数; QL 为研究区域自然资源数量; Qp_0 为参照区人口数量; QL_0 为参照区自然资源数量。

相对经济资源承载力:

$$Cre = Ie \times Qe, \text{ 其中: } Ie = Qp_0 / Qe_0$$

式中: Cre 为相对经济资源承载力; Ie 为经济资源承载指数; Qe 为研究区经济资源数量; Qp_0 为参照区人口数量; Qe_0 为参照区经济资源数量。

4.3.3 政府工作的绩效评价

1) 多因素层次模糊综合评价方法

政府部门绩效评估的指标大都是模糊的。为了减少判断的随意性,提高评价结果的可信度,可以采用模糊数学集合论与层次分析法相结合的模糊综合评判法。具体是将各部门绩效评语划分等级,再通过模糊矩阵合成对目标进行模糊评价^[186]。以下是政府部门绩效评估指标体系(图4-5):

一般政府部门绩效评估的具体评价步骤为:(1)确定模糊集合;(2)确定各指标的权重;(3)确定评价隶属矩阵;(4)多因素层次模糊综合评价。

2) 公众评价法

公众评价也叫公众满意度,它是以政府为被评估对象,以公众为评估主体的新型管理方式,在公共管理中得到重视和推崇。只有其他指标,而没有公众满意度指标,政府绩效评估是不完整的,有时甚至会失去意义。例如,过分强调GDP经济指标,而忽视环境治理,或以牺牲环境为代价换取GDP经济指标的提高,这种经济指标的提高并不一定是公众所需要的,也不会受到公众欢迎和满意。公众评估既有内部评估,即公共部门内部的评估者完成的评估,包括政府机构内上下级之间、同级各部门之间、领导与一般工作人员之间的相互评估以及被评估者的自我评估,也有外部评估,即由公共部门外部的评估者完成的评估,包括公众对政府、公众对行政领导、公众对政府工作人员的评估^[187]。

3) 财政资金效能评价模式

从政府的工作实践来看,过去我国的政府部门在很大程度上存在着使用财政资源不

计成本、不讲效益，在财政资金运用上存在着比较严重的浪费现象。所以，对于政府部门，主要考虑是怎样能够获得更多的合理收入以用于财政支出，而降低政府行政运行成本。用财政资金效能评价目标模式，以财政资金使用及其效率作为评价为中心，兼顾耗费财政资源的政府任务完成及其效果以及政府的可持续发展的评价。兼顾耗费财政资源的政府任务完成及其效果以及政府的可持续发展的评价包括以下具体内涵^[188]：第一，掌握各部门资金使用情况，评价各项基本工作任务的完成；第二，分析财政资金流向，评价财政资金使用的外部效果；第三，分析完成政府工作耗费的行政成本，评价财政资金的使用效率；第四，反映和监督财政财务计划的执行情况，加强政府各部门内部管理。

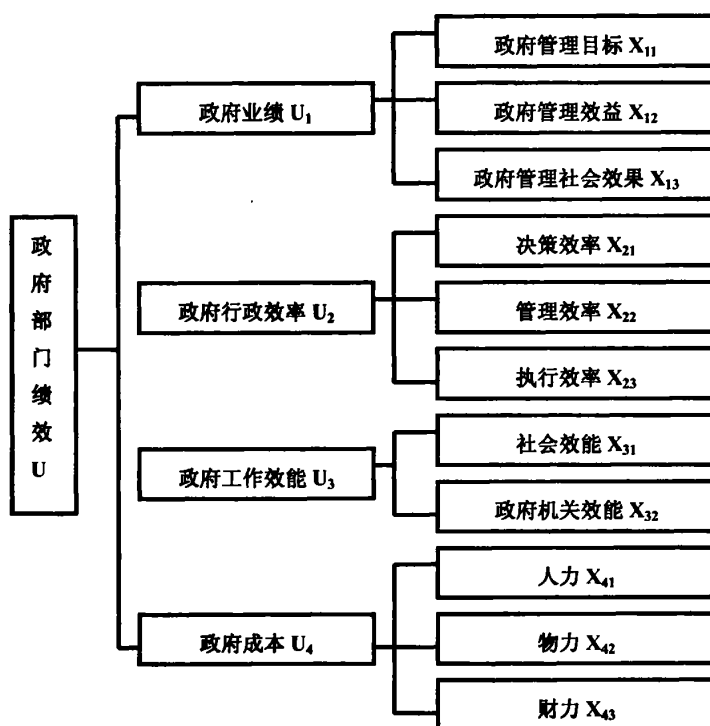


图4-5 政府部门绩效评估指标体系

5 政府支撑能力的指标体系与综合评价途径

政府支撑能力的指标体系构建与评价是一项较为复杂的工作，因为目前我国尚没有任何可以借鉴模式或者方法。但是，对于政府支撑能力在生态环境建设中的作用分析、评价，以及改进，无疑是需要做定性定量相结合的分析评价。既然需要对政府支撑能力做分析比较，如不同地区或方面的政府支撑能力的效果差异，定量评价是必要的。然而，并非所有的生态学和社会学指标都可以定量，因此，定性评价也是必要而有益的补充，而在实际的评价中最有效的途径是采用定量与定性相结合的方法。

5.1 政府支撑能力综合评价的指标体系构建

5.1.1 政府支撑能力指标体系构建的原则

我们知道，对任何复杂系统（如社会系统、物理系统和生态系统）的评价指标体系建立都需要一定的构建原则。这些原则决定了某一评价指标体系的客观性、精确性和实用性。关于政府支撑能力指标体系构建的原则包括如下几个方面。

1) 科学性原则

指标体系的构建必须建立在科学的基础上，由此才能客观、真实地反映评价区域的生态环境、资源、以及社会经济协调发展状况，能够准确描述政府支撑能力在实际生态环境建设中发挥的主导作用和预期效果。

科学性原则能否实现包括两个方面。一方面，评价指标定义的是否明确，有些指标是单一指标，有些指标是复合指标；有些指标是物理学指标，有些指标是生态学指标，有些指标是社会学指标，但是，这些指标都必须准确。另一方面，构建指标体系中的具体指标之间的关系是十分重要的，一些指标之间可能存在相互影响、相互作用，如何确立这些指标之间的关系也是实际评价能否成功的主要因素之一。

2) 可操纵性原则

指标体系的构建需要考虑可操纵性原则，可操纵性原则即实用性原则。可操纵性原则具体需要从以下几个方面得到体现：

第一，指标体系中的各项指标是直接可测度或者通过一些方法可能计算的，再好的指标如果测度十分困难，这个指标评价体系也是不完善的。

第二，评价体系中的指标不宜过细，也不宜过多，否则指标之间可能相互重叠，当然，指标也不能过少、过简，否则会使指标信息遗漏而影响评价效果，也不能反映政府支撑能力在实际生态环境建设中的真实关系。

第三，测定方法和评价方法应该是标准的，统计方法必须是规范的。现在对多因素、多层次评价的定量及数学方法已经有几种，今后还可能建立更多的分析计测方法，然而，

如果其数学过程过于复杂,即便有较强的数学基础和合理性,在实践中也难以实施运行,由此会直接影响政府支撑能力的评价效率。因此,可操纵性原则要求指标资料不仅易于获取,而且易于分析计算。

3) 动态性原则

实际上,动态性原则是反映拟建立的指标评价体系具有一定的灵活性和可预测功能。因为体现政府支撑能力的国家法律法规、生态与农业政策可能随着各级政府决策管理效率的提高而逐渐加强,同时,生态环境建设的目标及任务,甚至一个地区的生态环境条件或问题也会随着时间推移而改变,而对其特点和规律的认识也具有相对性,那么,拟建立的指标评价体系中的某些指标可能发生变化,例如,过去采用的 GDP 指标可能被现在的绿色 GDP 代替,指标评价体系的结构(指标与指标之间的关系)也需要及时得到调整,具体体现为他们之间的权重或者相关模式的调整或重新定义确定。也就是说,建立一个动态的指标评价体系,能够表明政府支撑能力的变化程度。

动态性原则的实施可以使拟建的指标评价体系的预测功能有更好的发挥。我们建立指标评价体系的目的不仅期望可以评价现在政府在生态环境建设工作中发挥的作用如何,也期望预测今后政府在生态环境建设工作中发挥作用的发展趋势,以便完善国家的相关法律法规,适时调整生态与农业政策,更有效地发挥政府的主导和特殊的功能。

4) 区域性与可比性原则

任何指标评价体系也需要遵从区域性原则和可比性原则。

区域性原则是指对评价目标和地区的特异性原则。生态环境建设总是落实在某一区域,而这一区域的生态环境特点、生态系统类型、社会发展水平,以及人们将要实施的各种管理技术措施常常区别于另一地区,例如,我国西北地区与东北地区,尽管可能需要解决同一个生态问题,但是,政府发挥作用的角度和途径都可能存在差异。因此,区域性反映了区域具有空间差异性和发展的不平衡性。不可忽略的是,区域发展的不平衡性主要体现在社会发展程度上,相对而言,社会发展程度低的地区,政府发挥作用的强度需要高一些,经济投入也高一些;而在社会发展程度较高的地区,政府发挥作用可能更多地体现在协调和新技术提供方面。

可比性原则体现在对评价目标存在着空间和时间上比较特征方面。我国地域广阔,生态环境类型多样。一方面,要求对现状与过去的评价结果在时间上可比,反映中央及各级政府支撑能力在各地解决生态环境问题的行进轨迹;另一方面,在空间上可以对不同区域之间的评价结果进行比较,反映各区域之间政府实施法规、政策和管理能力的差异。

实现可比性原则,一般需要达到下列要求:1) 构建的指标评价体系结构相同,选定的关键技术指标的含义和统计口径一致,其使用范围在不同时段、不同区域一定要相同;2) 注意尽可能使选定指标依据国际、国家,以及行业和专业标准,包括它们的获取方法和测定方法;3) 选定的关键技术指标要求可直接或间接定量化,因为只有通过指标和评价结果的定量化,才能做较为可靠的直接比较,非定量化结果之间比较缺乏足够的

说服力。

5.1.2 政府支撑能力的指标体系框架

1) 指标评价体系的一般概念框架

建立指标评价体系，首先要设计政府对生态环境建设的支撑能力（简称“政府生态支撑能力”）的概念框架（conceptual framework）。概念框架构建是对研究对象或过程进行概念化，是生态建模初步的关键过程。概念框架可分为两类：一类是研究思路的初步框架；另一类是对研究过程进行具体问题与层次的确定。例如，在生态建模中概念框架可以看作是状态变量和强制函数的一张目录表，这些状态变量和强制函数对生态系统和所关注问题具有重要性，并且表明系统成分的连接过程或形式。本文的概念框架属于前一类（图 5-1）。

政府生态支撑能力体现的最终目标是，实现区域生态环境的改善和稳定，即生态环境质量较高和生态承载力适宜；政府生态支撑能力的有效发挥依赖于政府决策水平与管理能力，以及具体某一区域的生态环境建设目标和环境建设的背景，其中，政府决策水平与管理能力取决于政府的职能作用和行为效能，而生态环境建设目标和依赖的背景基础是指具体区域的生态环境特性与社会的基础水平。政府生态支撑能力体现过程中，政府决策和管理与区域的生态环境建设目标和社会背景基础之间存在着相互影响、交织作用（图 5-1）

2) 指标评价体系的层次结构

指标评价体系的层次结构构建是重要的。首先应该遵从设计的概念框架，设计不同的概念框架可能导致建立不同的指标评价体系结构；其次是符合研究问题的逻辑关系，即体现合理性或科学性；最后不能过于复杂，如果指标评价体系结构中，指标、层次过多，整体结构复杂，既不利于解释指标之间的相互关系，也不利于在实践中的应用。

政府在生态环境建设中的支撑能力指标评价体系的总体结构包括两个方面：核心支撑能力指标和外部响应能力指标。核心支撑能力有三级层次；外部响应能力也有三级层次。指标评价体系中共有 14 个基本指标（图 5-2）。

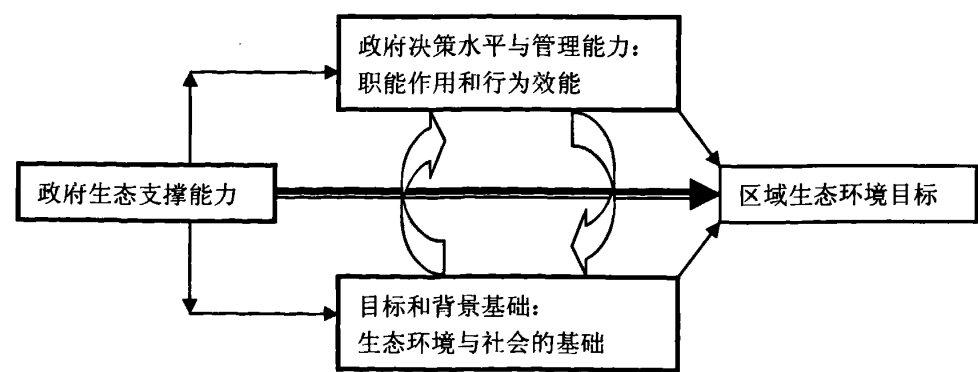
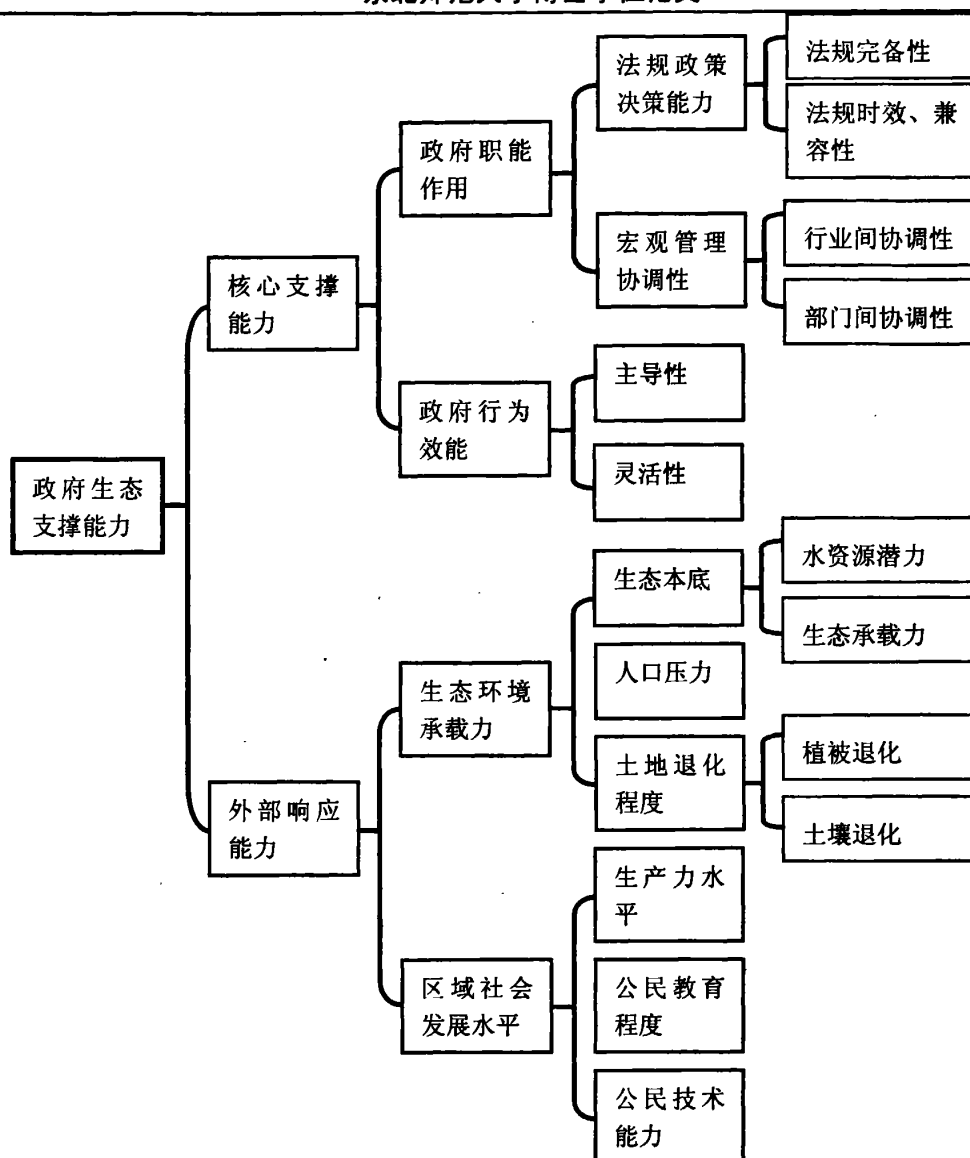


图 5-1 评价政府对生态环境建设的支撑能力的概念框架



3) 主要评价指标释义

指标评价体系结构中的指标选取也是决定政府生态支撑力评价结果的重要步骤。指标选取应该遵从指标体系构建的原则。在实际的指标选取过程中特别强调其指标获取的可操纵性。本文构建的指标评价体系中，决定政府生态支撑力的一级指标是核心支撑能力和外部响应能力，这两个方面之下的二级、三级和四级指标的涵义分述如下。

(1) 核心支撑能力指标

核心支撑能力 (core capacity): 简单地说, 核心支撑能力主要是指反映政府自身决策和管理的能力。核心支撑能力依赖于政府的性质、制度或体制, 也包括其施政能力的程度。在指标评价体系中, 核心支撑能力的重要性是首要的, 对于生态环境建设这种公益性事业, 核心支撑能力常常是决定性的。

政府职能作用 (functioning role of government): 包括法规政策决策能力和宏观管理协调性。政府的职能作用, 对于“支撑”社会各种活动, 基本上是依赖社会体制而表现一定形式, 在一定时间内、甚至相当长的历史时期里可能是稳定不变的。在具体的生态环境建设过程中, 强调的是中央政府和地方政府的决策和管理能力。

法规、政策的决策能力 (making decision of lawn and regulation): 包括政府制定法律法规的完备性, 以及政策的时效性与兼容性。在我国, 法律法规是由立法机关——全国人民代表大会制定颁布的, 但是, 法律法规的起草和实施源于政府部门。随着我国面临的生态环境问题日益突出, 已经有越来越多的相关法律法规出台实施, 已有的不完善的法律法规也由新的更加完善的法律法规代替更新 (见附件 1, 国家及地方的环境生态, 以及环境生态相关的产业法规政策)。一般来说, 出台实施的法律法规越多、越细致、越完备, 说明政府的决策能力越强。对于我国制定实施的生态环境法律法规, 其中相当重要的一点是法律法规, 以及政策之间的兼容性, 或互补性。这里强调政策的兼容性, 是因为我国在处于经济急速发展和生态环境问题日益突出的矛盾阶段, 有关生态环境的政策常常与经济发展政策, 例如, 农业政策产生冲突, 所以, 尽管我们已经有越来越多的生态政策, 其实施的效果并不是任何时候都令人满意。其次是政府制定实施政策的时效性, 这里我们主要考察的是针对某一生态环境问题实施政策的前瞻性, 越是先于生态环境问题出现, 其前瞻性越好, 时效性越佳, 反之亦然。

宏观管理协调性 (harmony of macro-management): 包括行业之间的协调性和部门之间的协调性。这是政府职能作用的另一个方面。在我国现行的管理体制下, 与生态环境建设密切相关的行业与部门的内部管理固然是重要的, 但是, 行业之间的协调性和部门之间的协调性也是必不可少的。实际管理过程中常常会发生林业与农业、农业与牧业之间的管理、责任和利益的交叉。因此, 宏观管理能力依赖于政府的管理水平和效力, 各级政府加强对行业和部门之间的协调性会大大提高生态环境建设的成效。

政府行为效能 (efficiency of government behavior): 包括政府行为的主动性和灵活性。政府的行为效能有广度与深度变化, 其广度具体上可以涉及从法律、法规、政策, 到技术规程等各个相关方面; 其深度是包括在广度的任何一个角度或层面上, 能够充分体现政府的具体管理或服务效果。但是, 这里我们强调的是政府行为的主导性和灵活性。针对生态环境这种公益性事业, 政府行为的主导性是必要的, 政府在这个方面没有发挥主导作用, 它在生态环境建设中没有更多作为。具体的主导性应该体现为资金、技术的投入强度或范围。政府行为的灵活性主要体现在针对具体的重大生态环境问题的政府应变能力或反应能力, 政府行为的灵活性不同, 解决问题的效果可能有较大的差异。

(2) 外部响应能力指标

外部响应能力 (exterior capacity of response) 是对核心支撑能力的有利依托。外部响应能力包括两个方面: 生态环境承载力和区域社会发展水平。

生态环境承载力 (carrying capacity of ecological environment): 一般的环境承载力的定义是指在某一时期, 某种环境状态下某一区域环境对人类社会、经济活动的支持能力限度, 或者承受的阈值, 环境承载力可能是一个依赖时空尺度的多维变量的结果。这里的生态环境承载力释义是, 反映某一地区特定时期的自然资源潜力和承载环境负荷的能力。生态环境承载力具体包括生态本底、人口压力和土地退化程度三个方面。

生态本底 (ecological background): 是指评价地区的生态基本状况, 包括植被、动物、环境要素等方面。生物的生态状况可以通过生物多样性、生产力稳定性等指标刻画; 环境要素可以用水资源状况、生态脆弱度来衡量。一个地区生态本底的好坏直接影响着生态环境的改善或治理的程度或可能性, 这也可以通过生态环境的治理成本说明。

人口压力 (population pressure): 这是影响政府支撑能力的重要因素。我国大部分地区出现了生态环境质量下降、荒漠化和干旱化等问题, 相当大的原因是由于人口膨胀带来的。人口增加, 动植物产品的需求量加大, 水资源的消耗也大幅度提高, 环境污染物也越来越多, 因此, 人口总量和增长速率是影响生态环境承载力的主要因子。

土地退化程度 (land degradation): 即土地荒漠化程度, 可以通过土地的植被退化和土壤退化两个方面体现。植被退化的直接结果是生态系统的初级生产能力降低, 包括植被盖度和植物生产力的下降, 也体现在植被高度的降低, 或者植被质量的衰退。另一个方面是土壤退化, 其表征是土壤的结构和理化性质破坏, 土壤肥力降低。土壤与植被的退化都能导致土地的退化、沙漠化和盐碱化等生态问题。这里可以用植被的盖度、生物生产力和土壤肥力作为刻画土地退化的程度指标。

区域社会发展水平: 是外部响应能力的另一个方面, 是指某一地区的社会经济发展程度, 具体包括生产力 (收入) 水平、公民教育程度和公民技术能力。显而易见, 区域的社会发展水平越高, 公民越能对政府实施生态环境建设有更好的理解, 政府实现生态支撑力的基础越好, 政府生态支撑力也越强。生产力水平可以用人均收入水平或 GDP 来衡量。公民教育程度也是重要的, 有广大公民对生态环境保护和建设的支持, 在任何地区的生态环境建设效果都会得到较大地加强。此外, 政府在生态环境建设过程中不仅制定实施相关的生态政策, 更需要投入各种生态技术, 如种草技术、防沙工程技术等, 那么, 公民的技术掌握能力也直接会影响生态技术的使用效果。因此, 公民技术能力也是其中不可缺少的指标。

5.2 政府支撑能力综合评价的一般模型方法

政府对生态环境建设的支撑能力评价需要采用生态模型 (ecological model) 来评价。生态模型是描述生态学现象、过程及预测管理的模型。一方面, 生态模型作为研究工具, 可以进行理论解释与推测, 即对生态过程的定量刻画, 揭示生态过程、反应规律, 预测

生态过程的走向；另一方面，作为管理工具，是一类应用（管理）模型，可以指导我们对某类自然资源、具体的生态系统，以及一个开发区域进行管理利用。

建立一般生态模型的一般途径或步骤如下（图 5-3），具体包括：

1) 模型准备

主要是做好建模的准备工作，明确主要目的，包括直接提出科学问题，以及具体建模需要解决的问题，同时进行数据的收集和整理。科学问题的提出与确定是十分关键的，一般来说，科学问题应该具体化。

2) 模型假设

根据研究对象的特征和建模目的，对问题进行必要而合理的简化。模型假设依赖于建模目的，应该反复斟酌模型假设的合理性和必要性。当然，有些模型假设常常借鉴已有的工作或经验。

3) 模型构成

依据模型的层次结构和各个参数之间的生态关系，建立相应的数学模型。准确地定义层次结构和各个参数之间的生态关系是建模成败的关键。有经验的生态学家可以通过多种方式确定层次关系和因素关系，例如，通过研究者本人的实验观察来确定，或者依据前人的相关或类似实验来确定。

4) 模型求解分析

这一步骤是解析或近似地求解数学模型，对模型的解答做数学上的分析。模型求解有时是困难的。目前可能借助计算机和较好的数学工具快速地计算预测的结果，但是，也会因为模型的复杂性和大量数据处理困难而导致模型求解困难。

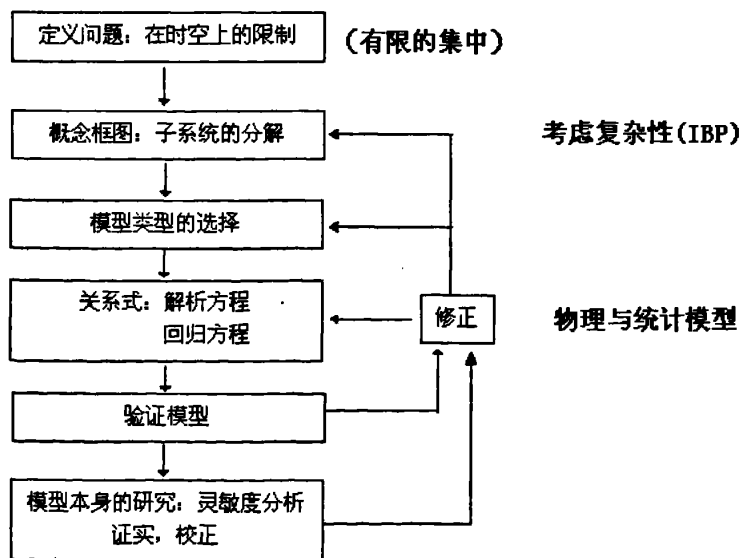


图 5-3 生态建模的一般程序或步骤

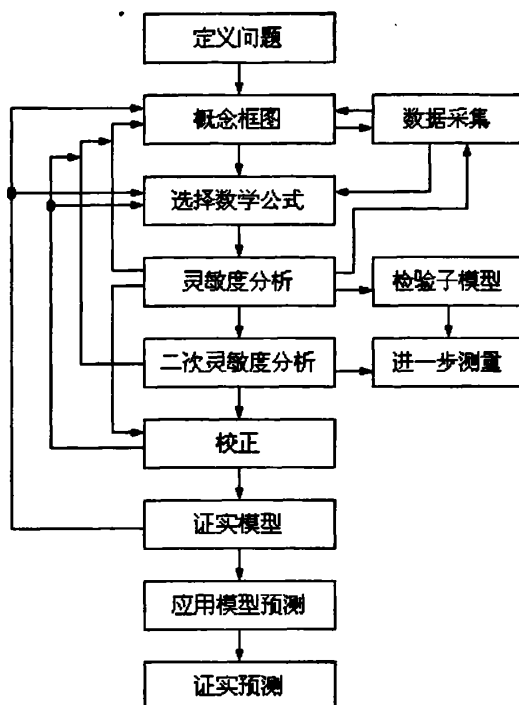


图 5-4 严格的生态建模程序或步骤

5) 模型检验（灵敏度分析）

把数学上分析的结果翻译成实际问题，并用实际现象，数据与之比较，检验模型的合理性与适用性。研究表明，模型检验（灵敏度分析）是一个反复的验证过程。一方面，通过模型计算的理论与实际实验获得的观测值进行反复比较，考察模型的可靠性和准确性，不断地修正模型；另一方面，通过对模型的灵敏度分析，可以发现一些重要或特殊因素的作用行为。模型的灵敏度分析可以更加完善模型的适用性。

构建生态模型也能进行更严格的方式，如下（图 5-4）。其中增加了二次灵敏度分析，强调了从概念框架到模型校正之间的反复修正工作。

6) 模型应用

经过以上过程建立了相对可靠稳定的物理学或统计学模型，然后，就可以应用所建立的数学模型解决实际问题。在应用模型解释实际问题和预测生态环境发展趋势时，应该注意模型只是作为描述生态现象与过程的工具，而不是绝对意义上的生态问题本身，因此，与现实有距离，不能绝对化，同时，应该尽可能使模型反映生态意义。

5.3 政府支撑能力综合评价的主要模型

综合评价的数学分析方法较多，本文只提出两种方法的基本原理和步骤，用以进行

政府生态支撑力的评价。

5.3.1 综合评价的模糊数学模型

首先介绍综合评价的模糊数学模型。这种方法在生态学及其他科学的多层次、多因素评价中经常得到应用。例如，对草地牧草价值的综合评价^[189]，在生态适宜度的综合评价^[190]，对大气、水环境、矿山环境及草坪质量的综合评价^[191-195,196]，以及土壤质量的评价^[197,198]等。

综合评价本身，实质上是一项多层次、多元决策。可以把 Fuzzy 集合理论（模糊数学理论）引入任何一个多层次、多因素的复杂问题的综合评价^[199]。考虑多个相关因素、多层次整合的综合评判。综合评价的模式为（图 5-5）：

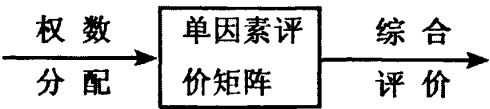


图 5-5 模糊数学综合评价模式

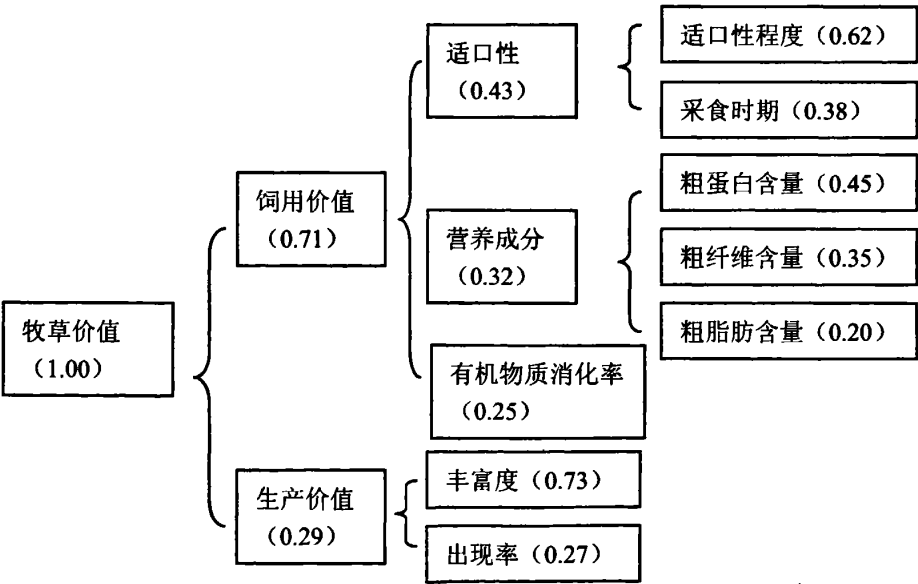


图 5-6 草地牧草价值评价体系的结构和影响权重（括号内的数字为影响权重值）

针对一个具体的评价问题，在建立综合评价指标体系的基础上，先进行单层（低层次）的评价。每个层次单层评价，又是下一层次综合评价的结果。最后，获得总体目标的评价值。依据这个评价值，能够直接定量地比较评价目标的高低、或大小。

本文以草地牧草价值的综合评价为例，阐述具体评价步骤方法。

首先确立牧草价值的评价指标体系如图 5-6。牧草的价值存在三个评价层次，牧草价值首先由其饲用价值和生产价值决定的，而饲用价值和生产价值又分别由适口性、营养成分、有机物质消化率决定，适口性和营养成分再通过适口性程度、采食时期，以及粗蛋白质、粗纤维素和粗脂肪含量分布来确定。

然后，设评语集合为语言集（牧草价值的最终评价价值），即

$U = (\text{很低, 较低, 低, 一般, 高, 较高, 很高})$

$= (\varnothing_1, \varnothing_2, \varnothing_3, \dots, \varnothing_7)$

$$\varnothing_i(x) = \begin{cases} \max\{0, 1 - 12(x - \frac{i-1}{6})^2\}, & x \in [0, 1] \\ 0, & x \notin [0, 1] \end{cases} \quad (\text{其中 } i = 1, 2, \dots, 7)$$

$\varnothing_1, \varnothing_2, \varnothing_3, \dots, \varnothing_7$ 称为标准语言真值。标准语言真值图如图 5-7。

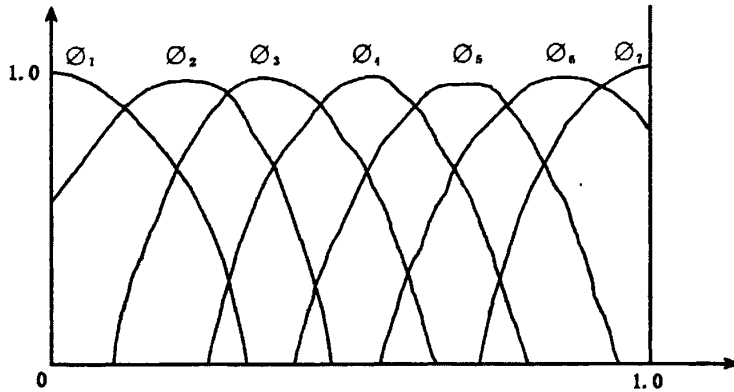


图 5-7 标准语言真值图

进行 Fuzzy 运算“O”取模型 $M(+, \oplus)$ 时，经济价值综合评价某一层级及最后的评价结果均为语言真语的一个凸线性组合。用综合评价来代替相应的语言值峰值。

为了简化峰值近似计算，提出以下方法：

$$\varnothing = \begin{bmatrix} \varnothing_1 \\ \varnothing_2 \\ \varnothing_3 \\ \varnothing_4 \\ \varnothing_5 \\ \varnothing_6 \\ \varnothing_7 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0.65 & 0.35 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0.35 & 0.40 & 0.25 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.35 & 0.40 & 0.25 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0.30 & 0.40 & 0.30 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.27 & 0.40 & 0.33 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0.25 & 0.40 & 0.35 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.35 & 0.65 \end{bmatrix}$$

其中矩阵得各评定因素语言值，牧草价值综合评价结果为语言值

$$\sum_{i=1}^7 c_i \varnothing_i$$

70

则：

$$f \text{ 综合评价值} = (c_1 \ c_2 \ c_3 \ c_4 \ c_5 \ c_6 \ c_7) \cdot \begin{bmatrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \\ 5 \\ 6 \\ 7 \end{bmatrix}$$

各因素之间的权重分配：各层次因素中有统一的权衡，采用“专家评分”的方法，建立各因素之间的权重分配，记为：

$$A=(a_1 \ a_2 \ \dots \ a_i) \text{ 其中 } a_i \geq 0, \text{ 且 } \sum_{i=1}^n a_i = 1$$

即，饲用价值、生产价值权重分配分别为 0.71、0.29；适口性、营养成份、有机物质消化率权重分配分别为 0.43、0.32、0.25；丰富度、出现率权重分配，分别为 0.73、0.27；采食程度、采食时期分别为 0.62、0.38；粗蛋白质、粗纤维素、粗脂肪含量分别为 0.45、0.35、0.20。

牧草价值评价指标体系中的各个指标因素标准和语言值见表 5-1。

最后，可以通过 Fuzzy 综合评价矩阵复合运算，求得牧草价值综合评价（f）。由此我们可以根据牧草价值综合评价值（f）的大小，说明某一种牧草在草地中的经济价值高低，这是一个考虑到牧草多个层面因素的分析结果。

表 5-1 牧草经济价值综合评价因素等级标准表

因素标准语言值	项目	饲 用 价 值					生 产 价 值	
		采食程度	采食时期	粗蛋白质%	粗纤维素%	粗脂肪%	有机物质消化率%	丰富度%
Φ ₁	嗜食	四个季节	20 以上	25 以下	4.5 以上	74 以上	30 以上	36 以上
Φ ₂	较嗜食	四个季节	15-20	25-29	3.9-4.5	65-74	25-30	30-36
Φ ₃	喜食	生长季节	10-15	29-33	3.3-3.9	57-65	20-25	24-30
Φ ₄	乐食	生长季节	6-10	33-37	2.7-3.3	48-57	15-20	18-24
Φ ₅	可食	二个季节	4-6	37-41	2.1-2.7	39-48	10-15	12-18
Φ ₆	少食	一个季节	3-4	41-45	1.5-2.1	31-30	5-10	6-12
Φ ₇	极少食	二个月以下	3 以下	45 以上	1.5 以下	30 以下	5 以下	6 以下

注：每个等级（包括语言值）不包括上限

5.3.2 政府支撑能力的层次分析方法

尽管以上采用的模糊数学综合评价可以直接应用于政府生态支撑力的评价，但是，在各因素之间的权重处理带有一定的主观性，其中采用“专家评分”的方法建立各因素之间的权重分配，因此，该方法具有一定的局限性。目前在生态学研究经常针对多层

次、多因素进行综合评价,也发展了多种数学分析方法。例如,发展应用较为成熟的层次分析方法。

层次分析法(Analytic Hierarchy Process),简称 AHP 法,是由美国运筹学家 T. L. Saaty 于 20 世纪 70 年代中期提出的一种多层次权重分析决策方法^[200-202]。AHP 法是系统工程中经常使用的一种评价与决策方法。它特别适用于处理多目标、多层次的复杂大系统问题和难于完全用定量方法来分析与决策的社会系统工程的复杂问题。它们可以将人们的主观判断用数量形式来表达和处理,是一种定性和定量相结合的分析方法。

我国一些研究者在分析综合性问题过程中试图采用层次分析法。例如,对水资源的利用评价^[203-205],在环境质量评价中的应用^[206-208],以及农业机械化问题等^[209,210]。崔兆杰等(2006)^[211]应用层次分析方法(AHP)和采用距离函数模型对一个区域或城市的可持续发展能力进行评价,建立了科学有效的可持续发展指标体系和评价方法。在评价中,权系数即权重的确定采用层次分析法。首先确定评价的层次结构模型,建立多个层次结构模型进行指标体系权重确定;其次构造判断矩阵,在准则层中两两因素之间进行比较,比较时采用 1-9 比率标度;通过专家评议,确定系统评价指标体系中各递阶同层次结构中两两指标之间的相对重要性程度,形成相应的判断矩阵。然后把得到的判断矩阵按列归一化、按行求和,归一化得到一个新的矩阵,来确定准则层指标对目标层的贡献程度,得到准则层权重向量。最后对判断矩阵作一致性检验。再后,引入距离函数模型进行生态市可持续发展能力的评价,根据综合距离的大小判定区域可持续发展能力的高低和计算生态市建设的实现度。

尽管层次分析法在研究综合性问题过程中已有一些应用。但是,随着研究目标的差异、数据量(评价指标)的大小,以及对评价问题的要求程度的不同,对层次分析法的具体模型需要重新建立、调整和检验。对本文针对政府在生态环境建设中的作用或支撑能力,首次采用层次分析法,根据选择问题的特点和实际评价获得有效数据,建立其特殊的层次分析模型。

层次分析法包含以下主要步骤。

1) 建立层次结构模型

利用 AHP 进行系统分析,首先要将所包含的因素分组,每一组作为一个层次,按照最高层、若干有关的中间层和最低层的形式排列起来,如图 5-8 所示。其中,最高层表示解决问题的目的,即应用 AHP 所要达到的目标;中间层表示采用某种措施和政策来实现预定目标所实现的中间环节,一般又可分为策略层、约束层、准则层等;最低层表示解决问题的措施和政策(即方案)。

如果某一个因素与下一层所有因素均有联系,那么称这个因素与下一层次存在完全层次关系。有时存在不完全层次关系,即某个因素只与下一层的部分因素有联系。层次之间可以建立子层次,子层次从属于主层次的某个因素,它的因素与下一层次的因素有联系,但不形成独立层次。

那么,本文建立的政府支撑能力综合评价的具体层次结构模型如图 5-9。其中,最

高层 A 为目标层,中间层 B(B1-B2)和 C(C1-C4)为约束层和准则层,最底层 D(D1-D10)和 E (E1-E14) 是解决问题的措施或直接影响因素。

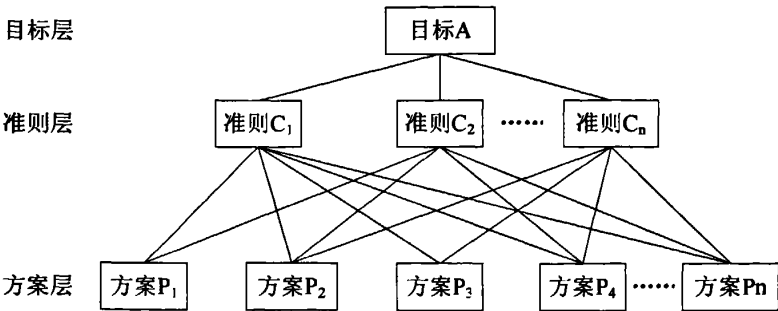


图 5-8 阶梯的层次结构模型

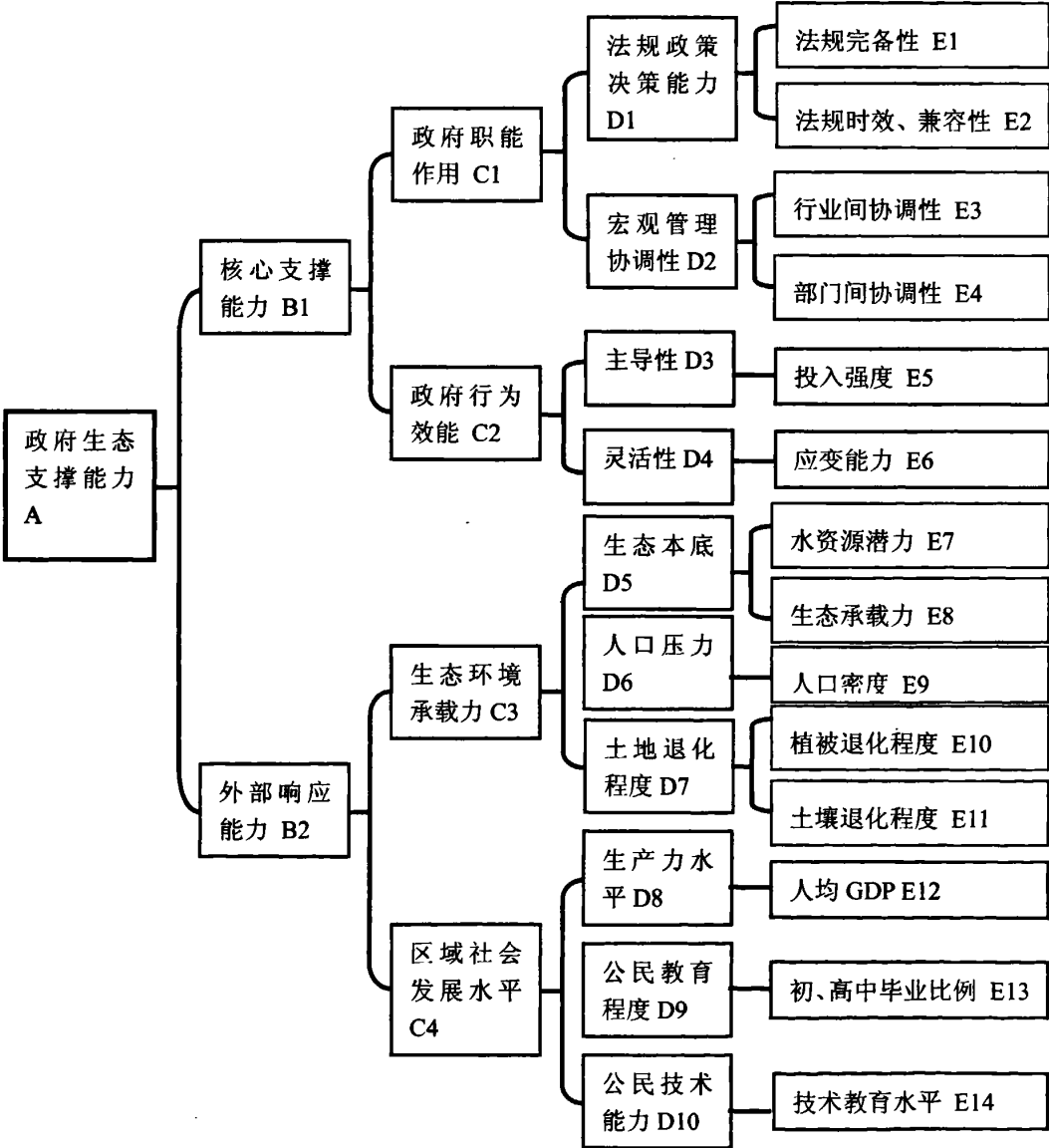


图 5-9 政府生态支撑能力的指标评价体系结构

2) 构造判断矩阵

判断矩阵表示对上一层某因素而言, 本层次与之有关的各因素之间的相对重要性。假设 A 层次中因素 A_k 与下层次中因素 $B_1, B_2, \dots, B_n$ 有联系, 构造的判断矩阵如表 5-2 所示:

表 5-2 判断矩阵

A_k	B_1	B_2		B_n
B_1	b_{11}	b_{12}		b_{1n}
B_2	b_{21}	b_{22}		b_{2n}
...	...	...		...
B_n	b_{n1}	b_{n2}		b_{nn}

其中, b_{ij} 是对于 A_k 而言, B_i 与 B_j 的相对重要性的数值表示, 通常 b_{ij} 取 1, 2, 3, ..., 9 及它们的倒数, 其含义如表 5-3 所示。

表 5-3 判断标度矩阵及其含义

标度	含义
1	表示两个因素相比, 具有同样重要性
3	表示两个因素相比, 一个比另一个稍微重要
5	表示两个因素相比, 一个比另一个明显重要
7	表示两个因素相比, 一个比另一个强烈重要
9	表示两个因素相比, 一个比另一个极端重要
2, 4, 6, 8	表示上述两相邻判断的中值
倒数	若因素 i 与 j 比较得判断 b_{ij} , 则因素 j 与 i 比较的判断为 $b_{ji}=1/b_{ij}$

显然, 任何一个判断矩阵都应满足 $b_{ii} = 1, b_{ij} = \frac{1}{b_{ji}} (i, j = 1, 2, \dots, n)$ 。因此, 对于 n 阶判断矩阵, 我们仅需要对 $n(n-1)/2$ 个矩阵元素给出数值。

实际建立的政府支撑能力各层次判断矩阵如表 6-4。

3) 层次单排序

所谓单排序是指本层各因素对上层某一因素的重要性次序。它由判断矩阵的特征向量表示。例如, 判断矩阵 A 的特征问题 $AW = \lambda_{\max} W$ 的解 W , 经归一化后即为一层次相应因素对于上一层某因素相对重要性的排序权值, 这一过程就称为层次单排序。为保

证层次单排序的可信性,需要对判断矩阵一致性进行检验,亦即要计算随机一致性比率:

CR = (λ_max - n) / (RI(n - 1))

其中 λ_max 为判断矩阵的最大特征根, n 是判断矩阵的阶数, RI 为平均随机一致性指标,通常可查表 5-4 所得。

表 5-4 不同阶数判断矩阵 RI 取值标准

判断矩阵阶数	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0	0	0.58	0.9	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49

只有 CR < 0.1 时,层次单排序的结果才认为是满意的,否则需要调整判断矩阵元素的取值。

4) 层次总排序

利用同一层次中所有层次单排序的结果,就可以计算针对上一层次而言,本层次所有因素重要性的权值,这就是层次总排序。层次总排序需要从上到下逐次顺序进行,对于最高层下面的第二层,其层次单排序即为总排序。假定上一层所有的因素 A₁, A₂, ..., A_m 的总排序已完成,得到的权值分别为 a₁, a₂, ..., a_m。与 A_i 对应的本层次因素 B₁, B₂, ..., B_n 单排序的结果为 b₁ⁱ, b₂ⁱ, ..., b_nⁱ。这里,若 B_i 与 A_i 无关,则 b_jⁱ = 0, 层次总排序结果如表 5-5 所示。

显然 $\sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^m a_i b_j^i = 1$, 即层次总排序仍然是归一化正规向量。

表 5-5 层次总排序示意图

层次 A	A ₁	A ₂		A _m	B 层次的总排序
	a ₁	a ₂		a _m	
B ₁	b ₁ ¹	b ₁ ²		b ₁ ^m	$\sum_{i=1}^m a_i b_1^i$
B ₂	b ₂ ¹	b ₂ ²		b ₂ ^m	$\sum_{i=1}^m a_i b_2^i$
...	...			...	...
B _n	b _n ¹	b _n ²		b _n ^m	$\sum_{i=1}^m a_i b_n^i$

5) 一致性检验

为评价层次总排序计算结果的一致性,需要计算与单排序类似的检验量。与层次单排序的一致性检验一样,这一步骤也是从高到低逐层进行的。CI 为层次总排序一致性

指标； RI 为层次总排序平均随机一致性指标； CR 为层次总排序随机一致性指标。

它们的表达式分别为： $CI = \sum_{i=1}^m a_i CI_i$ ，式中 CI_i 为与 A_i 对应的 B 层次中判断矩阵的一致性指标，其中 $CI_i = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1}$ 。 $RI = \sum_{i=1}^m a_i RI_i$ ，式中 RI_i 为与 A_i 对应的 B 层次中判断矩阵的平均随机一致性指标。则

$$CR = \frac{CI}{RI} = \frac{\sum_{i=1}^m a_i CI_i}{\sum_{i=1}^m a_i RI_i}$$

只有当 $CR < 0.1$ 时，认为层次总排序结果具有满意的一致性，否则需要重新调整判断矩阵的元素取值。

由此，可以具体计算出某一地区，或者一个地区的不同时间的综合评价值，从而就能够比较分析，政府在某一地区，或者一个地区的不同时间的生态环境建设过程中所起的作用如何。下一章我们将应用建立的层次分析模型对吉林省的一些典型地区进行实证分析。

6 吉林省生态环境建设中的政府作用与效果实证研究

在具体某些地区开展政府支撑力的评价是必要的,因为只有通过实际评价,才能检验所建立的评价原则和指标评价体系是否合理,评价模型或方法是否可靠而灵敏,同时,通过具体的评价过程分析与评价结果分析不断修正建立的评价原则、指标评价体系和评价方法。此外,针对某一地区生态环境建设过程中的政府发挥作用进行客观、科学,定性与定量相结合的评价,从中可以反映政府制定的各类相关法律法规、生态、环境、农牧业政策等的有效性和局限性,以及政府管理方面的各种问题,及时发现问题,促进各级政府不断改进决策和管理问题,最终是使我国生态环境建设获得更好的效益。本文以吉林省两个典型的代表生态环境地区——西部白城市和东部通化市及延边地区,运用已经建立的评价原则、指标评价体系与评价方法开展具体政府支撑能力的综合评价。

6.1 评价地区的生态环境和社会背景及建设目标

评价地区选择吉林省东部和西部两个代表性地区,其出发点是:第一,尽管都处于吉林省境内,而它们的生态环境差异很大,通化市、延边地区位于东部山区,白城市位于西部草原;第二,国家及吉林省对两个地区都有较强的生态目标要求;第三,两个地方政府都处于省政府的领导下,社会经济发展政策是一致的。

6.1.1 西部地区(白城市)的生态环境和社会背景

白城市位于吉林省西北部,嫩江平原西部,科尔沁草原东部。东经 $121^{\circ}38'-124^{\circ}22'$, 北纬 $44^{\circ}13'57''-46^{\circ}18'$ 。该市辖镇赉县、通榆县、大安市、洮南市、洮北区、白城经济开发区、大安经济开发区、查干浩特旅游开发区、白城市民营经济开发区九个县(市、区),有汉、蒙、回等多个民族,200 多万人口。东、东南与吉林省松原市的前郭尔罗斯蒙古族自治县、乾安县接壤;南与吉林省松原市的长岭县毗邻。西、西北与内蒙古自治区的科尔沁右翼中旗、突泉县、科尔沁右翼前旗相连;北、东北与黑龙江省泰来县、杜尔伯特蒙古族自治县、肇源县隔江相望。全市南北长 230 km,东西宽 211 km,总面积 $25,685\text{km}^2$ 。

地势由西北向东南依次为低山、丘陵、平原、西南略有抬升。西北部为大兴安岭东麓褶皱地带,分布着丘陵和低山,海拔 300-663 m;东北、东南部为平原,海拔 130-140 m;西南部广泛分布西北至东南走向的大小沙丘、沙垄,海拔 150-180 m,是潜化沙漠区。土壤主要为草甸土和黑钙土,肥力较高。白城市属温带大陆性季风气候。年均日照时数 2,919.4 h,年均气温 4.9°C ,无霜期 157 天。日照积温高,年积温累计达 3276.5°C 。年均降水量 407.9 mm,分布不均,秋冬雨雪少,春季降雨少。大风日数多,年均 8 级

以上大风 24 天。冰雹出现 5-9 月。水域宽广, 境内有嫩江、洮儿河等 6 条主要江河, 流经总长 700 多公里。共有水库 12 座, 大小泡沼 300 多个。地下水资源也十分丰富, 地下水储量 $2.1 \times 10^{10} \text{ m}^3$, 现仅开采 3 亿多 m^3 , 水质好。总水域面积 $3,029 \text{ km}^2$, 占幅员 12.49%, 占全省水域面积 31.06%, 居全省各市之首。

国民经济保持强势增长。初步核算, 2006 年全市实现地区生产总值 190 亿元。其中, 第一产业增加值 48.5 亿元, 增长 14.1%; 第二产业增加值 72.3 亿元, 增长 26.4%; 第三产业增加值 69.2 亿元, 增长 13.7%。按年平均人口计算, 人均 GDP 达到 9,405 元。财政收支实现较快增长, 重点支出得到较好保障。全年全市完成一般预算全口径财政收入 15.7 亿元。白城市是国家确定的生态建设示范区, 区内同时拥有两个国家级自然保护区, 生态旅游得天独厚, 在全省、全国乃至世界都有重要的位置。

白城市 2000-2005 年期间的具体相关社会、自然和经济背景见表 6-1。

表 6-1 白城市主要社会、自然和经济背景 (2000-2005)

年度	土地总面积 (km^2)	农田面积 (hm^2)	GDP 总量 (万元)	人均年 收入 (元)	工业年 产值 (万元)	第三产业 年产量 (万元)	农业年 产值 (万元)	林业年 产值 (万元)	牧业年 产值 (万元)
2000	25685	523957	732589	3675	154102	242409	233495	13646	168215
2001	25685	518383	832883	4176	174740	277249	283813	9743	233895
2002	25692	529459	1020181	5102	217012	327080	386816	17635	259811
2003	25692	500551	1233531	6152	275426	388087	427798	21500	341523
2004	25692	513494	1370006	6809	351039	463935	311605	16063	353642
2005	25745	552342	1521856	7550	367776	557886	374183	34574	303026

表 6-1 (续)

年度	总人口数 (万人)	自然增 长率‰	高校在校人 数(人)	中等专业学校在校 校人数(人)	普通中学在校人数 (万人)	各类专业技术 人员(万人)
2000	199.18	6.31	2290	9789	9.62	5.02
2001	199.77	4.84	2036	6191	9.89	5.21
2002	200.22	3.91	2384	4030	10.30	5.29
2003	200.82	3.24	3521	6541	10.51	5.27
2004	201.60	1.90	2542	7190	10.70	5.15
2005	201.56	2.68	2982	10702	10.47	4.37

6.1.2 东部地区(通化市、延边地区)的生态环境和社会背景

1) 通化市的生态环境和社会背景

通化市位于吉林省南部, 地处东经 $125^{\circ}10'-126^{\circ}44'$, 北纬 $40^{\circ}52'-43^{\circ}3'$ 之间。东接白山市, 西邻辽宁省的铁岭市、丹东市, 南与朝鲜民主主义人民共和国的慈江道隔鸭绿江相望, 北连辽源市、吉林市。南北长 238 km, 东西宽 108 km。全境幅员 $15,195 \text{ km}^2$ 。全市面积 $15,195 \text{ km}^2$, 其中市区面积 761 km^2 。

通化市 2/3 以上的面积为山区, 属长白山系。南部是鸭绿江与浑江之间的老岭山区,

中部是浑江与辉发河之间的龙岗山,北部为低山丘陵区,是山地和平原的过渡地带。地势由南向北沉降,形成南高北低的地势地貌。土壤类型基本为暗棕壤、灰棕壤和白浆土;土壤肥力特点为养分含量高但分布不平衡,土壤有机质逐年减少。气候属北温带大陆性季风气候,夏热冬冷,较为湿润。年平均气温为 5℃,最高气温 7 月份为 22.2℃。最低气温 1 月份为零下 16℃,年均积温 2,683℃,平均日照 2,514.2 h。无霜期 110-150 天。年均降水量为 879.7 mm,多集中在 6、7、8 月份。通化市蕴藏着丰富的水利资源,大小河流 1,000 余条,水资源总量 $2.9 \times 10^{10} \text{ m}^3$ 。全市有大型水库 1 座,积水面积 548 km²;中型水库 10 座,积水面积 1,070.32 km²;小型水库 295 座;池塘 9,006 个。丰富的水利资源促进了水利经济的发展。全市有固定机电站 1,017 座,装机 27,649 kw。全年水产成鱼量 10,362 t,水利经济总收入 1.2 亿元。

通化市有汉族、满族、朝鲜族、回族等 24 个民族。全市总人口 225.81 万人,其中非农业人口 101.00 万人;市区 45.43 万人;五县(市)180.39 万人。2003 年新出生 16,923 人,出生率为 7.50‰,比去年上升 0.05 个千分点;死亡人口 10,119 人,死亡率为 4.49‰;全年净增人口 5,532 人,人口自然增长率为 3.02‰(表 6-2)。

国民经济继续保持较快增长。初步核算,全市实现地区生产总值 290.7 亿元,按可比价格计算,比上年增长 19.9%。其中,第一产业实现增加值 43.3 亿元,增长 4.1%;第二产业实现增加值 144.2 亿元,增长 28.1%;第三产业实现增加值 103.2 亿元,增长 17.5%。按常住人口计算,当年人均 GDP 达到 12,815 元,比上年增长 19.9%。产业结构调整取得明显成效。三次产业结构由 2005 年的 18.7: 45.3: 36.0 调整为 2006 年的 14.9: 49.6: 35.5。2006 年第一产业对经济增长的贡献率为 3.6%;第二产业贡献率为 64.0%;第三产业贡献率为 32.4%。第二产业的主导地位更加突出。人均 GDP 突破 10,000 元。财政收入年均增长 14.9%,固定资产投资年均增长 30.5%,社会消费品零售总额年均增长 11.5%。粮食综合生产能力稳定在 $1.4 \times 10^6 \text{ t}$ 阶段性水平,畜牧业、特产业和农业产业化经营快速发展。医药、冶金、食品三大支柱产业增加值占规模以上工业增加值的比重达到 82.2%,对经济发展的拉动作用明显增强。较好地完成了制药企业 GMP 改造任务。能源、建材、石油机械等优势产业不断发展。传统服务业持续升级,现代服务业有较大发展。信息产业年产值突破 10 亿元。旅游收入年均增长 25%(表 6-2)。

通化市野生经济植物共 13 科,约 1000 余种。其中,人参产量占全国的 40%,是“中国三大天然药库”之一。绿色食品资源 190 余种,野生经济动物有 100 多种,是中国著名的中药之乡、葡萄酒之乡、人参之乡和优质大米之乡。另外矿产资源也比较丰富。黑色金属、有色金属、贵重金属、非金属和能源矿产在境内分布较广。通化市旅游资源丰富。列为国家重点文化保护单位的有集安市的“洞沟古墓群”和“丸都山城”,省级重点文物保护单位有集安市内的“国内城”、“霸王朝山城”和“长川壁画墓”等。“洞沟古墓群”有高句丽古墓 1 万多座,最早的有 2000 多年历史,最大的“将军坟”被称为“东方金字塔”。

表 6-2 通化市主要社会、自然和经济背景 (2000-2005)

年度	土地总面积 (km ²)	农田面积 (hm ²)	GDP 总量 (万元)	人均年收入 (元)	工业年产值 (万元)	第三产业产值 (万元)	农业年产值 (万元)	林业年产值 (万元)	牧业年产值 (万元)
2000	15195	196278	1422690	6248	535609	511509	241744	16099	208548
2001	15195	195715	1580510	6979	588870	572379	287307	11714	228457
2002	15195	195715	1741323	7670	646522	637606	278132	14466	264438
2003	15195	195195	1925723	8464	727992	707868	306517	17993	283436
2004	15195	188651	2178000	9563	850829	794556	329515	17915	319805
2005	15195	200940	2336343	10258	911615	861349	347651	19915	268364

表 6-2 (续)

年度	总人口数 (万人)	自然增长率 ‰	高校在校人数 (人)	中等专业学校 在校人数 (人)	普通中学在校人数 (万人)	各类专业技术人 员 (万人)
2000	224.53	4.75	3336	6664	13.75	5.6
2001	225.25	2.77	3999	6181	14.40	5.42
2002	225.81	3.01	4851	5764	14.63	5.08
2003	226.22	2.13	5697	7719	14.32	5.12
2004	226.39	2.98	8427	7181	13.52	5.72
2005	226.31	3.88	9374	9934	12.9115	5.72

2) 延边地区的生态环境和社会背景

延边朝鲜族自治州位于吉林省东部,在北纬 41°59"至 44°30",东经 127°27"至 131°18"之间的长白山区,是我国朝鲜族主要聚居的地区。这里地处中、俄、朝三国交界,靠近日本海。东与俄罗斯滨海边疆区接壤;南隔图们江与朝鲜咸镜北道、两江道相望;西邻吉林市;北接黑龙江省牡丹江市。全州总面积为 42700 km²,约占吉林省总面积的四分之一,地势西高东低,地貌呈山地、丘陵、盆地三个梯度分布,素有“八山一水半草半分田”之说。全州总人口 217.7 万人,其中朝鲜族人口 82.0 万人,占 37.7%,汉族占 59.3%,其他民族占 3.0%。下辖延吉、图们、敦化、珲春、龙井、和龙 6 市和汪清、安图 2 县,首府所在地为延吉市。

延边地域辽阔,耕地面积 2.3×10^5 hm²,占土地面积的 5.5%。延边地处长白山区,素有“长白林海”之称。林地面积 3.2×10^6 hm²,活立木蓄积量 3.7×10^9 m³,森林覆盖率 80.3%。境内有大小河流 487 条,水能蕴藏量 1.4×10^6 kw。矿泉水资源异常丰富,是我国少有的饮用天然矿泉水集中分布区之一,安图县被命名为“长白山大型矿泉水基地”,仅二道白河地区日出水量就达 1.2×10^5 m³,开发潜力巨大。延边地处北半球中温带,不仅受亚洲大陆和太平洋高低气压季节变化的影响,而且又处于各种气团势力消长以及风带季节移动的过渡带。因此自治州气候属于中温带湿润季风气候。主要特点是季风明显,春季干燥多风,夏季温热多雨,秋季凉爽少雨,冬季寒冷期长。同时,由于东临日本海,

西部、北部又有高山作天然屏障，与省内纬度、海拔相同的地区比，又有冬暖夏凉的特点。年日照时数在 2,150-2,480h，以龙井气温为最高区，以安图及长白山天池一带为最低区。年平均气温为 2-6℃之间，极端最低气温在零下 23-34℃，最高气温在 34-38℃。气温大致随海拔高度和纬度的增设而递减，东部高于西部，盆地高于山地。无霜期为 100 至于 50 天，由于向西递减。秋霜多半在 9 月下旬出现。春冻在 5 月上旬结束。11 月到次年 3 月为结冻期（表 6-3）。

该地区平均降水量一般为 500-650mm，长白山可达 1,000mm，居全省之首。中部盆地和东北部山谷地区的雨量较少，西部山地和东南部近海地区雨量较多。一年中，雨量多集在在 6、7、8 三个月，占全年降水量的 60%。由于降水变率大，易产生旱涝灾害。中部和东部旱重于涝，西部涝重于旱。复杂的地形结构使各地风向不一，但季风明显，一般冬季多偏西风，夏季多偏东风。春季风最大。年平均风速 2-4m/s。春季大风使土地蒸发量很大，常使春旱加重。同时，因受近海的影响，春、秋、夏季会出现低温冷寒，常影响农业收成。该地区主要土壤类型为灰棕壤，其次还包含白浆土、草甸土、新积土、沼泽土、泥炭土、风砂土、石灰岩土和水稻土。由于农业用地长期的“用养失调”，加上片面追求产量，在农业用地的开发利用中化肥投入量增加，有机肥投入量减少，具有养地功效的豆科作物和绿肥播种面积也在减少，致使土壤有机质含量下降、土壤理化性质变坏、土壤肥力降低。

2003 年以来，延边州确立了以新型工业化为核心、以项目建设为突破口，突出抓好项目建设、城镇化建设、社会保障体系建设和软环境建设的经济发展战略，并明确提出以传统产业为基础，壮大支柱产业，培育优势产业，发展高新技术产业的产业发展方向，重点抓好医药产业、食品产业、林产浆纸产业、能源矿产业、旅游产业和劳务经济。2004 年，延边生产总值完成 194.3 亿元；财政收入 24.3 亿元；全社会固定资产投资完成 82.6 亿元；社会消费品零售总额 80.1 亿元；全社会城乡居民储蓄存款余额 291.5 亿元；人均储蓄存款 13,349 元；外贸进出口总额 5.7 亿美元；涉外劳务收入达到 7.3 亿美元(表 6-3)。

表 6-3 延边地区主要社会、自然和经济背景（2000-2005）

年度	土地总面积 (km ²)	农田 面积 (hm ²)	GDP 总量 (万元)	人均年 收入 (元)	工业年产值 (万元)	第三产业 年产值 (万元)	农业年 产值 (万元)	林业年 产值 (万元)	牧业年 产值 (万元)
2000	42700	221614	1273557	5829	469923	513937	219242	22783	69247
2001	42700	218131	1425072	6518	531985	567991	215606	32463	94909
2002	42700	241753	1549657	7083	595500	622824	185476	32352	99859
2003	42700	227762	1717224	7853	661837	667765	185141	108205	108338
2004	42700	219871	1942030	8903	708017	766995	245890	110581	129792
2005	42700	233485	2121496	9749	720626	947719	269782	115014	118983

表 6-3（续）

	总人口数 (万人)	自然增长率 ‰	高校在校人数 (人)	中等专业学校在校 人数(人)	普通中学在校人 数(万人)	各类专业技术 人员(万人)
2000	218.45	1.02	9913	7285	13.35	10.41
2001	218.80	0.71	10804	6816	13.94	11.30

2002	218.77	0.31	11552	6662	14.12	7.69
2003	218.57	-0.58	48144	11814	13.89	6.52
2004	217.71	0.42	14947	13599	13.52	7.02
2005	217.52	0.66	16526	15648	12.88	6.64

长白山是我国五大天然药库之一。野生经济植物达 1,460 余种，其中药用植物 800 多种。有野生动物 1,200 多种。境内盛产被誉为“东北三宝”的人参、鹿茸、貂皮，鹿茸和人参产量居国内第一，延边的大米、烟叶、苹果梨、黄牛等也驰名中外。州内已探明 50 多种金属矿产和 40 多种非金属矿产。煤炭、油页岩、石灰石、黄金等资源十分丰富，储量巨大。延边自然生态保存完好，长白山作为中国十大名山之一，气势雄伟，风光奇特，景色宜人，是闻名中外的旅游胜地：“鸡鸣闻三国、犬吠惊三疆”的独特边境风貌，更是令人流连忘返。

6.1.3 评价地区的生态环境建设目标

拟评价的地区尽管其生态环境及社会经济发展水平各有其特定，但都是吉林省的重要发展地区，白城市与通化市和延边地区的发展极大地影响西部和东部地区，乃至吉林全省的生态经济建设。依据 2001 年制定的《吉林省生态省建设总体规划纲要》（吉政发（2001）31 号），确立了总体建设目标为“发展生态环保型效益经济”，紧紧围绕这一目标，将经济建设和生态建设融合起来，依靠生态环境资源取得经济发展优势，依靠经济发展为生态环境改善提供保障和支持，最终实现区域和总体的经济、社会、生态环境的良性循环和可持续发展。

白城市与通化市和延边地区的生态环境建设总体目标是要求符合吉林省生态省建设总体规划纲要目标。然而，具体三个地区的生态环境建设目标各有侧重和特色。白城市属于西部草原湿地保护与绿色产业生态经济区，主要区域生态环境和社会问题是草原“三化”、湿地生态功能衰退，以及产业结构不合理、社会经济发展水平相对较低。因此，其生态环境建设的发展方向和重点是：1）实施草原、湿地生态环境和生态功能的恢复；2）合理利用、调配本区域的水资源；3）开发清洁能源和绿色石油化工产业。

通化市和延边地区属于长白山资源保护与旅游、健康产业生态经济区，主要区域生态环境和社会问题是生物多样性和森林生态功能降低、水体污染加重，以及产业结构和效益较差、社会经济发展速度相对较慢。因此，其生态环境建设的发展方向和重点是：1）恢复和保护生物多样性、森林和地质景观；2）合理利用开发丰富而独特的水资源；3）调整经济产业结构，开展以长白山特色产业为主的林地经济，以及相应的生态工业经济（延边注重特产经济、通化突出发展医药经济）。

6.2 评价地区的主要评价指标的确定和模型参数

6.2.1 各评价指标的语言值确定

法规完备性：与生态环境建设有关的重要法规 and 政策的实施多少或程度。国家已经制定颁布了与生态环境建设有关的重要法规和政策较多（见附件 1），如果某一地区实施这些法律法规和政策越多，其法规完备性越高；如果这一地区实施这些法规和政策不充分，其法规完备性就越较低。法规完备性可以用分级制评价，将某一地区可以落实的所有法律法规和政策作为最大值（100%），而将未落实的任何一项法律法规和政策作为最小值（0）。

法规时效性：针对某生态环境问题实施各种政策的前瞻性，越是先于生态环境问题出现，其前瞻性越好，时效性越佳，反之亦然。具体在确定法规时效性时，也可以将出现生态环境问题的程度与实施相关生态法规 and 政策的时期相联系。时效性定义也采用分级制，如果生态环境问题还没有发生时，或者是生态环境问题发生前，就落实相关的相关生态法规和政策，则可定义为法规时效性的最大值（100%）；如果生态环境问题已经发生，并且极其严重，达到即便实施了相关生态法规和政策也不可挽回的地步，这时可定义为法规时效性的最小值（0）。

行业间协调性与部门间协调性：对于生态环境建设来说，行业之间的问题是指林业、农业、牧业，包括有些地区与工业之间的管理、责任和利益的协调性。这里我们可以定义，行业间协调性是在一个宏观的层面上的协调性，具体可以以主要的生态环境政策与农业、工业生产政策之间的协同或兼容程度。某一地区的主要生态环境政策与农业、工业生产政策之间的协同或兼容程度越高，行业间协调性越好，反之就较差。如果实施的各种相关生态环境建设政策衔接恰当，基本没有任何政策之间的冲突时，可以确定行业间协调性为最高值；如果这些相关政策交叠严重，实际落实时出现了严重的对立，可以确定其行业间协调性为最小值。

部门间协调性主要体现在某一地区的政府机构之间的实施相关生态环境法规 and 政策的管理责任或权限的明晰程度。显然，某一地区的政府管理机构，其针对生态环境建设的管理责任或权限的明晰程度越高，越可能获得较好的建设效果。这里可以将某一地区的政府主要管理部门（农业、林业、牧业、土地、工业等）有确定明晰的管理责任或权限的情况定义为部门间协调性最大值，而将管理责任或权限不确定明晰的情况定义为部门间协调性最小值。

行业间协调性与部门间协调性有时是一致的，有时也有差别，通常差别不大。两者变化程度也采用百分制分级评价（0-100%）。

政府行为的主导性：政府行为的主导性应该体现为资金、技术的投入强度或范围。具体针对某一地区，政府行为主导性可以直接定义为生态环境建设专项资金的强度大小。一般来说，政府对某一地区投入生态环境建设专项资金越多，其行为效力或主导性越高，反之则相对较低。可以将评价区域中生态环境建设专项资金投入最高地区的数值

作为政府行为主导性发挥的最大值,没有任何生态环境建设专项资金投入作为政府行为主导性发挥的最小值。本文依据已经对某一地区的投入项目数量和资金强调综合考虑进行主导性分级确定(0-100%)。

政府行为的灵活性:政府行为灵活性主要是指针对具体的重大生态环境问题的政府应变能力或反应能力。政府行为灵活性定义十分困难。政府行为具有的较高灵活性是指对地区性长期的重大的生态环境问题能够快速制定政策(地方性的)或实施生态治理工程;相应地,政府行为具有的较低灵活性是指对地区性长期的重大的生态环境问题不能够或没有制定政策或实施生态治理工程。这里也同政府的主导性一样进行分级评定(0-100%)。

水资源潜力:在国内外的任何地区,生态环境的变化几乎都密切联系于水环境或水资源的改变。一般地,水环境恶化,水资源短缺,其结果是生态环境也日益恶化;而水资源充沛,水循环畅通常常可以导致生态环境向良好的方向行进。因为人口状况是评价体系中的外部响应能力重要指标之一,所以,将水资源潜力与人口状况共同考虑,即以人均水资源占有量作为水资源潜力的衡量指标。毫无疑问,某一地区的人均水资源占有量越高,其水资源潜力就越大,反之就越小。本评价中采用人均水资源占有量进行直接比较评价。

生态承载力:生态承载力的确定为特定地理区域与生活其中的有机体数量间的函数,指的是生态系统通过自我维持、自我调节,所能支撑的最大社会经济活动强度和具有一定生活水平的人口数量。尽管生态承载力可能是一个综合的计算复杂的指标,但是,在生态环境建设的具体评价时应该做必要的简化处理。例如,对于草原自然生态系统,可以用放牧率或载畜量来替代;对于农田人工生态系统,可以用作物产品的收获量来替代;对于森林自然生态系统,可以用采伐量来替代。在不损害这些自然或人工生态系统的可持续性前提下,其最大的利用强度可以作为生态承载力的最大值,而损害这些自然或人工生态系统的可持续性,使之不能恢复的利用强度确定为生态承载力的最小值。本文以各种主要自然植被面积之和占总生态系统总面积比例与平均 ANPP(主要自然生态系统的水平)之积获得。(以森林为主的地区加权 3 倍),直接通过这些计算值进行比较评价。

人口压力:人口压力也是评价体系中外部响应能力中不可忽视的指标之一。任何地区人口压力的增大都会导致粮食、肉类、饮水、燃料等资源的更多消耗,草原地区由于人口压力的增大也会是草原的放牧压力加剧,进而产生草原退化,生态环境质量下降的严重生态问题。可以采用人口密度作为衡量人口压力的定量指标。这里以评价地区的人口密度值代表人口压力大小。人口密度值越高,人口压力越大;人口密度值越低,人口压力越小。

植被退化:土地退化中的主要方面——植被退化是反映生态本底相对比较敏感的指标。尽管从生态学角度植被退化可以从植被盖度、高度、生物量、优势种比例等多个变量得到体现,但是一个综合可靠的指标是土地的净初级生产力,或净第一性生产力。某一地区中的自然生态系统 NPP 是指草地、森林、湿地等的净初级生产力,而人工生态

系统的 NPP 是指作物的净初级生产力。一般是采用自然生态系统 NPP 的降低程度直接描述植被退化。如果某一地区自然植被完全破坏,其 NPP 降低程度最大;如果自然植被保持完好,植被则没有退化,其 NPP 没有降低。本文仅考虑自然植被的退化程度:以主要植被类型的生产力的降低程度 (ANPP) 衡量,即采用获得的植被生产力退化百分数直接比较评价。

土壤退化:土地退化中的另一个主要方面——土壤退化也是反映生态本底的重要指标。与植被退化指标相比,尽管这个指标并不敏感,因为土壤退化相对需要较长的时间,而这个指标却必不可少。假如土壤退化了,植被必然会相应退化,而且,一旦土壤退化,若想使之恢复则需要相当长的时间。这里我们采用土壤有机质变化(有机质含量数值)说明土壤退化程度。土壤有机质下降的越多,土壤退化越严重,反之亦然。

生产力水平:此处的生产力是指社会生产力。社会生产力也是表征某一地区社会发展水平、或经济发达程度。生产力水平可以用人均收入(纯收入)、GDP 总量或人均 GDP、恩格尔系数等来衡量。这里采用人均 GDP 实际高低(大小)来描述社会生产力水平。

公民教育程度:这里以公民教育程度来反映公民的基本素质。尽管一些地区的农牧民具有朴素的维持生态环境的意识和习惯,但是,如果能够充分发挥广大公民的积极性,使其自觉自愿地对环境保护和建设进行支持,实际的建设效果会大大提高。这也是一个难以准确确定的指标。这里仅仅依据公民的基本教育程度来描述。依据教育水平(9 年义务教育的等级)划分出相对具有较高和较低的教育程度。这里直接采用高中与初中入学率的平均值进行衡量。

公民技术能力:公民的技术掌握能力也直接会影响生态技术的使用效果。因此,公民技术能力也是其中不可缺少的指标。这里主要是以公民的职业或专业训练有无来确定公民技术能力的水平。这里以农民或毕业生的受到职业或专业训练的人数比例直接比较评价。

6.2.2 各分层中指标之间的重要性判断

在已经建立的政府支撑能力层次结构模型(综合评价指标体系框架)的基础上,进行构造判断矩阵,即对各分层中指标间的重要性进行判断。判断矩阵表示对上一层某因素而言,本层次与之有关的各因素之间的相对重要性。

根据已经确立的判断标度矩阵(表 5-3),构造了拟评价地区的每一层、各个指标因素之间的相对重要性。相对重要性共有 9 个标度,数值大小(1-9)体现重要性的排列顺序(重要性相等-极端重要);如果一个指标因素相对于另一个指标因素不重要,则采用倒数来表示。那么,构造的政府支撑能力各层次判断矩阵如表 6-4。

表 6-4 评价地区的政府支撑能力各层次判断矩阵

B 层

	B1	B2
B1	1	3
B2		1

C 层

	C1	C2	C3	C4
C1	1	2	1	5
C2		1	1	3
C3			1	6
C4				1

D 层

	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10
D1	1	1	1	1	0.5	0.5	1	1	4	6
D2		1	1	1	0.5	0.4	0.5	1	3	5
D3			1	2	1	0.5	1	1	3	2
D4				1	1	0.4	0.8	1	3	2
D5					1	0.5	1	1	3	3
D6						1	4	3	5	7
D7							1	1	4	3
D8								1	4	5
D9									1	3
D10										1

E 层

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14
E1	1	2	1	1	2	3	1	0.8	0.7	1	2	3	5	6
E2		1	1	1	1	2	1	0.8	0.6	0.9	1	1	2	4
E3			1	1	1	3	1	0.7	0.5	0.8	0.9	1	3	5
E4				1	1	3	1	0.7	0.5	0.8	0.9	1	3	4
E5					1	2	1	0.6	0.4	0.6	0.7	1	2	3
E6						1	0.9	0.5	0.4	0.5	0.8	1	2	2
E7							1	0.85	0.85	1	2	2	3	3
E8								1	0.9	1	2	3	4	5
E9									1	2	2	3	5	5
E10										1	2	3	3	3
E11											1	2	3	3
E12												1	2	3
E13													1	2
E14														1

6.2.3 层次排序和一致性检验

构造了政府支撑能力各层次判断矩阵之后，然后进行层次单排序和层次总排序。为保证层次排序的可信性，需要对判断矩阵一致性进行检验。根据上一章构建的方法，只有当 $CR < 0.1$ 时，才认为层次排序结果具有满意的一致性，否则需要重新调整判断矩阵的元素取值。一致性检验的结果如表 6-5。

表 6-5 评价地区的政府支撑能力的层次排序和一致性检验

A-Bi 的判断矩阵			
$\lambda_{\max}=2.0000$	CI=0.0000	RI=0.0000	CR=0.0000
B(1)-Ci 的判断矩阵			
$\lambda_{\max}=4.0648$	CI=0.0216	RI=0.8862	CR=0.0244
B-C 层次总排序			
层次总排序一致性	CI=0.0162	RI=0.6646	CR=0.0244
C(1)-Di 的判断矩阵			
$\lambda_{\max}=10.4392$	CI=0.0488	RI=1.4861	CR=0.0328
C-D 层次总排序			
层次总排序一致性	CI=0.0181	RI=0.5497	CR=0.0572
D(1)-Ei 的判断矩阵			
$\lambda_{\max}=14.3717$	CI=0.0286	RI=1.5707	CR=0.0182
D-E 层次总排序			
层次总排序一致性	CI=0.0029	RI=0.1620	CR=0.0754

可见，层次单排序和层次总排序的一致性检验结果均符合 $CR < 0.1$ ，因此，本文所确定的判断矩阵是合理可靠的。

6.2.4 政府支撑能力的综合评价结果

将影响政府支撑能力的各种核心支撑能力和外部响应能力指标的实际值（通过分级评价获得和实际计算或测定的）进行标准化，使 E 层的 14 个评价指标实际值的去量纲化，以便可以进行直接运算。经过模型运算得到吉林省西部和东部评价地区的评价得分（表 6-6）。评价得分越高，说明政府在生态环境建设过程中发挥的作用越强，反之就越

弱。政府支撑能力的评价得分最高值为 1.0000。

表 6-6 评价地区的政府支撑能力的评价得分大小

	2000 年	2005 年
白城市	0.2943	0.7099
通化市	0.5559	0.7573
延边地区	0.6309	0.7730

6.3 吉林省生态环境建设中的政府作用评价结果及分析

6.3.1 西部地区的政府支撑能力

白城市的生态环境问题,相对而言在吉林省是最为突出的,在我国西部也是最具典型性。主要生态问题产生于本地区最大生态系统——草地、农田和湿地。2000 年白城市的草地、湿地、农田总面积分别为 114.1、60.0、52.4 万 hm^2 。多年来,由于对人为的过度利用和气候因素直接导致了生态环境日趋恶化。

本地区的突出生态环境问题主要表现在:第一,草地盐碱化和沙漠化的面积扩大,发展速度加快(图 6-1),2000 年时,沙漠化和盐碱化的草地占草地总面积的 47%,而且草地碱化、沙漠化每年以 1.5-3%的惊人速度在不断扩展;第二,农田的沙漠化,由于西部的农田一部分是开垦低洼草地获得的,另一部分是开垦沙坨草地或榆树(*Ulmus pumila*)疏林得到的,因此,农田的基质绝大部分是沙质的,这样本地区的春秋干旱,加之大风强劲,促使农田土壤不断风蚀沙化,农田种植的作物基本上都是一年生的粮食或经济植物,如玉米(*Zea mays*)、向日葵(*Helianthus annuus*)、蓖麻(*Ricinus communis*)及杂粮等,每年需要进行耕翻,连年的耕作又使土壤表层遭到破坏,由此也加剧了土壤的沙漠化;第三,湿地的干旱化,本地区的气候干旱化、地表水减少,以及植被开垦是西部湿地面积不断萎缩、湿地生态功能逐渐下降的关键原因。

草地的这些生态环境问题产生的主要原因可以归结为四个方面^[88]: (1) 草地开荒。开荒直接破坏了草地生态系统的结构,无疑大大降低了整个草地对本地区生态环境稳定的作用,因为无论如何草地的生态功效远远大于农田。(2) 草地的过度放牧。在草地上进行正常家畜放牧是草地能被动物有效利用的一种方式,但草地放牧利用的效果取决于草地放牧方式的合理性与科学性。当过度放牧时,植被的生产力就会下降,家畜对植物的破坏也增强,草地就不能长期维持较高而稳定的生产性能,草地植被开始退化^[212,213]。

(3) 气候变化,地表径流减少。西部属于半干旱、半湿润的温带草原地区,年均降雨量 450 mm,白城市的 2000 年降雨量是 283.0 mm,而吉林省全省平均为 640.0 mm。(4) 对草地的长期的低投入。以往人们往往忽略这一问题。我国从建国的 1949 年至

1986 年, 对全国草原的资金总投入共 87.4 亿元, 占农业总投入的 3.4%, 占牧业总产值的 1.6%, 平均每年每公顷草地投入仅为 0.58 元^[214], 而吉林省白城市作为我国的欠发达地区, 对草地的投入就更低。草地的低投入现象源于我们过去对草地的认识问题, 认为草地时是一种天然的可更新资源, 只是索取, 不需要投入! 对待农田却不这样认识, 对农田可以不断投入种子、化肥等。实际上, 对任何一个生态系统来说, 只要索取, 就必须有物能的投入。而草地是一个可以相对较少投入、却可能长期获得较高效益的自然生态系统。



图 6-1 吉林省西部生态类型图

可见, 草地的盐碱化、农田的沙漠化和湿地干旱化已经给西部、乃至我国东北地区带来了较多的生态环境问题, 甚至是灾难。由此, 本地区的生态环境问题不仅严重制约了农牧业生产的可持续发展, 也直接影响了本区和我国东北地区的生态安全。

针对西部这些突出的生态环境问题, 从新世纪伊始吉林省政府和白城市政府积极重视, 从意识、政策, 以及行政及管理技术手段, 多层面开展实施大规模的生态环境建设。生态省建设就是吉林省生态环境建设的全方位强大支撑。

生态省战略实施之前, 政府在生态环境建设中的作用较弱, 效能较差。通过本文的定量评价结果可见, 2000 年本地区的政府支撑能力的评价得分是 0.2943。这一得分值绝对地看是相当的低, 与东部地区的通化市和延边地区相比, 是其近一半的程度。

2000 年以前政府的支撑能力较低, 其原因主要是:

(1) 人口急剧增长, 造成长期的“生态赤字”(ecological deficit)。尽管人口压力是政府支撑能力的外部响应指标, 但是, 综合评价中层次排序运算表明, 人口密度在 D(1)-Ei 的判断矩阵的重要性为最高。实际上, 人口压力是影响生态环境的一个最综合的指标, 一个地区人口的增加, 可能带来这一地区的几乎所有资源消耗的增加, 包括粮食、肉类、能源等, 而资源的大量消耗必然会影晌这一地区的自然资源, 进而带来相关的生态环境

问题。吉林省西部地区, 1950 年, 人口数量为 157.0 万人, 草地总面积为 250.0 万 hm^2 , 家畜是 180.0 万羊单位, 草地生产力是 1500.0 千克; 1975 年, 人口数量为 400.0 万人, 草地总面积为 180.0 万 hm^2 , 家畜是 500.0 万羊单位, 草地生产力是 1500.0 kg; 2000 年, 人口数量为 500.0 万人, 草地总面积为 97.0 万 hm^2 , 家畜是 1005.0 万羊单位, 草地生产力是 500.0 kg。从 1950 到 2000 的 50 年间, 整个西部地区的人口数量、草地面积、家畜数量和草地生产力变化关系分析, 显而易见, 人口压力直接地影响力了政府支撑能力。

(2) 生态本底较差是影响生态环境建设的重要原因。生态本底在综合评价中层次排序 (C-D 层次总排序) 重要性为第二位。事实表明, 任何地区的生态环境问题产生, 以及实施生态环境建设的难度都与这一地区的生态本底密切相关。例如, 我国西部地区, 由于气候条件十分恶劣, 生态环境的基础, 包括降水条件 (水资源)、土壤质地和肥力, 以及自然植被的覆盖程度和生产力等, 相对于中部、东部地区差距较大, 尽管政府及各级管理部门最大限度地开展生态环境建设工作, 生态管理的水平也可以达到较高水平, 但是, 实际的政府生态支撑能力发挥会大打折扣, 生态环境建设效果也是有限的。吉林西部地区的自然条件在全省相对最差, 建国至上个世纪末, 自然条件和自然植被 (草地、湿地) 一直处于不断地退化状态, 土壤肥力逐渐下降 (2000 年为 1.6%), 植被的大部分也是处于不同的盐碱化和沙漠化程度。因此, 生态本底较差较大地影响了政府的生态支撑能力提高。

(3) 法律法规不完备、生态及相关的农牧业政策的落实不充分。2000 年以前, 本地区与我国内蒙古、青海、新疆等其他草原地区的生态环境建设情况类似。国家颁布实施的有关生态环境建设的法律法规较少, 例如, 本区适用的仅有“中华人民共和国野生动物保护法” (1988 年颁布, 1989 年修正)、“中华人民共和国环境保护法” (1989 年颁布, 1991 年修正)、“中华人民共和国草原法” (1985 年颁布, 2002 年修正) 和“中华人民共和国水土保持法” (1982 年颁布, 1991 年修正), 相关的来自国务院、各部委的政策法规较多, 有 20-30 项, 但是, 来自地方政府的相关政策法规仅有 1 项, “吉林省农业资源综合管理条例” (1997 年颁布) (附件 1)。总体看, 这一时期的法律法规和政策的制定和实施都是处于较弱的阶段, 可见政府的法规政策决策能力也是十分有限, 由此就限定了政府在生态环境建设过程中固有的职能作用。在本文的综合评价体系中, 政府的法规政策决策能力在 D-E 层次总排序中的重要性居于第二位, 因此, 2000 年时, 政府支撑能力处于较低水平, 这不仅是与本地地区的生态本底、人口压力密切相关, 也较大地受到法规政策完备性的影响。

自 2001 年到 2005 年, 吉林省全省经历了“生态省战略”实施的第一阶段。显而易见, 西部地区的生态环境建设有了新中国成立以来的重大转折。经过本文的综合评价也分析表明, 政府的生态支撑能力水平达到了较高程度, 得分值为 0.7099, 是 2001 年的 1.41 倍。白城市是西部地区的主体部分, 这一地区的生态环境问题初步得到了遏制。总体上看, 西部生态环境的退化状态得到缓解。本地区最大的生态系统——草地的初级生产力由原来的 375.0 kg/hm^2 提高到 2005 年的 450.0 kg/hm^2 ; 湿地的平均初级生产力基本上没

有变化,而土壤有机质含量略有降低,由原来的平均 1.60% 下降到 1.53%。可见,尽管在生态环境的某些方面仍然呈现了退化的趋势,但是,许多局部地方开始走向好转。从对西部地区生态环境建设的理论分析和实际考察看,白城市的生态环境已经开始由最差的状态逐渐向正常良好的状态转变。而这期间各级政府及其相关管理部门发挥的作用是异常积极的。

相比东部的通化市和延边地区的政府支撑能力,白城市政府在生态环境、特别是草地的恢复管理等方面的支撑能力提升最快。白城市的政府支撑能力提高了 1.41 倍,而东部的两个地区的得分值分别提高 36.2% 和 22.5% (表 6-5)。所以,尽管白城市的生态环境条件和社会经济基础很差,例如,白城市 2005 年的总水资源量为 $2.3 \times 10^{10} \text{ m}^3$,而通化市和延边地区分别为 57.76 m^3 和 73.87 m^3 ; 白城市 2000 年和 2005 年的人均 GDP 分别是 3678.0 元和 7558.0 元,低于东部两个地区 (约 30%),但是,由于地方政府在法律法规的执行、人口的控制、草地与湿地的保护及治理等方面充分发挥了积极的职能作用,高效力地开展决策和管理工作的,通过各种途径和方式从国家各部委和省政府获得了较多的生态建设项目及资金的支持,短短的数年就加强了政府的职能和效力。

首先,2000 年以后国家及地方政府针对生态环境的总体和具体问题,制定了更多的相应法律法规,以及生态、农牧业和土地资源政策。国家颁布的相关法律包括:重新修订了“中华人民共和国草原法”(2002),颁布了“中华人民共和国防沙治沙法”(2003)和“中华人民共和国森林法”(2005); 吉林省政府出台了更具针对性的 8 项法规政策,有“吉林省生态省建设总体规划纲要”(2001)、“吉林省西部地区生态环境保护与建设若干规定”(2003)、“吉林省人民政府办公厅关于切实加强湿地保护管理的通知”和“吉林省生态草建设管理办法”(2004) (见附件 1)。重要的是,西部地区的政府及各级管理机构对国家及地方政府的各类相关法律法规和政策进行了认真地贯彻落实。白城市政府从 2001 年起开始执行国家制定的“围栏禁牧”政策,2002 年开始实施“退耕还草”和“退耕还林”政策。从白城市的生态环境建设效果看,政府积极落实法律法规、生态政策,加强农业、林业与牧业之间的宏观管理协调是极其必要的,这些方面处理得当,政府的支撑能力就可以得到充分地体现,生态环境建设的效果也就不言而喻。

其次,是政府对生态环境建设的各种实际投入,即政府的行为效能也积极影响着生态环境问题的改善程度。2005 年白城市政府对生态环境治理的技术投入了专项资金,共计 600 万元。同时,本年度通过国家和省政府各个相关部门,设立了生态环境建设项目达 15 项之多。这些生态建设项目包括如下几个方面:(1)退化草地的围栏修建工程;(2)草地水利基本建设改造;(3)农田沙漠化防治工程;(4)湿地蓄水保水措施;(5)沙地造林技术的实施工程。不仅仅在白城市政府对生态环境建设进行了多种项目和资金的投入,整个吉林省西部地区从 2000 年起,即省政府确立实施“生态省建设”战略之时就开始大规模进行生态环境建设。这一时期的生态环境建设,无论从政府决策者的决心、全民的意识,还是建设规模和项目资金的投入强度,都是史无前例的。一方面,为了保障生态环境建设的有效组织和协调管理,提高政府的行为效能,省委省政府在各个地区政

府设立了特殊管理机构——生态建设办公室（简称“生态办”），由此强化了政府在生态环境建设中的政府职能作用。另一方面，政府开始从经济社会发展的布局规划、以及具体的建设方面注重生态环境保护问题，对已经恶化的生态环境开展逐步的恢复和治理工作。首先，加大西部地区“三化”治理力度，启动了盐碱地综合治理工程，第一期投资 4,783 万元，治理盐碱地 10.5 万 hm^2 ；其次，实施了“生态草”建设工程。盐碱地综合治理工程是由省生态办组织管理的重大项目，“生态草”建设工程是省林业厅组织实施的重大项目。生态草工程是指以草本植物为主，乔、灌、草相结合的生态植被，以恢复和改善生态环境为主要目的，采取封地管育、植灌种草、林草结合，促进植被恢复和改善。到 2006 年，全省生态草建设总投资 18,400 万元，其中，国家和各级政府共投入资金 9,300 万元，吸纳社会投资 9,100 万元，各占一半左右，已经治理荒漠化草地近 21.3 万 hm^2 。经过治理原来寸草不生的盐碱地上已经逐渐草木繁盛，植被覆盖率达到 70% 以上。此外，省林业部门在西部先后实施了科尔沁沙地造林、白城地区南西部防风固沙林带建设、白城地区中部沙带治沙、第二松花江右岸治沙等骨干工程建设、以及“三北”防护林的四期工程，共营造防风固沙林 32.8 万 hm^2 ，大大降低了风沙危害，也结束了“沙进人退”的历史。通过盐碱地综合治理工程“生态草”建设工程、以及各种治沙造林工程，不仅使西部地区的生态环境有了显著改善，也为本地区的农牧业生产提供了良好的生态屏障。

另外，本地区生态承载力的重要方面——人口压力稳定也是维持白城市较强政府支撑能力的主要因素。显而易见，人口的快速增长会直接导致粮食、肉类、饮水、燃料等资源的更多消耗，这种人口快速增长会间接地使区域生态环境承受更大的压力，最终导致生态环境的质量不断下降。西部地区的人口数量从 1950 年到 2000 年的 50 年间由 157.0 万人增加到 500.0 万人，但是，白城市从 2000 年到 2005 年间其人口数量仅从 199.2 万人增加至 201.6 万人。可见，近年来白城市的人口数量保持了总体稳定的状态，人口压力（人口密度）几乎没有变化。人口压力的稳定对于生态环境建设的成功是有较大的贡献力的。本地区的人口压力稳定主要源于两个方面：（1）白城市政府严格贯彻了国家的计划生育政策；（2）本地区和国家整体的城市化导致了农村人口向城镇的转移。

还存在其他影响政府生态支撑能力的各种因素。正向的积极的影响因素有如，农民的专业生产技术和教育水平不断提高，职业教育比例由 30.7% 提高到 35.7%。反向的不利的有限因素有如，水资源的减少和土壤肥力的下降。

6.3.2 东部地区的政府支撑能力

吉林省西部地区由于地处我国东北的生态脆弱地区，生态问题十分突出。因此，无论是对于政府，还是研究者，在考察生态环境建设问题，包括政府的支撑能力时更加关注西部地区。然而，如果依据这样的“惯性思维”，待到东部地区呈现出严重的生态环境问题后，再予以强烈关注，并进行研究，由此将会造成解决问题的滞后性。所以，分析东部地区的生态环境问题也是十分必要的。

本文采用层次分析法对东部两个地区——延边地区和通化市进行了政府支撑能力

综合评价。尽管延边地区和通化市均有类似的自然环境本底,但是,由于两个地区的社会经济结构等方面也存在一定差异,地方政府在各自的生态环境建设过程中发挥的作用也可能有程度上的区别,因此,也可以通过对两个地区的细致分析,进而发现生态环境建设过程中的关键问题,最终提出切实可行的应对措施。

首先,与西部白城市相比,在评价初期(2000年)两个地区的政府生态支撑能力就已经处于较高水准,通化市为 0.5559,延边地区为 0.6309。两个地区先天自然条件优越,这主要取决于它们所处的自然地理位置。两个地区的年均降雨量一般在 600.0 mm 以上,其人均水资源占有量是白城市的 3 倍左右;而且,东部地区的大部分为长白山区,巨大森林生态系统对于本地区的生态环境质量有突出的贡献(通化市森林面积 $8.9 \times 10^5 \text{ hm}^2$,延边地区森林面积 $3.4 \times 10^6 \text{ hm}^2$),生态承载力也是吉林省最大的地区。通过综合评价可以认为,2000 年两个地区的政府生态环境支撑能力有较高的评价价值,其主要原因是它们的外部响应能力,即生态环境承载力均大大高于西部的白城市。此外,地方政府在上个世纪末时对即将出现的林业危机也有比较充分的认识。林业的问题与生态环境密切相关,因为森林是本区最大的自然生态系统,正如草地是西部地区的最大自然生态系统一样。上个世纪末,由于长期的连续采伐,天然森林的持续更新能力受到较大的影响,生态环境质量也随之降低,同时,林业生产的效益也不断下降。应该说,以前的森林生态系统管理(林业经营)的理念是单一的,林业经营只是为了进行木材生产。林业生产的危机,以及生态环境问题的出现,导致本地区在认识和经营理念上的变化。可持续森林经营理论逐渐兴起,并成为传统林业向现代林业转变的重要标志,森林生态效益受到高度重视,森林利用正在经历从天然林向人工林、从工业利用向发挥森林多种效益的转变。例如,延边地区林业部门开展二次创业,实施战略转移。林业部门获得天保工程资金数亿元,区划了重点生态公益林 $6.4 \times 10^5 \text{ hm}^2$ 。森林生态功能不断强化,全州水土流失减少了 38 km^2 ,新增有林地面积 $1.2 \times 10^4 \text{ hm}^2$,新增有林地森林蓄积 $1.8 \times 10^7 \text{ m}^3$,森林覆被率增加 0.35 个百分点。

另一方面,与 2000 年相比,2005 年延边地区和通化市在生态环境建设中的政府职能作用均有一定程度地提高,延边地区由 0.6309 提高到 0.7730,通化市由 0.5559 升至 0.7573,两个地区的提高幅度分别为 22.5%和 36.2%。可见,在评价期间,本地区的生态环境建设还是有较大的发展。2000-2005 年间是生态省建设的第一阶段,这一阶段尽管在生态环境治理和与生态环境相关的产业发展中政府发挥了积极的作用。但是,政府发挥的积极作用主要来源于行业部门的贡献。我们仍然以林业为例,林业部门在新形势下确定了新的发展思路,他们认识到林业既是一项公益事业,又是一项基础产业,提出了新的发展目标。在生态体系建设方面:继续实施森林分类经营,在重点生态公益林内积极推进和实施森林健康和天然林保护工程。继续实行禁伐并严加管护,以封山育林为主,采取人工造林、林冠下造林、退耕还林、幼林抚育等经营措施,全面恢复林草植被,提高森林覆盖率,提高生物的多样性,最大限度发挥重点生态区保护功效;在一般生态保护区内全面实施长白山林区森林资源恢复工程。通过人工造林、林冠下造林、退耕还

林、择伐迹地补植、林分改造、中幼林抚育等综合配套措施,大力培育生态公益林,提高森林覆盖率、林木生长量和林分质量。控制主伐,加强抚育,严格采伐管理,充分发挥其生态保护功效,并兼顾生态效益、经济效益和社会效益。这种对林业的新认识和战略转移是极其必要的,因为林业生产对本地区的生态环境影响极大,其影响远远超过其他的生态政策。林业部门依托区域内多种资源优势,通过科学的管理,合理的配置,进一步调整优化了产业结构,推动了林地经济由单一化经营向规模化、集约化经营转变,经过几年的不断投入,分别建成了年产 2,373 t 的食用菌培植基地,年产 1,200 t 中草药种植基地,10,000 多 hm^2 野生浆果及山野菜采集业基地,20,000 多头森林猪及年回捕林蛙 3,000 万只的养殖基地,使单一木材生产的产业结构发生了历史性变化。由此可见,林业战略转移的实施导致了延边地区和通化市的生态环境生产压力降低,亦即人类活动对森林生态系统的依赖程度的大大缓解。相对于延边地区,通化市的政府支撑能力提高略大,这主要是因为:通化市的产业结构相对合理,社会经济发展对自然资源的依赖程度较低。2006 年的 14.9: 49.6: 35.5,第一产业、第二产业和第三产业对经济增长的贡献率分别为 3.6%、64.0%和 32.4%,第二产业的主导地位更加突出。同时,畜牧业、特色产业和农业产业化经营快速发展,医药、冶金、食品三大支柱产业对经济发展的拉动作用明显增强。

然而,总体上分析,延边地区和通化市的政府支撑能力提高幅度比西部白城市小得多,其原因是:第一,如果仅仅从生态环境治理的角度看,该地区对生态环境问题的认识和紧迫感相对较弱,具体地,本地地区的政府职能作用和行为效力要小于白城市,由于东部地区的植被和水土条件在全省一直是优越的,生态环境质量的较小下降是不被重视的,因此有关生态环境法规政策的落实情况并不理想,事实上,在某些地区常常可以看到“坡地没有被退耕还林”现象;第二,政府的专项生态环境建设投入相对较少,政府对森林、湿地的保护及其他生态建设的投入不是非常充分的,全国性和全省性的生态建设项目绝大多数是在西部地区落实实施的;第三,东部地区原有的自然条件和社会基础相当较好,如果期望政府的生态建设支撑能力有较大提高,其难度也较大。

6.4 吉林省生态环境建设的主要制约因素和政府行为选择

以上本文以及深入分析了吉林省西部和东部地区的生态环境建设问题。对于全省的总体情况,包括生态环境的主要问题、生态环境建设的主要制约因素,以及其中的政府行为选择,本文将继续进行阐述。

6.4.1 吉林省生态环境主要问题

1) 水土流失、土地荒漠化形势严峻

吉林省东中部地区水土流失、中部地区黑土地退化、西部地区“三化”等土地退化问题比较严重。据 2004 年第三次全国荒漠化和沙化监测数据,全省水土流失面积已达

$3.2 \times 10^6 \text{ hm}^2$, 荒漠化土地面积为 $2.0 \times 10^5 \text{ hm}^2$, 沙化土地面积为 $7.1 \times 10^5 \text{ hm}^2$, 分别占全省总面积的 16.5%、1.08% 和 3.79%。由于自然地理条件的限制, 吉林省土地沙化面积占全国的 0.41%, 分别高于辽宁的 0.32% 和黑龙江的 0.30%, 是东北地区土地沙化最为严重的省份。

2) 资源利用效率低下与资源短缺并存

全省水资源严重短缺, 人均水资源量仅相当于全国平均水平的 57.8%, 世界平均水平的 15%, 耕地亩均水资源量仅为全国的 47%; 45 座城市存在着缺水问题, 其中有 32 座城市严重缺水。全省能源资源尤其是化石能源匮乏, 煤炭地质储量 $2.4 \times 10^{10} \text{ t}$, 但没有富矿, 辽源、蛟河、营城、舒兰等地的煤炭资源均已接近枯竭。全省原煤自给率不足 50%, 每年需外调 50% 以上的原煤。同时该省资源利用率低, 单位增加值耗水、耗能分别是全国平均水平的 1.5 倍和 1.3 倍, 既增加了生产成本, 加剧了资源消耗, 也造成了环境污染。2004 年吉林省亿元 GDP 能耗 $1.7 \times 10^4 \text{ t}$ 标准煤, 比全国平均水平高 0.30 倍。

3) 林草地及湿地退化严重, 质量和功能下降

全省森林面积 $8.1 \times 10^6 \text{ hm}^2$, 现有活立木总蓄量 $8.6 \times 10^8 \text{ m}^3$, 林业年创经济价值 2.2×10^{10} 元, 是中国的重要林业基地。但由于长期以来, 重采伐轻养护, 导致全省木材蓄积量急剧下降, 原始森林已经消失殆尽, 林相、林龄以及林种结构发生了根本的改变, 中、幼林增多, 林木质量大大降低, 大部分林业采伐部门已经停产或转产。吉林省草地资源主要分布在西部, 总面积为 $5.8 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。近年来, 草原“三化”问题严重, 生态环境呈恶化趋势, 加上干旱连年发生, 导致草原大面积退化。而占全省 9.35% 的湿地资源, 由于工农业废水、生活污水的排入, 再加上自身水量不足以及农业生产的破坏, 使得湿地功能衰退, 威胁着吉林省的生态环境安全^[215], 甚至成为制约吉林省经济社会协调发展的“瓶颈”。向海、莫莫格等西部湿地已呈现出明显的退化迹象。加强湿地资源保护是改善吉林省生态环境、缓解水资源短缺的重要途径。

4) 环境质量不高, 局部区域呈恶化趋势

改革开放以来, 伴随吉林省经济的快速发展, 环境污染物排放累计量也迅速增加, 直接导致了环境质量的恶化。

(1) 水环境 2005 年吉林省工业废水排放总量为 $4.1 \times 10^8 \text{ t}$, 比 2000 年增加 10.16%; 工业废水中氨氮排放量为 $0.7 \times 10^4 \text{ t}$, 比 2000 年增长 16.67%。工业废水排放密度为 $2.2 \times 10^3 \text{ t/km}^2$, 是全国平均水平的 0.87 倍 (表 6-7)。根据对全省 17 条主要江河水质监测的结果, II 类、III 类、IV 类、V 类、劣 V 类水质断面分别占 9.23%、24.62%、23.08%、15.38% 和 27.69%; 9 个主要湖库中, V 类和劣 V 类水质断面占 60% 以上。其中图们江干流劣 V 类水质占 75.0%, 浑江干流 V 类和劣 V 类水质占 66.6%, 辽河干流 V 类和劣 V 类水质占 66.67%。同时由于全省企业环保设施投入不足, 东辽河流域水污染治理任务繁重, 松花江流域水污染治理尚未全面启动。这些表明该省局部水域环境质量恶化明显。

表 6-7 吉林省工业废水排放情况比较

地 区	工业废水排放总量 (10^8 t)		工业废水中化学需氧量排放量 (10^4 t)		工业废水中氨氮排放量 (10^4 t)	
	2000 年	2005 年	2000 年	2005 年	2000 年	2005 年
全 国	194.24	243.11	704.5	554.7	77.8	52.5
辽 宁	10.9	10.51	26.8	16.8	2.6	3.3
吉 林	3.74	4.12	16.1	13.7	0.6	0.7
黑龙江	5.26	4.52	13.7	11.1	0.6	1.2

(2) 大气环境 2005 年吉林省废气中 SO_2 排放总量为 3.8×10^5 t, 其中工业 SO_2 排放量为 3.1×10^5 t, 比 2000 年增长 52.48%; 生活及其他 SO_2 排放量为 7.5×10^4 t, 比 2000 年下降 10.71%。全省废气中烟尘排放总量为 41.37×10^4 t, 其中工业烟尘排放量为 3.3×10^5 t, 比 2000 年增长 15.55%; 生活及其他烟尘排放量为 8.6×10^4 t, 比 2000 年增长 7.50%。全省工业粉尘排放量为 1.4×10^5 t, 比 2000 年增长 10.48%。2005 年全省城市环境空气存在一定程度的污染, 其中, 吉林、四平、图们和珥春 4 市年内出现过酸性降水, 大部分酸性降水集中在东部的图们市和珥春 2 市, 且多在夏、秋两季。随着城市汽车保有量的快速增加 (已达 160 多万辆), 机动车尾气污染逐年加大。因此, 工农业生产及生活中 SO_2 、烟尘、粉尘的排放所造成的城市污染问题应当引起各级政府部门高度重视。

(3) 工业固体废物 2005 年, 全省工业固体废物产生量 2.5×10^7 t, 比 2000 年增长 53.18%, 增幅在东北三省居第一位; 工业固体废物排放量 2005 年为 1.9×10^4 t, 比 2000 年下降 91.24%。工业固体废物综合利用率由 2000 年的 48.6% 上升到 2005 年的 52.5%, 在东北三省排第二位 (图 6-2、图 6-3)。工业固体废物的堆存占用大量土地, 并对空气、地表水和地下水造成二次污染, 削减工业固体废物产生与排放量, 进一步提高我省工业固体废物综合利用率是今后该省污染物排放总量控制的重要内容之一。

(4) 城市生活污染加剧 2005 年吉林省城市污水处理率为 27.61%, 比辽宁、黑龙江分别低 19.72% 和 8.27%。城市生活垃圾无害化处理率为 32.27%, 比 2000 年低 17.87%, 不仅比全国平均水平低 19.42%, 也比辽宁、黑龙江分别低 7.91% 和 3.46%; 同时城市用气普及率与全国平均水平相比也存在一定的差距 (图 6-4)。因此, 加强吉林省城市生活垃圾处理, 成为改善城市环境质量的重要方面。

5) 农业面源污染扩大

吉林省共有耕地面积 $5.4 \times 10^5 \text{ hm}^2$, 化肥年施用量超过 3.0×10^6 t, 单位耕地化肥施用量为 807 kg/hm^2 , 远远超过了世界平均水平 (94.5 kg/hm^2)。化肥、农药使用量大, 且利用率极低 (仅为 30% 左右), 加上水土保持能力差, 大部分随地表径流流入受纳水体。同时, 规模化畜禽养殖发展较快, 畜禽粪便污染逐年加重。这些导致了一些主要江河、湖库的 COD、总磷、总氮超标, 引起水环境质量恶化。

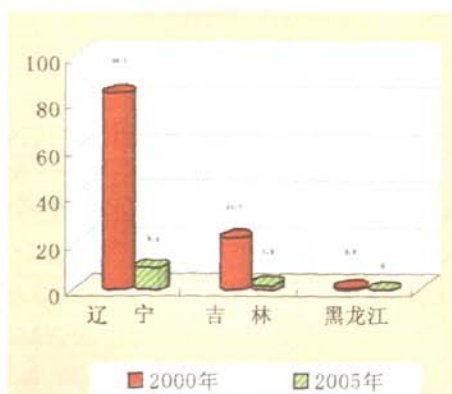


图 6-2 东北地区工业固体废物排放量比

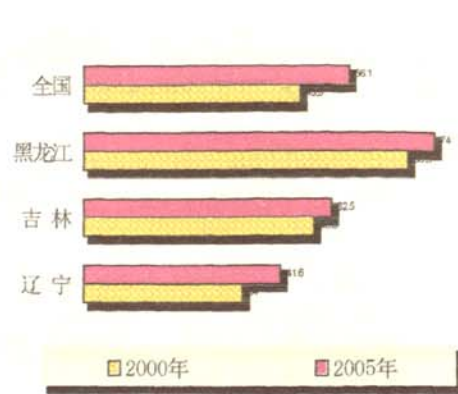


图 6-3 东北地区工业固体废物综合利用率



图 6-4 吉林省与全国、东北地区城市污染状况比较

6.4.2 吉林省生态环境建设的主要制约因素

1) 生态环境建设的投资能力不足

吉林省是我国经济发展较为落后的省份。2005 年人均地区总产值为 13,388 元,是全国平均水平的 96.0%,是江苏省的 54.4%。低下的经济实力使得该省缺乏环境治理所需要的物质支持,且其环境治理能力有逐渐下降的趋势。2000-2005 年环境污染治理投资总额占 GDP 的比重由 1.34%下降为 0.94%,而同期全国环境污染治理投资总额占 GDP 的比重由 1.02%上升为 1.31% (图 6-5)。据联合国预测,要使污染基本得到控制,环保投入占 GDP 的比重一般应保持在 1-2%的水平;若上升到 5%,则可以达到完全控制;上升到 8-10%,环境方可开始良性循环。按照上述标准,目前吉林省的环境污染治理投资仅仅可以使污染基本得到控制,要想改变环境污染状况还需加大环境污染治理投资力度。因此,增强经济实力是提升环境治理投资能力的关键。

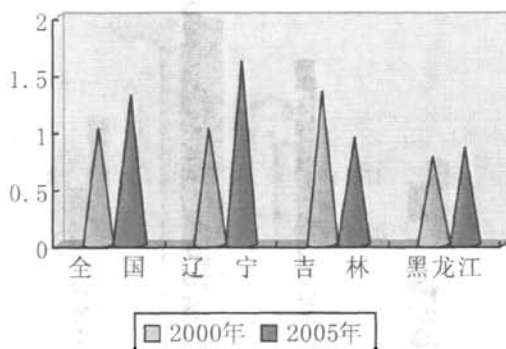


图 6-5 吉林省环境污染治理投资占 GDP 比重 (%)

2) 结构性环境污染突出

长期以来吉林省依托当地资源的开发形成了化工、冶金、机械、造纸等传统行业为主的产业结构,且生产方式粗放,这些以能源及原材料消耗为主的高耗水、高排污产业的发展,使得工业结构性污染十分突出^[216]。目前,食品、医药等新型产业发展较快,其中淀粉、制酒、糠醛等行业耗水量大、排污量大,产生的高浓度有机废水难于治理。各产业之间相互关联、相互协调、相互配套的关系比较松散,企业内部循环经济发展模式、各种开发区和工业园区内的产业链模式仅处于探索阶段。再加上今后相当长时期内,吉林省的重化工为主导产业的特征不会改变,因此,环境压力将会越来越大。

3) 生态环境建设缺乏必要技术支撑

长期以来吉林省依靠资源的粗放式利用,推动了经济规模、经济实力的扩张,同时也进一步加剧了资源需求,增强了资源环境约束性。因此,提升技术创新能力,加快形成促进区域生态环境建设的技术支撑体系,尤其是推进吉林省发展循环经济所需要的污染治理技术、废物利用技术和清洁生产技术以及先进适用技术的普遍推广和应用,是实现吉林省科学发展的技术关键。

4) 生态环境建设管理体制不尽合理

目前,生态环境建设的管理体制对吉林省生态环境建设和产业结构生态化转型造成一定的约束,主要表现在:一是领导干部考核机制存在较为明显的唯经济导向,如 GDP 的增长率经济指标仍然是考核干部的主要指标。由于作为老工业基地的吉林省经济实力较弱,提升全省综合竞争力的压力更大,因而对经济指标的考核显得更为重要、更为明显。二是经济环境综合决策机制尚未形成。我国目前实行的部门分割的管理体制,不仅导致环境政策与经济发展政策相互脱节,助长重视追求眼前经济增长而忽视长远生态管理的短期行为,而且各部门多从自己的领域对生态环境建设进行支持服务与监督管理,容易出现政出多门、政策冲突或政策盲区,使得生态建设和环境保护的行动难以协调一致。因此,以循环经济理论为指导,建立健全环境经济综合决策机制,形成各部门推进生态环境建设的合力,将为吉林省域的科学发 展提供有力的制度支持。

5) 环境吸纳能力相对较小

吉林省地处北半球的中纬度地区,欧亚大陆的东部,地势东高西低,地貌类型多样,以山地、丘陵和台地为主,占全省的 70%^[217]。东部距黄海、日本海较近,湿润多雨,易于出现水土流失;西部远离海洋而接近干燥的蒙古高原,多风干燥,属于农牧交错地带,土地盐碱化、沙化严重^[218]。随着经济活动规模、强度的加大以及城市化的快速推进,对生态环境的干扰能力逐步加强,由此导致全省生态环境对各种污染物的吸纳能力相对减小,一定程度相对缩小当地居民的生存空间,制约着吉林省域的生态环境建设进程。

6.4.3 吉林省生态环境建设的政府行为选择

综合以上分析,生态环境问题是直接影响吉林省经济社会科学发展的关键问题。而粗放型经济发展方式、不合理的经济结构、较低自主创新能力,是导致经济社会发展与资源环境矛盾日益突出的根本原因。可见,搞好生态环境建设,实现资源可持续利用,已成为当今建设和谐吉林的必须关注的首要问题。为此,各级政府必须适时、适势地调整自己行为,以适应生态环境建设,加快吉林省域经济生态化转型,实现科学崛起的战略要求。

1) 转变政府职能,规范生态主体行为

生态环境建设是吉林省可持续发展战略得以实现的重要组成部分。各级政府作为可持续发展战略实施者、管理者,在生态环境建设中是实施的主体。过去政府由于片面追求 GDP,严重扭曲了政府职能,造成政府职能的“越位”、“错位”和“缺位”现象,尤其是在生态环境建设领域更是如此,导致经济社会发展与生态环境的失衡。为此,提高资源配置效率,切实转变政府职能,健全政府管理体制,成为构建资源节约型、环境友好型社会的重要保证。其目的就是,要通过政府职能的转变,将经济发展由政府主导变为企业主导,使政府的主要注意力转向优化经济发展秩序、规范经济发展的行为等方面,克服经济发展带来的环境负外部性。可见,只有加快政府行政管理体制改革,切实改变政

府对经济活动干预过多的状况,建立政府主导、社会参与、机制灵活、监管有力的公共服务体系,才能打破传统的把经济指标作为衡量地方发展指标的观念,改变在任期内追求短期利益而忽略长期利益的现象,也才能真正形成科学发展的新格局。

2) 完善规划实施,推进生态建设进程

1990年代末,吉林省各级政府在《吉林省生态省建设规划纲要》等总体性、区域性和专项性生态环境建设规划指导下,积极推动生态环境建设,基本上遏制了重点区域生态环境恶化的趋势,但总体环境质量仍然不高。为进一步推进生态环境建设,各级政府应合理配置公共资源,并从落实科学发展观、建设环境友好型社会的要求出发,按照资源环境承载能力和空间均衡的理念,增强规划的空间约束性,研究制定完善规划实施的具体意见和具体工作方案,并把各项任务落实到年度计划中。在规划实施过程中,要组织对规划实施情况进行评估,采用目标管理、全面质量管理等手段进行绩效管理,坚持用科学发展观改进绩效评估体系,树立全面发展和可持续发展的政绩观。加强综合评价和绩效考核,并根据生态环境变化,适时调整规划内容和实施步骤,切实保障监督指导,加强跟踪分析,接受各级领导机关的检查和监督,完善政府与民众的信息沟通和反馈机制,形成全社会关注、支持生态环境建设的良好氛围。总之,建立和完善生态环境建设规划的实施手段和绩效考核、管理体系,为推进吉林省生态环境建设提供有效措施,也有利提升吉林省各级政府生态环境建设的管理能力。

3) 健全生态环境补偿机制,加大生态投资力度

建立生态环境补偿机制,强化企业和全社会节约资源、保护环境的责任,是吉林省建设资源节约型、环境友好型社会必须做出的重大战略选择。按照“污染者付费、利用者补偿、开发者保护、破坏者恢复”的原则,完善有利于环境保护的各项政策,特别是要征收生态补偿税,开征新的环境税,使现行的资源税扩大到矿藏和非矿藏资源,开征森林和草原资源税,并按实际产量计税,是非再生性、稀缺性的资源要课以重税。同时,按照取之于资源用之于资源的原则,加大资源税费用于生态补偿的比重。还要加强生态补偿的立法和执法工作,从法律法规上进一步明确生态补偿责任和各生态主体以及社会公民的义务,为生态补偿机制的规范化运作提供法律依据。

吉林省经济实力较弱,难以支撑生态环境建设所需要的巨额投资。因此建立全省相对稳定的生态环境建设投入机制,是推进该省生态环境建设的资金保证。为此,一是要把环境财政作为吉林省公共财政的重要组成部分。各级政府应设立生态环境建设专项资金,逐步形成生态环境建设长期稳定的资金来源,确保生态环境建设投入保持在一个合理的水平上,保证项目建设的持续性和稳定性;二是鼓励社会投资主体参与生态环境建设。在生态环境建设投入市场化方面下工夫,放宽投资准入和扶持范围,准许各种所有制主体进入生态环境建设和经营领域^[219];三是推行吉林省生态建设产权制度改革。明确生态建设各投入主体的权利、责任和义务,保障投入主体的合法权益,这是我省生态建设能够可持续发展的初始动力。

7 结 语

7.1 政府的生态支撑能力

政府的支撑能力，与政府的执政能力不同，本文试图给政府支撑能力进行定义，即政府在经济活动或社会事业发展中的职能作用以及行为效能。政府的支撑能力，首先体现在社会发展各种活动的职能作用，是依赖社会体制而表现的一定形式，在一定时间内（甚至相当长的历史时期里）是稳定的。目前有效的政府开始职能作用趋向是：强调“部分干预”、“有效参与和管理”，走向“服务性政府”；其次体现在政府的行为效能层面，涉及从法律、法规、政策，到规程、技术等方面的广度变化，以及能够体现政府管理或服务效果的深度变化。当然，政府的行为效能取决于政府的公信力与执行力，以及实施者的认同力与操作能力及水平。

政府的生态支撑能力就是政府在生态环境建设事业，以及与其相关的产业发展中的职能作用以及行为效能。在我国由于经济高速增长而带来的一系列社会、人口、资源环境等问题，更需要正确而高效的政府行为或生态支撑能力，而且这种支持能力应该建立在下列基础上：实现自然与人工生态系统的有效生物生产，同时稳定人类的生存和生产环境稳定，以社会-经济-生态可持续性为目标。

7.2 政府实施生态环境建设的生态学基础及评价途径

生态环境建设中，政府实施管理的对象是生态系统（复合系统）。生态系统具多时空、多尺度的等级特征，由于外界环境变化的随机性、生态系统与环境之间反馈关系的不确定性，导致对生态系统认识与管理复杂性。因此，在不同时空尺度下对生态系统进行分析，掌握生态系统的干扰及演替过程、以及景观格局变化格局是必要的。进而，以生态系统的适应性管理理论为基础，发展有效的生态系统管理技术。

政府在生态环境建设中支撑能力的评价，可以从影响生态系统健康的主要方面综合考虑，包括：生态系统的组成结构及多样性、生态过程及功能，以及生态可持续性。具体能够通过生态学的一些综合度量评价，包括：生态系统生产力（生态系统的碳净吸收或净排放量）、净初级生产力（从光合作用所产生的有机质总量中扣除自养呼吸后的剩余部分）、生物多样性（丰富度、均匀度和异质性）、抗性和活力（能保持生态系统自身的组织和自主性，对压力等胁迫因子具有抵抗力和恢复力），以及景观特征参数等。

7.3 政府实施生态环境建设的社会学基础及评价途径

政府的生态支撑能力也建立在一定的社会生态学基础之上。首先，人类社会赖以生

存和生产的生态系统,已经突出地表明了其“资源性”的特征,生态系统这种资源是特殊的,因为生态系统的服务价值(生态价值)具有公益性,生态价值的贡献具有跨国界、地域,以及人类世代特点,不能忽视生态环境资源利用的历史责任问题和资源分配使用的公平性问题;其次,生态系统具有不可替代的生态价值,生态价值的体现与生命活动、生态系统过程及功能密不可分,生态系统的价值是巨大的,大大超过人类社会国民生产总值总和。

在生态环境建设中社会生态学评价的方面主要包括国家和各级政府实施的生态法规、生态政策,以及相应的调控手段等方面。我国的生态法体系框架应该是以宪法规范为依据、以环境保护法为基础、以单项专门法为基干、以其他法律及地方性法规相配套、以国际条约为补充构建形成,而这一体系框架亦能基本覆盖我国土地、自然资源或生态系统开发、利用、保护和管理的主要方面。目前我国生态立法推进的速度越来越快,其特点是:有关国土与生态资源、环境保护与利用的法律数量逐渐增多;这些生态法律涵盖的范围(规范)越来越宽;这些生态法律的基本原则、基本制度、基本内容等更加明确。生态政策是服务于生态建设与管理的一系列谋略、法令、措施、办法、方法和条例的总称,主要通过生态项目建设的形式来实施。生态政策不仅是指直接具体的生态环境政策,也包括与之相关的农业、资源、土地方面的政策。生态政策制定实施得是否可行而有效,主要取决于可接受性、时效性、前瞻性及兼容性。

政府生态支撑能力的社会学评价途径为:(1)生态价值评价方法(大尺度区域研究方法、价值构成评价方法、直接市场评价方法等);(2)可持续性评价(三角图法、DEA评价法、区域可持续发展的评价模型);(3)政府工作的绩效评价(多因素层次模糊综合评价方法、公众评价法、财政资金效能评价模式)。

7.4 政府支撑能力的指标评价体系及综合评价层次分析法

本文提出了生态环境建设中政府支撑能力评价的原则,建立了评价指标体系框架,最后构建了政府支撑能力综合评价模型。

关于政府生态支撑能力评价的原则包括:科学性原则(反映评价指标定义,以及各指标之间关系的明确性);可操纵性原则(考虑实用可测);动态性原则(反映拟建立的指标评价体系具有一定的灵活性和可预测功能);区域性与可比性原则(区域性反映了区域具有空间差异性和发展的不平衡性,可比性体现在对评价目标存在着空间和时间上比较特征)。

本文构建了政府生态支撑能力的指标体系框架(图 5-2)。这一框架中,政府生态支撑能力体现的最终目标是,实现区域生态环境的改善和稳定,即生态环境质量较高和生态承载力适宜;政府生态支撑能力的有效发挥依赖于政府决策水平与管理能力,以及具体某一区域的生态环境建设目标和环境建设的背景,其中,政府决策水平与管理能力取决于政府的职能作用和行为效能,而生态环境建设目标和依赖的背景基础是指具体区域的生态环境特性与社会的基础水平。政府生态支撑能力体现过程中,政府决策和管理与

区域的生态环境建设目标和社会背景基础之间存在着相互影响、交织作用。政府在生态环境建设中的支撑能力指标评价体系的总体结构包括两个方面：核心支撑能力指标和外部响应能力指标。核心支撑能力有三级层次；外部响应能力也有三级层次。指标评价体系中中共有 14 个基本指标。

本文针对政府在生态环境建设中的作用或支撑能力，首次采用层次分析法，根据选择问题的特点和实际评价获得有效数据，建立其特殊的层次分析模型（AHP）。

具体层次结构模型中，最高层 A 为目标层，中间层 B（B1-B2）和 C（C1-C4）为约束层和准则层，最底层 D（D1-D10）和 E（E1-E14）是解决问题的措施或直接影响因素（图 5-9）。然后，构造了判断矩阵，进行了层次单排序和总排序，以及一致性检验方法。

7.5 吉林省生态环境建设的政府作用与效果实证研究

本文以吉林省两个典型的代表生态环境地区——西部白城市和东部通化市及延边地区，运用已经建立的评价原则、指标评价体系，以及层次分析法开展具体政府生态支撑能力的综合评价。

首先，各评价指标的语言值确定（包括各个层次的 14 个指标），然后进行各分层中指标之间的重要性判断，构造的政府支撑能力各层次判断矩阵（表 6-4）。通过层次单排序和层次总排序的一致性检验，结果均符合 $CR < 0.1$ ，因此，所确定的判断矩阵是合理可靠的。

评价结果表明，评价地区的政府生态支撑能力的评价得分大小具体为：2000 年，白城市 0.2943，通化市 0.5559，延边地区 0.6309；2005 年，白城市 0.7099，通化市 0.7573，延边地区 0.7730。进一步分析，2000 年以前政府的支撑能力较低的原因主要是：人口急剧增长；生态本底较差；法律法规不完备、生态及相关的农牧业政策的落实不充分。2005 年，相比东部的通化市和延边地区的政府支撑能力，白城市政府在生态环境、特别是草地的恢复管理等方面的支撑能力提升最快。白城市的政府支撑能力提高了 1.41 倍，而东部的两个地区的得分值分别提高 36.2% 和 22.5%。其原因是：2000 年以后落实了更多相应法律法规，以及生态、农牧业和土地资源政策（如退耕还草）；政府对生态环境建设的各种实际投入大大提高，即政府的行为效能也积极影响着生态环境问题的改善程度；人口压力稳定也是维持白城市较强政府支撑能力的主要因素。相对于西部地区，2000 年东部两个地区的政府生态支撑能力就已经处于较高水准，这主要是由于它们的外部响应因素——自然条件（生态本底）决定的。其后，当然在生态环境建设中的政府职能作用均有一定程度地提高。

通过层次分析模型的理论分析和吉林省东西部地区的实证研究，表明决定政府生态支撑能力的主要因素重要性如下：核心支撑能力 > 外部影响能力；政府职能作用 > 生态环境承载力 > 政府行为效能；人口压力 > 生态本底 > 土地退化程度 > 法规政策决策能力 > 主导性 > 生产力水平 > 宏观管理协调性 > 灵活性 > 公民教育程度 > 公民技术能力；人

口密度>法规完备性>生态承载力>植被退化>水资源潜力>行业间协调性>部门间协调性>法规时效性>土壤退化>投入强度>人均 GDP>应变能力>初高中毕业比例>职业教育比例。

最后,对于全省的总体情况,包括生态环境的主要问题、生态环境建设的主要制约因素,提出了政府行为选择的对策。吉林省生态环境建设的主要制约因素是:(1)生态环境建设的投资能力不足;(2)结构性环境污染突出;(3)生态环境建设缺乏必要技术支撑;(4)生态环境建设管理体制不尽合理;(5)环境吸纳能力相对较小。政府行为选择的对策应该基于如下方面:(1)转变政府职能,规范生态主体行为;(2)完善规划实施,推进生态建设进程;(3)健全生态环境补偿机制,加大生态投资力度。应该强调,政府在生态环境建设中的主要职能作用是,如何制定规则和立法,解决国内生产、境外投资和贸易增长所带来的生态破坏问题,制定并严格执行保护生态环境的技术标准,全面实施可持续发展战略。

7.6 本文的创新性

本文的创新性包括如下四个方面:

1)初次提出并且定义政府的生态支撑能力,及政府在生态环境建设事业,以及与其相关的产业发展中的职能作用以及行为效能。

2)系统地阐述了政府实施生态环境建设的生态学和社会学基础及其相应评价途径。从生态、资源、环境的角度考察政府的角色与作用;从社会经济的角度辨析生态可持续性。

3)确立了生态环境建设中政府生态支撑能力评价的基本原则,特别是建立了政府支撑能力的指标评价体系框架,首次构建了政府支撑能力综合评价层次分析模型,从而为定量与定性相结合评价政府在生态环境建设中作用提供了有效的切实可行的方法。

4)针对对吉林省的典型地区及全省的生态环境问题进行定性与定量相结合的综合评价,提出了政府行为选择的实际对策。

参考文献

- [1] Toffler A. The Third Wave [M]. New York: William Morrow and Company, Inc., 1980.
- [2] Carson R. Silent Spring [M]. Boston: Houghton Mifflin Co., 1962.
- [3] Meadows D. L., Randers J., Behrens III W. W., et al. The Limits to Growth: A report for the club of Rome's Project on the predicament of mankind [M]. New York: University Books, 1972.
- [4] 孙儒泳, 李庆芬, 牛翠娟, 等. 基础生态学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2002.
- [5] 盛连喜(主编). 现代环境科学导论 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.
- [6] 孔繁翔(主编). 环境生物学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- [7] 崔凤军. 论环境质量与环境承载力 [J]. 山东农业大学学报, 1995, 26(1): 71-77.
- [8] 唐剑武, 叶文虎. 环境承载力的本质及其定量化初步研究 [J]. 中国环境科学, 1998, 18(3): 227-230.
- [9] 高吉喜. 可持续发展理论探索 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2001, 89.
- [10] 王宁, 刘平, 黄锡欢, 等. 生态承载力研究进展 [J]. 中国农学通报, 2004, 20(6): 278-281, 385.
- [11] 邓波, 洪绶曾, 高洪文, 等. 试述草原地区可持续发展的生态承载力评价体系 [J]. 草业学报, 2004, 13(1): 1-8.
- [12] Arrow K., Bolin B., Costanza R., Dasgupta P., et al. Economic growth, carrying capacity, and the environment [J]. Science, 1995, 268: 520-521.
- [13] 商红日. 国家与政府: 概念的再界定—兼论国家与政府的区别 [J]. 北方论丛, 2001, 3: 39-45.
- [14] 李忠杰. 加强党的执政能力建设: 一个重大的课题 [J]. 了望新闻周刊, 2004.
- [15] 孔祥利. 焦点问题中的政府经济行为 [M]. 北京: 中国社会科学出版社, 2003.
- [16] Odum E. P. Fundamentals of Ecology [M]. Philadelphia: Saunders, 1971.
- [17] 祝廷成, 钟章成, 李建东, 等. 植物生态学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1988.
- [18] Vasconcellos M., Mackinson S., Sloman K., et al. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis [J]. Ecological Modelling, 1997, 100: 125-134.
- [19] May R. M. Stability and Complexity in Model Ecosystems (2nd edition) [M]. Princeton: Princeton University Press, 1975.
- [20] Allen T. F. H., Starr B. Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity [M]. Chicago: University of Chicago Press, 1982.
- [21] Tainton N. M., C. D. Morris, M. B. Hardy, et al. Complexity and stability in grazing systems. In: The Ecology and Management of Grazing Systems (Hodgson J. and A. W. Illius, eds.) [M]. Wallingford: CAB International, 1996, 275-299.
- [22] 王德利, 巴雷, 王亚秋, 等. 理论生态学研究进展与展望. 生态学研究回顾与展望(李文华, 赵景柱主编) [J]. 北京: 气象出版社, 2004, 3-27.

- [23] Cairns J. Protecting the delivery of ecosystem services [J]. *Ecosystem Health*, 1997, 3(3): 185-194.
- [24] Costanza R., Norton G. B., Haskell B. D., et al. *Ecosystem Health: New goals for environmental* [M]. Washington DC: Island Press, 1992.
- [25] Rapport D. J., Castanza R., McMichael A. J., et al. Assessing ecosystem health. *Trends Ecol [J]. Evolution*, 1998, 13: 397-402.
- [26] 梁存柱, 祝廷成, 王德利, 吕新龙, 等. 21世纪初我国草地生态学研究展望 [J]. *应用生态学报*, 2002, 13(6): 743-746.
- [27] Mitchell J. E., Joyce L. A. Applicability of Montreal Process biological and abiotic indicators to rangeland sustainability [J]. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2000, 7: 77-80.
- [28] 赵士洞, 汪业勛. 生态系统管理的基本问题 [J]. *生态学杂志*, 1997, 16(4): 35-38.
- [29] Kremen C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology [J]? *Ecology Letters*, 2005, 8: 468-479.
- [30] Schröter D., Cramer W., Leemans R., et al. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe [J]. *Science*, 2005, 310: 1333-1336.
- [31] 李继云, 孙良涛. 大力推行绿色G D P 核算——基于我国生态环境现状的思考 [J]. *生态经济*, 2006, 99-101, 109.
- [32] 张国, 林善浪. 中国发展问题报告 [M]. 北京: 中国社会科学出版社, 2001.
- [33] 国家环境保护总局. 中国环境状况公报 [M], 2006.
- [34] 人民网. 中共中央关于构建社会主义和谐社会若干重大问题的决定 [EB/OL]. <http://politics.people.com.cn/GB/1026/4932440.html>, 2006.
- [35] Lave L. B., Seskin E. P. Air pollution and human health [J]. *Science*, 1970, 169: 723.
- [36] 李渝萍. 从发展观看GDP到绿色GDP的变革 [J]. *求实*, 2006, 1: 38-39.
- [37] Andersson T., Wolff R. Ecology as a challenge for management research [J]. *Scand. J. Mgmt.*, 1996, 12(3): 223-231.
- [38] Hallstrom L. K. Industry versus ecology: environment in the new Europe [J]. *Futures*, 1999, 31:25-38.
- [39] Arnalds O., Barkarson B. H. Soil erosion and land use policy in Iceland in relation to sheep grazing and government subsidies[J]. *Environmental Science & Policy*, 2003, 6: 105-113.
- [40] Huitric M., Folke C., Kautsky N., et al. Development and government policies of the shrimp farming industry in Thailand in relation to mangrove ecosystems [J]. *Ecological Economics*, 2002, 40: 441-455.
- [41] Brown A. J. Collaborative governance versus constitutional politics: decision rules for sustainability from Australia's South East Queensland forest agreement [J]. *Environmental Science & Policy*, 2002, 5: 19-32.
- [42] Ruliffson J. A., Haight R. G., Gobster P. H., et al. Metropolitan natural area protection to maximize

- public access and species representation [J]. *Environmental Science & Policy*, 2003, 6: 291-299.
- [43] Thorns C. A., Betters D. R. The potential for ecosystem management in Mexico's forest ejidos [J]. *Forest Ecology and Management*, 1998, 103: 149-157.
- [44] Herbohna K. F., Harrisonb S. R., Herbohna J. L. Lessons from small-scale forestry initiatives in Australia: the effective integration of environmental and commercial values [J]. *Forest Ecology and Management*, 2000, 128: 227-240.
- [45] Centner T. J. Regulating concentrated animal feeding operations to enhance the environment [J]. *Environmental Science & Policy*, 2003, 6: 433-440.
- [46] Verstraeten G., Poesen J., Govers G., et al. Integrating science, policy and farmers to reduce soil loss and sediment delivery in Flanders, Belgium [J]. *Environmental Science & Policy*, 2003, 6: 95-103.
- [47] Begg D., Gray D. Transport policy and vehicle emission objectives in the UK: is the marriage between transport and environment policy over [J]? *Environmental Science & Policy*, 2004, 7:155-163.
- [48] Mysz A. T., Maurice C. G., Beltran R. F., et al. A targeting approach for ecosystem protection [J]. *Environmental Science & Policy*, 2000, 3: 347-356.
- [49] 徐曙光. 澳大利亚的生态系统管理概况 [J]. *国土资源情报*, 2004, 10: 40-44.
- [50] 张雷, 程鹏. 论政府在生态环境建设中的作用 (续) [J]. *林业经济*, 2002, 9: 26-30.
- [51] 赵京, 韦苇. 论政府在西部生态环境建设中的职能及其实现 [J]. *西北大学学报(哲学社会科学版)*, 2006, 36(2): 19-24.
- [52] 胡恒洋. 实施《全国生态环境建设规划》的基本思路中国人口资源与环境 [J]. 1999, 9(2): 61-63.
- [53] 曹明德. 生态法原理 [M]. 北京: 人民出版社, 2002.
- [54] 刘晓莉. 生态犯罪立法研究 [M]. 长春: 吉林大学出版社, 2006.
- [55] 宋文献, 罗剑朝. 我国生态环境保护和治理的财政政策选择 [J]. *生态经济*, 2004, 9: 36-39.
- [56] 张振国. 我国西部生态环境建设与林业财政政策导向 [J]. *农村财政与财务*, 2005, 12: 8-13.
- [57] 杨柳. 政府在经济发展中的生态责任 [J]. *重庆工学院学报*, 2006, 20(9): 61-63.
- [58] 张邦辉, 王琪. 论政府在经济发展中的生态责任 [J]. *特区经济*, 2005, 12: 300-301.
- [59] 肖笃宁. 景观生态学理论、方法及应用 [M]. 北京: 中国林业出版社, 1991.
- [60] 肖笃宁, 布仁仓, 李秀珍. 生态空间理论与景观异质性 [J]. *生态学报*, 1997, 17(5): 453-460.
- [61] James M., LE MOINE, 陈吉泉. 生态学的时空特性 [J]. *植物生态学报*, 2003, 27(1): 1-10.
- [62] 郭建国. 耗散结构、等级系统理论与生态系统 [J]. *应用生态学报*, 1991, 2(2): 181-186.
- [63] 蔡晓明. 生态系统生态学 [M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- [64] 傅伯杰, 陈利项, 马克明等. 景观生态学原理及应用 [M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- [65] 於崇文. 地质系统的复杂性—地质科学的基本问题 [J]. *地球科学—中国地质大学学报*, 2003, 1(28): 31-40.
- [66] Lowell K. Utilization discriminant function analysis with a geographical information system to model ecological succession spatially [J]. *International Journal of Geographical Information Systems*,

1991, 21(5): 175-191.

- [67] 王留芳. 农业生态学 [M]. 陕西科学技术出版社, 1994.
- [68] 赵志模, 郭依泉. 群落生态学原理与方法 [M]. 重庆: 科学技术文献出版社 重庆分社, 1990. 83-87.
- [69] Odum WE, Smith TJ and Dolan R. Suppression of natural disturbance: long-term ecological change on the outer banks of North Carolina, in (Turner MG ed), Ecological Studies 64: Landscape heterogeneity and disturbance [M]. New York: Springer-Verlag, 1987. 123-136.
- [70] 任海, 蔡锡安, 饶兴权. 植物群落的演替理论 [J]. 生态科学, 2001, 20(4): 59-67.
- [71] 郭建国. 数学模型与自然保护科学 [J]. 应用生态学报, 1992, 3(3): 286-288
- [72] 彭少麟, 赵平, 任海等. 全球变化压力下中国东部样带植被与农业生态系统格局的可能性变化 [J]. 地学前缘, 2002, 9(1): 217-216.
- [73] Horn HS. Some causes of variety in patterns of forest succession. In. Forest Succession: Concepts and applications [M]. New York: Springer-Verlag, 1981. 24-35.
- [74] 李文尤, 周忠学, 李自珍. 沙坡头地区人口植物群落演替动态的定量研究 [J]. 兰州大学学报 (自然科学版), 2001, 37(5): 98-104.
- [75] 张德全, 牛继宗, 陈志敏等. 生态演替螺旋式上升理论的研究 [J]. 防护林科技, 2002, 1: 14-16.
- [76] Wood DM, Moral R. Mechanism so early primary succession in subalpine habitats on Mount St, Helens [J]. Ecology, 1987, 68: 780-890.
- [77] Desteven D. Experiments on mechanisms of tree establish mention old-field succession: Seedling survival and growth [J]. Ecology, 1991, 72: 1076-1088.
- [78] 孙海群, 周禾, 王培. 草地退化演替研究进展 [J]. 中国草地, 1999, 1: 51-56.
- [79] 陈利顶, 傅伯杰. 干扰的类型、特征及其生态学意义 [J]. 生态学报, 2000, 20(4): 581-586.
- [80] 王炜, 刘仲龄, 郝敦元, 梁存柱. 内蒙古典型草原退化群落恢复演替研究 I .退化草原的基本特征与恢复演替规律 [J]. 植物生态学报, 1996, 20(5): 449-456.
- [81] 王炜, 梁存柱, 刘钟龄. 羊草+大针茅草原群落退化演替机理的研究 [J]. 植物生态学报, 2000, 24(4): 468-472.
- [82] Mooney HA., Godron M. Disturbance and ecosystems [M]. Berlin: Springer-Verlag, 1983.
- [83] 徐恒力, 孙自永, 马瑞. 植物地境及物种地境稳定层 [J]. 地球科学-中国地质大学学报, 2004, 29(2): 239-246.
- [84] Chapin III FS., Matson PA., Mooney HA. Principles of terrestrial ecosystem ecology [M]. New York: Springer-Verlag, 2002.
- [85] Kellner K., Bosch OJH. Influence of patch formation in determining the stocking rate for southern African grasslands [J]. Journal of Arid Environments, 1992, 22: 99-105.
- [86] Hobbs RJ. Disturbances as a precursor for weed invasion in native vegetation [J]. Plant Protection Quarterly, 1991, 6: 99-104.
- [87] Milchunas DG., Sala OE., Lauenroth WK. A generalized model of the effects of grazing by large

- herbivores on grassland community structure [J]. *American Naturalist*, 1988, 132: 87-106.
- [88] 王德利, 杨利民. 草地生态与管理利用 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [89] 魏斌, 张霞, 吴热风. 生态学中的干扰理论与应用实例 [J]. *生态学杂志*, 1996, 15(6): 50-54.
- [90] White PS. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation [J]. *The Botanical Review*, 1979, 45: 229-299.
- [91] 于贵瑞. 生态系统管理学的概念框架及其生态学基础 [J]. *应用生态学报*, 2001, 12(5): 787-794.
- [92] 顾传辉, 桑燕鸿. 论生态系统管理 [J]. *生态经济*, 2001, (11): 41-43.
- [93] John E. Wagner, Valerie A. Luzadis, Donald W. Floyd. A role for economic analysis in the ecosystem management debate [J]. *Landscape and Urban Planning*. 1998, (40): 151-157.
- [94] 任海, 郭建国, 彭少麟. 生态系统管理的概念及其要素 [J]. *应用生态学报*, 2000, 11(3): 455-458.
- [95] 孙儒泳等. 普通生态学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1993. 196-211.
- [96] Crumrine R E. "What is ecosystem management?" [J]. *Conservation Biology*. 1994, 8: 27-38.
- [97] 马克明, 傅伯杰等. 区域生态安全格局: 概念与理论基础 [J]. *生态学报*, 2004, 24(4): 761-768.
- [98] Vogt K A, Gordon J C, Wargo J P, et al. *Ecosystems: Balancing Science with Management* [M]. New York: Springer, 1997.
- [99] Thom R M. Adaptive management of coastal ecosystem restoration projects [J]. *Ecol. Eng.*, 2000, 15: 365-372.
- [100] 杨荣金, 傅伯杰, 刘国华, 马克明. 生态系统可持续管理的原理和方法 [J]. *生态学杂志*, 2004, 23(3): 103-108.
- [101] Prato T. Multiple attribute Bayesian analysis of adaptive ecosystem management [J]. *Ecol. Model.* 2000, 133: 181-193.
- [102] 孙东亚, 董哲仁, 赵进勇. 河流生态修复的适应性管理方法 [J]. *水利水电技术*, 2007, 2(38): 57-59.
- [103] 王文杰, 潘英姿, 王明翠, 罗海江, 张峰, 申文明, 刘晓曼. 区域生态系统适应性管理概念、理论框架及其应用研究 [J]. *中国环境监测*, 2007, 2(23): 1-7.
- [104] Haeuber R, Franklin J. Perspectives on ecosystem management [J]. *Ecological Applications*, 1996, 6: 692-693.
- [105] 杨京平. 生态系统管理与技术 [M]. 北京: 化学工业出版社.
- [106] Scheffer MS., Carpenter J., Foley C. et al. Catastrophic shifts in ecosystems [J]. *Nature*, 2001, 413 (11): 591-596.
- [107] Carpenter SC., Walker BH., Anderies M., Abel N. From metaphor to measurement: Resilience of what to what [J]? *Ecosystems*, 2001, 4: 765-781.
- [108] Gunderson LH., Holling CS. Understanding the complexity of economic, ecological and social systems [J]. *Ecosystems*, 2001, 6: 390-405.
- [109] 武兰芳, 欧阳竹, 程维新等. 农业生态系统健康及其管理研究进展 [J]. *中国生态农业学报*, 2003.

11(3): 161-162.

- [110] 曾德慧, 姜凤岐, 范志平等. 生态系统健康与人类可持续发展 [J]. 应用生态学报, 1999, 10(6): 751-756.
- [111] Levin SA. Science and sustainability [J]. Ecological Application, 1993, 3(4): 548-549.
- [112] 罗跃初, 周忠轩, 孙轶等. 流域生态系统健康评价方法 [J]. 生态学报, 2003, 23(8): 1606-1614.
- [113] Darwin C. The Origin of Species [M]. Chicago: Thompson and Thomas, 1872.
- [114] Tilman D. Causes, consequences and ethics of biodiversity [J]. Nature, 2000, 405: 208-211.
- [115] Odum EP. Fundamentals of Ecology [M]. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1953.
- [116] MacArthur R. Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability [J]. Ecology, 1955, 36: 533-536.
- [117] Elton CS. The ecology of invasions by animals and plants [M]. London: Methuen and Co Ltd. 1958.
- [118] Hutchinson GE. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals [J]. The American Naturalist, 1959, 93: 145-159.
- [119] Gilpin ME. Stability of feasible predator-prey systems [J]. Nature, 1975, 254: 137-139.
- [120] Naeem S. Biodiversity equals instability [J]. Nature, 2002, 416: 23-24.
- [121] McNaughton SJ. Stability and diversity of ecological communities [J]. Nature, 1978, 274: 251-253.
- [122] Tilman D., Knops J., Wedin D. et al. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes [J]. Science, 1997, 277: 1300-1302.
- [123] Naeem S., Li S. Biodiversity enhances ecosystem reliability [J]. Nature, 1997, 390: 507-509.
- [124] Tilman D., Downing JA. Biodiversity and stability in grasslands [J]. Nature, 1994, 367: 363-365.
- [125] Naeem S., Thompson LJ., Lawler SP., Lawton JH., and Woodfin RM. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems [J]. Nature, 1994, 368: 734-737.
- [126] Tilman D., Wedin D., Knops J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems [J]. Nature, 1996, 379: 718-720.
- [127] Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C. et al. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands [J]. Science, 1999, 286: 1123-1127.
- [128] Kennedy T., Naeem S., Howe KM., Knops J., Tilman D. and Reich P. Biodiversity as a barrier to ecological invasion [J]. Nature, 2002, 417: 636-638.
- [129] Wardle DA. Response to biodiversity and ecosystem properties [J]. Science, 1997, 278: 1867-1869.
- [130] Grime JP. Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens [J]. Nature, 1997, 277: 1260-1263.
- [131] Jorgenson SE. Exergy and ecology [J]. Ecological Modelling, 1992, 63: 185-214.
- [132] 于贵瑞. 种植业系统分析与优化控制方法 [M]. 北京: 农业出版社, 1991.
- [133] 任继周, 万长贵. 系统耦合与荒漠—绿洲草地农业系统 [J]. 草业学报, 1994, 3(3): 1-8.
- [134] 程序. 农牧交错带研究中的现代生态学前沿问题 [J]. 资源科学, 1999, 21(5): 1-8.
- [135] Field CB., Behrenfeld MJ., Randerson JT. et al. Primary production of the biosphere: integrating.

- terrestrial and oceanic components [J]. *Science*, 1998, 281: 237-240.
- [136] Potter, C. S., Randerson J. T., Field C. B., Matson P. A., Vitousek P. M., Mooney H. A., Klooster S. A. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data [J]. *GLOBAL BIOGEOCHEM. CYCLES*, 1993, 7(4): 811-841.
- [137] 朴世龙, 方精云, 郭庆华. 1982—1999 年我国植被净第一性生产力及其时空变化 [J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2001, 37(4): 563-569.
- [138] 陶波, 曹明奎, 李克让, 顾峰雪, 季劲钧, 黄玫, 张雷明. 1981—2000 年中国陆地净生态系统生产力空间格局及其变化 [J]. *中国科学 D 辑 地球科学*. 2006, 36(12): 1131-1139.
- [139] 李永宏. 放牧影响下羊草草原和大针茅草原植物多样性的变化 [J]. *植物学报*, 1993, 35(11): 877-884.
- [140] Olff H., Ritchie M. E. Effects of herbivores on grassland plant diversity [J]. *Tree*, 1998, 13: 261-265.
- [141] 王德利, 林海峻, 金晓明. 吉林西部牧草资源的生物多样性的研究 [J]. *东北师大学报*, 1996, 3: 103-107.
- [142] Costanza R., Norton B.G., Haskell B.D. *Ecosystem health: new goals for environmental management* [M]. Washington DC: Island Press, 1992: 3-20.
- [143] 范荣亮, 苏维词, 张志娟. 生态系统健康影响因子及评价方法初探 [J]. *水土保持研究*, 2006, 13(6): 82-86.
- [144] 蔡燕, 王会肖. 生态系统健康及其评价研究进展 [J]. *中国生态农业学报*, 2007, 15(2): 084-187.
- [145] 姚艳玲, 刘惠清. 生态系统健康评价的方法 [J]. *农业与技术*, 2004, 24(2): 79-83.
- [146] 王宪礼, 布仁仓, 胡远满. 辽河三角洲湿地的景观破碎化分析 [J]. *应用生态学报*, 1996, 7(3): 299-304.
- [147] 布仁仓, 王宪礼, 肖笃宁. 黄河三角洲景观组分判定与景观破碎化分析 [J]. *应用生态学报*, 1999, 10(3): 321-324.
- [148] 郭明, 马明国, 肖笃宁, 赵善伦. 基于遥感和 GIS 的干旱区绿洲景观破碎化分析—以金塔绿洲为例 [J]. *中国沙漠*, 2004, 24(2): 201-206.
- [149] 丁鸿富, 虞富洋, 陈平. *社会生态学* [M]. 杭州: 浙江教育出版社, 1987.
- [150] 叶峻. 从自然生态学到社会生态学 [J]. *西安交通大学学报(社会科学版)*, 2006, 26(3): 49-62.
- [151] 马世骏. *中国生态学发展战略研究(第一集)* [M]. 北京: 中国经济科学出版社, 1991.
- [152] Costanza R., Norton B. G., Haskell B. D. *Ecosystem Health: new goals for environmental management* [M]. California: Island Press, 1997.
- [153] 许涤新(主编). *生态经济学* [M]. 杭州: 浙江人民出版社, 1988.
- [154] 蔡晓明. *生态系统生态学* [M]. 北京: 科学出版社, 2000.
- [155] 蒋志刚. 经济生态系统的价值流和能量流 [J]. *科学通报*, 1986, 31: 1261-1264.
- [156] 中国国家发展改革委员会主任马凯就气候变化问题答中外记者问 [EB / OL]. <http://www.china-embassy.org/chn/sgxx/t326846.htm>, 2007.
- [157] 彭永林. 建设节约型社会与政府行为 [J]. *中共中央党校学报*, 2006, 10(2): 71-75.

- [158]彭永林, 盛连喜. 吉林省生态环境建设的困境与政府行为选择 [J]. 地理科学, 2007, 27(5): 666-671.
- [159]王长富. 林水之争、林草之争可以休矣 [J]. 林业经济问题, 2001, 21(2): 65-68.
- [160]支玲, 任恒祺, 李卫忠. 西部退耕还林(草)生态目标的冲突与协调 [J]. 西北林学院学报, 2003, 18(3): 103-107.
- [161]国务院西部地区开发领导小组办公室[EB / OL] <http://www.chinawest.gov.cn/web/index.asp>.
- [162]陈楫宝, 王海明, 翔海. 国务院东北办将成立规格参照西部开发领导小组 [EB / OL] <http://unn.people.com.cn/GB/22220/29090/29091/2213077.html>.
- [163]于建勇. 西部退耕还林还草的序量问题探讨 [J]. 草业科学, 2004, 21(8): 63-67.
- [164]豆志杰, 高平亮. 关于退耕还林还草经济补偿机制的思考 [J]. 内蒙古农业大学学报(社会科学版), 2005, 7(2): 45-47.
- [165]王树义. 俄罗斯生态法 [M]. 武汉: 武汉大学出版社, 2001.
- [166]陈茂云, 马骧聪. 生态法学 [M]. 西安: 浙江人民出版社, 2000.
- [167]周珂. 生态环境法论 [M]. 北京: 法律出版社, 2001.
- [168]孟庆瑜, 刘武朝. 自然资源法基本问题研究 [M]. 北京: 中国法制出版社出版, 2006.
- [169]廖建凯. 土地法的理念更新与制度完善 [J]. 中国农业资源与区划, 2007, 28(1): 42-46.
- [170]曹世雄, 陈军, 高旺盛. 生态政策学及其评价方法 [J]. 生态学杂志, 2006, 25(12): 1535-1539.
- [171]马月存, 高旺盛, 陈源泉, 等. 武川县全面禁牧生态政策实施效果的调查 [J]. 生态学杂志, 2007, 26(1): 94-99.
- [172]农业部软科学委员会办公室. 农业结构调整与区域政策 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2001.
- [173]顾瑞珍, 王娅妮. 解读我国首份绿色 GDP 报告: 3.05% 和 1.8% 意味着啥 [EB / OL] http://news.xinhuanet.com/fortune/2006-09/07/content_5063137.htm
- [174]http://www.mof.gov.cn/news/20050517_1996_6840.htm
- [175]赵军, 杨凯. 生态系统服务价值评估研究进展 [J]. 生态学报, 2007, 23(1): 346-356.
- [176]鲍锋, 孙虎, 延军平. 森林主导生态价值评估及生态补偿初探 [J]. 水土保持通报, 2005, 25(6): 101-104.
- [177]吴新民, 潘根兴. 自然资源价值的形成与评价方法浅议 [J]. 经济地理, 2003, 23(3): 323-326.
- [178]欧阳志云, 王如松, 赵景柱. 生态系统服务功能及其生态经济价值评价 [J]. 应用生态学报, 1999, 10(5): 635-640.
- [179]冯晓森, 石培基, 于江海. 西部生态补偿额度的估算方法及指标体系初探 [J]. 甘肃科技, 2006, 22(4): 4-8.
- [180]郭明, 冯朝阳, 赵善伦. 生态环境价值评估方法综述 [J]. 山东师范大学学报, 2003, 18(1): 71-74.
- [181]李双成, 郑度, 杨勤业. 环境与生态系统资本价值评估的若干问题 [J]. 环境科学, 2001, 22(6): 103-107.
- [182]谢高地, 肖玉, 鲁春霞. 生态系统服务研究: 进展、局限和基本范式 [J]. 植物生态学报, 2006, 30(2): 191-199.

- [183]徐福留, 赵珊珊, 张颖, 等. 经济发展可持续性状态与趋势定量评价方法研究 [J]. 环境科学学报, 2005, 25(6): 711-720.
- [184]赵国杰, 吴孟铎. 用DEA 方法评价城市发展的可持续性 [J]. 洛阳师范学院学报, 2002, 2: 132-134.
- [185]严汉平, 王威. 可持续发展评价的理论模型研究 [J]. 生态经济, 2007, 3: 100-104.
- [186]刘萍, 薛芳. 我国政府部门绩效的模糊评价与实证分析 [J]. 哈尔滨商业大学学报, 2006, 1: 88-91.
- [187]高建华. 政府绩效评估的理念与方法 [J]. 桂林电子工业学院学报, 2005, 25(4): 36-39.
- [188]刘芸. 政府绩效评价目标模式研究 [J]. 前沿, 2005, 9: 165-166.
- [189] 王德利, 祝廷成. 牧草价值综合评价的定量方法探讨 [J]. 草业学报, 1993, 14(1), 33-38.
- [190] 王雅秋, 郑宝源. 生态适宜度的模糊数学综合评价 [J]. 福建环境, 1998, 15(3), 7-8, 13.
- [191] 樊智军. 模糊数学法在大同矿区空气环境质量评价中的应用 [J]. 能源环境保护, 2003, 17 (2), 57-59.
- [192] 廖国礼, 吴超. 模糊数学方法在矿山环境综合评价中的应用 [J]. 环境科学动态, 2004, (3), 15-17.
- [193] 王鸿杰, 尤宾. 模糊数学分析方法在水环境评价中的应用 [J]. 水文, 2005, 12 (25), 6.
- [194] 何再超, 郑钦玉, 卢坤, 曹胜兰. 重庆市大气环境质量的模糊数学综合评价 [J]. 西南农业大学学报, 2005, 27(3), 397-400.
- [195] 王文成, 张铁松. 应用模糊数学评价南充市大气环境质量 [J]. 环境科学与管理, 2006, 10 (31), 7.
- [196] 赵有益, 林慧龙, 任继周. 草坪质量的模糊数学综合评价方法 [J]. 草业科学, 2006, 23(2), 92-97.
- [197] 王伟, 唐明华, 刘洪斌. 土壤养分的模糊综合评价 [J]. 西南农业大学学报, 2000, 22 (1), 12-15.
- [198] 茹淑华, 张宝悦, 孙世友, 王丽英, 王凌, 耿暖, 张国印. 河北平原土壤质量的模糊数学方法综合评价 [J]. 河北农业科学, 2005, 9(3), 44-48.
- [199] 杨纶标, 高英仪. 模糊数学原理及应用 [M]. 华南理工大学出版社, 2002.
- [200] 赵焕臣, 许树柏, 和金生. 层次分析法 [M]. 科学出版社, 1986. 1-116.
- [201] Yoji Akao. Quality Function Deployment: Integrating Customer Requirements into Product Design [M]. Cambridge, Massachusetts. Product Press, 1990.
- [202] 王莲芬, 许树柏. 层次分析法引论 [M]. 中国人民大学出版社, 1996.
- [203] 王好芳, 董增川. 区域水资源可持续开发评价的层次分析法 [J]. 水力发电, 2002, (7), 12- 14.
- [204] 金菊良, 张礼兵, 魏一鸣. 水资源可持续利用评价的改进层次分析法 [J]. 水科学进展, 2004, 15 (2), 227-232.
- [205] 易丽萍, 李俊峰, 范文波. 基于层次分析法的阿克苏地区水资源可持续开发利用评价 [J]. 水资源与水工程学报, 2007, 18(1), 44-48.
- [206] 李红鹰, 王骥, 孟昭明. 层次分析法在农业生态环境质量评价中的应用 [J]. 环境保护, 2000,

(7), 30-31.

- [207] 喻良, 伊武军. 层次分析法在城市生态环境质量评价中的应用 [J]. 四川环境, 2002, 21(4), 38-40.
- [208] 曹长军, 黄云. 层次分析法在县域生态环境质量评价中的应用 [J]. 安徽农业科学, 2007, 35(11), 3344-3345, 3415.
- [209] 杨印生, 杨文志, 刘大维, 陈秉聪. 层次分析法在拖拉机总体性能评价中的应用 [J]. 农业机械报, 1994, 25(1), 96-99.
- [210] 楚宜民, 杨文强. 基于改进的层次分析法评价农业机械化水平 [J]. 农机化研究, 2007, (6), 37-38.
- [211] 崔兆杰, 谢连科, 刘雷, 王艳艳. 生态市可持续发展指标体系的建立和评价方法研究 [J]. 科学技术与工程, 2006, 6(13), 1863-1868.
- [212] 滕星, 王德利, 程志茹, 房健, 王亚秋. 不同放牧强度下绵羊采食方式的变化特征 [J]. 草业学报, 2004, 13(2), 67-72.
- [213] 滕星, 王德利, 张宝田. 羊草(*Leymus chinensis*)草地雨天放牧与非雨天放牧的绵羊采食特征 [J]. 生态学报, 2006, 26(3), 762-767.
- [214] 孙祥. 中国草地的畜牧业生产现状及潜力 [J]. 内蒙古草业, 1997, 4: 30-35.
- [215] 于晓光, 李春华, 孙传生, 等. 吉林湿地生态环境保护措施研究 [J]. 水土保持研究, 2005, 12(6): 226-227.
- [216] 肖慧萍, 耿锐. 生态省建设——吉林东北老工业基地的振兴之策 [J]. 中国环境管理, 2006, (2): 22-23.
- [217] 吉林省农业区划办公室, 吉林省农业区划研究所. 吉林省综合农业区划 [M]. 吉林: 吉林科学技术出版社, 1988: 1-5.
- [218] 章光新, 杨建锋, 刘强. 吉林西部农业生态环境问题及对策 [J]. 生态环境, 2004, 13(2): 290-292.
- [219] 鲁智礼. 西部生态环境建设及其思考 [J]. 地域研究与开发, 2006, 25(6): 51-53.

附 录

法律（12 条）

法律名称	颁布时间
中华人民共和国森林法	2005-03-04
中华人民共和国固体废物污染环境防治法	2004-12-29
中华人民共和国防沙治沙法	2003-12-03
中华人民共和国环境影响评价法	2002-10-28
中华人民共和国大气污染防治法	2000-04-29
中华人民共和国环境噪声污染防治法	1996-10-29,
中华人民共和国环境保护法(1991 年修正)	1989-12-26
中华人民共和国海洋环境保护法	1989-12-26
中华人民共和国野生动物保护法(1989 年修正)	1988-11-08
中华人民共和国草原法(2002 年修正)	1985-10-01
中华人民共和国水污染防治法(1996 年修正)	1984-05-11
中华人民共和国水土保持法（1991 年修正）	1982-08-23

法规政策（181 条）

法规名称	颁布单位	类型	实施时间
关于申请解释固体废物污染环境防治法第七十七条有关规定的答复意见	全国人大法工委	污染防治	2005-12-21
国务院办公厅关于限制生产销售使用塑料购物袋的通知	国务院办公厅	污染防治	2008-06-01
关于加强农村环境保护工作意见的通知	国务院办公厅转发	综合性	2007-11-13
全国污染源普查条例	国务院	综合性	2007-10-09
防治海洋工程建设项目污染损害海洋环境管理条例	国务院	污染防治	2006-11-01
国务院关于进一步加强防沙治沙工作的决定	国务院	资源生态	2006-02-28
中国水生物资源养护行动纲要	国务院	资源生态	2006-02-14
国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定	国务院	综合性	2005-12-03
国务院办公厅关于加强湿地保护管理的通知	国务院办公厅	资源生态	2004-06-26
国务院办公厅关于加强生物物种资源保护和管理的通知	国务院办公厅	资源生态	2004-03-30
退耕还林条例	国务院	资源生态	2003-01-20
国务院关于加强草原保护与建设的若干意见	国务院	资源生态	2002-09-16
全国生态环境保护纲要	国务院	资源生态	2000-11-01
国务院关于进一步做好退耕还林还草试点工作的若干意见	国务院	资源生态	2000-09-25
中华人民共和国水污染防治法实施细则	国务院	资源生态	2000-03-20
建设项目环境保护管理条例	国务院	资源生态	1998-11-18
全国生态环境建设规划	国家计委,国务院 批准通过	预案规划	1998-11-07
国务院关于保护森林资源制止毁林开垦和乱占林地的通知	国务院	资源生态	1998-08-05
中华人民共和国野生植物保护条例	国务院	资源生态	1997-01-01
国务院关于环境保护若干问题的决定	国务院	污染防治	1996-08-03

东北师范大学博士学位论文

中华人民共和国自然保护区条例	国务院	资源生态	1994-12-01
关于加强森林资源保护管理工作的通知	国务院办公厅	资源生态	1994-05-16
中华人民共和国水土保持法实施条例	国务院	资源生态	1993-08-01
草原防火条例	国务院	公安消防	1993-10-05
中华人民共和国水生野生动物保护实施条例	国务院批准,农业部发布	资源生态	1993-10-05
中华人民共和国陆生野生动物保护实施条例	国务院批准,林业部发布	资源生态	1992-03-01
中华人民共和国防治陆源污染物污染损害海洋环境管理条例	国务院	污染防治	1990-06-22
森林和野生动物类型自然保护区管理办法	国务院	资源生态	1985-07-06
中华人民共和国海洋倾废管理条例	国务院	污染防治	1985-03-06
中华人民共和国海洋石油勘探开发环境保护管理条例	国务院	污染防治	1983-12-29
中华人民共和国防止船舶污染海域管理条例	国务院	污染防治	1983-12-29
中华人民共和国水产资源繁殖保护条例	国务院	资源生态	1979-02-10
中华人民共和国大气污染防治法实施细则	国家环保总局,国务院批准	污染防治	1991-07-01
电子废物污染环境防治管理办法	国家环保总局	污染防治	2008-02-01
关于进一步规范专项规划环境影响报告书审查工作的通知	国家环保总局	建设项目	2007-12-07
主要污染物总量减排核算细则(试行)	国家环保总局	污染防治	2007-11-30
关于钢铁及焦炭生产企业污染物排放量核定问题的复函	国家环保总局	排污收费	2007-11-27
国家重点生态功能保护区规划纲要	国家环保总局	资源生态	2007-10-31
全国生物物种资源保护与利用规划纲要	国家环保总局	资源生态	2007-10-24
商务部 环保总局关于加强出口企业环境监管的通知	商务部 国家环保总局	污染防治	2007-10-08
关于不同容量锅炉共用烟囱排放大气污染物适用排放标准问题的复函	国家环保总局	标准监测	2007-09-20
环境监测管理办法	国家环保总局	标准监测	2007-09-01
关于危险废物跨地级以上市转移行政许可有关问题的复函	国家环保总局	污染防治	2007-08-30
关于开展生态补偿试点工作的指导意见	国家环保总局	资源生态	2007-08-24
“十一五”主要污染物总量减排核查办法(试行)	国家环保总局	污染防治	2007-08-16
关于进一步规范重污染行业生产经营公司申请上市或再融资环境保护核查工作的通知	国家环保总局	产业政策	2007-08-13
中国自然保护区区徽使用管理暂行办法	国家环保总局 国家林业局等	资源生态	2007-06-08
关于执行《铬渣污染治理环境保护技术规范(暂行)》有关问题的复函	国家环保总局	污染防治	2007-06-15
关于加强农村环境保护工作的意见	国家环保总局	综合性	2007-05-21
国家环境保护总局行政复议文书处理办法	国家环保总局	政务内务	2007-05-18
关于加强全国环保系统政务公开工作的意见	国家环保总局	政务内务	2007-05-15
再生资源回收管理办法	商务部 发改委 公安部 建设部 工商总局 环保总局	资源生态	2007-05-01
环境保护科学技术奖励办法	国家环保总局	产业政策	2007-04-27

东北师范大学博士学位论文

全国环境监测站建设标准	国家环保总局	标准监测	2007-04-23
关于进一步加强生态保护工作的意见	国家环保总局	资源生态	2007-03-15
加强国家污染物排放标准制修订工作的指导意见	国家环保总局	标准监测	2007-03-01
卫生部国家环保总局环境与健康工作协作机制	卫生部 国家环保总局	健康卫生	2007-02-15
关于加强涉及自然保护区、风景名胜区、文物保护单位等环境敏感区影视拍摄和大型实景演艺活动管理的通知	国家环保总局 建设部等	资源生态	2007-02-07
关于居民楼内设备产生噪声适用环境保护标准问题的复函	国家环保总局	标准监测	2007-02-06
财政部 环保总局关于环境标志产品政府采购实施的意见	财政部 环保总局	清洁生产	2007-01-01
国家环保科普基地申报与评审暂行办法	国家环保总局 科技部	其他相关	2006-12-28
关于做好“十一五”时期环境宣传教育工作的意见	国家环保总局	其他相关	2006-12-19
国家级生态村创建标准（试行）	国家环保总局	资源生态	2006-12-05
环境统计管理办法	国家环保总局	政务内务	2006-12-01
国家级自然保护区监督检查办法	国家环保总局	资源生态	2006-12-01
全国生态保护“十一五”规划	国家环保总局	资源生态	2006-10-13
关于加强环境违法案件挂牌督办工作的通知	国家环保总局	污染防治	2006-09-30
环境监测质量管理规定	国家环保总局	标准监测	2006-07-28
环境信访办法	国家环保总局	政务内务	2006-07-01
关于增强环境科技创新能力的若干意见	国家环保总局	产业政策	2006-06-27
关于废纸和废塑料适用进口可用作原料的固体废物环境保护控制标准问题的复函	国家环保总局	标准监测	2006-06-22
关于有序开发小水电切实保护生态环境的通知	国家环保总局	资源生态	2006-06-18
关于规划环境影响评价有关问题的复函	国家环保总局	建设项目	2006-06-14
国家环境保护模范城市创建和管理工作规定	国家环保总局	综合性	2006-03-27
环境保护行政主管部门突发环境事件信息报告办法（试行）	国家环保总局	污染防治	2006-03-31
环境影响评价公众参与暂行办法	国家环保总局	建设项目	2006-03-18
2006 年全国环境监测工作要点	国家环保总局	标准监测	2006-03-17
关于加强环保用和可能造成环境危害微生物进出口环境安全及卫生检疫管理问题的复函	国家环保总局	对外贸易	2006-03-06
环境保护违法违纪行为处分暂行规定	国家环保总局	政务内务	2006-02-20
关于在禽流感疫情发生区域切实防范环境污染和生态破坏的通知	国家环保总局	污染防治	2006-01-19
关于加强重点工业污染源环境监管的通知	国家环保总局	污染防治	2006-01-17
2006 年全国环保工作要点	国家环保总局	综合性	2006-01-16
关于开展环境污染治理设施运营培训工作的通知	国家环保总局	产业政策	2006-01-06
关于执行《建设项目环境影响评价资质管理办法》有关问题的通知	国家环保总局	建设项目	2006-01-01
环境保护总局建设项目环境影响评价文件审批程序规定	国家环保总局	建设项目	2006-01-01
建设项目环境影响评价行为准则与廉政规定	国家环保总局	建设项目	2006-01-01
建设项目环境影响评价资质管理办法	国家环保总局	认证认可	2006-01-01
电子废弃物污染环境防治管理办法（征求意见稿）	国家环保总局	污染防治	2006-01-01
国家环境保护总局建设项目环境影响评价审批程序规定	国家环保总局	建设项目	2006-01-01
关于防范环境风险加强环境影响评价管理的通知	国家环保总局	建设项目	2005-12-10

东北师范大学博士学位论文

建设项目环境保护管理条例（修订草案征求意见稿）	国家环境保护总局	建设项目	2005-12-01
关于进一步加强环境监督管理严防发生污染事故的紧急通知	国家环保总局	污染防治	2005-11-28
关于加快推进企业环境行为评价工作的意见	国家环保总局	监理监察	2005-11-21
关于解释《建设项目竣工环境保护验收管理办法》第十四条规定的复函	国家环保总局	建设项目	2005-11-21
关于加强国家环保模范城市和创模城市所辖周边地区环境污染控制的通知	国家环保总局	污染防治	2005-11-04
国家鼓励发展的资源节约综合利用和环境保护技术	国家发展改革委 科技部 国家环保总局	产业政策	2005-10-28
风电场工程建设用地和环境保护管理暂行办法	国家发改委 国土资源部 国家环保总局	建设项目	2005-08-09
环境保护法规制定程序办法	国家环保总局	政务内务	2005-06-01
矿山生态环境保护与污染防治技术政策	国家环保总局	污染防治	2005-05-07
关于加强环境监督管理严防发生水污染事故的通知	国家环保总局	污染防治	2005-03-16
关于加强水电建设环境保护工作的通知	国家环保总局 国家发改委	建设项目	2005-01-20
生态县、生态市建设规划编制大纲	国家环保总局	资源生态	2005-01-17
农村小规模专业化家禽养殖户应填报环境影响登记表	国家环保总局	建设项目	2004-12-22
环境污染治理设施运营资质许可管理办法	国家环保总局	产业政策	2004-12-10
环境污染治理设施运营资质分级分类标准（试行）	国家环保总局	污染防治	2004-12-10
关于加强自然保护区管理有关问题的通知	国家环保总局	资源生态	2004-11-12
关于贯彻落实国务院办公厅《关于加强生物物种资源保护和管理的通知》的意见	国家环保总局	资源生态	2004-11-11
关于水库养殖污染环境适用法律问题的复函	国家环保总局	资源生态	2004-07-02
环境保护行政许可听证暂行办法	国家环保总局	政务内务	2004-07-01
关于切实做好企业搬迁过程中污染防治工作的通知	国家环保总局	污染防治	2004-06-01
关于违反环境影响评价制度法律和法规适用关系的复函	国家环保总局	建设项目	2004-05-12
关于贯彻《国务院办公厅关于加强生物物种资源保护和管理的通知》有关问题的通知	国家环保总局	资源生态	2004-04-27
关于污水用于草坪绿化有关问题的复函	国家环保总局	监理监察	2004-04-22
关于加强和改革环境保护标准工作的意见	国家环保总局	标准监测	2003-12-10
关于加强含铬危险废物污染防治的通知	国家环保总局	污染防治	2003-06-18
关于开展清理整顿不法排污企业保障群众健康环保行动的通知	国家环保总局	污染防治	2003-06-17
环境监测技术路线	国家环保总局	标准监测	2003-06-13
生态县、生态市、生态省建设指标（试行）	国家环保总局	资源生态	2003-05-23
关于污染源自动监测监控设备属于环境保护设施的复函	国家环保总局	监理监察	2003-01-13
关于加强外来入侵物种防治工作的通知	国家环保总局	资源生态	2003-01-13
关于相对集中部分环境保护行政处罚权工作有关问题的通知	国家环保总局	政务内务	2003-01-13
关于加强全国环境保护科普工作的若干意见	国家环保总局	其他相关	2002-12-09

东北师范大学博士学位论文

关于印发《生态功能保护区评审管理办法》的通知	国家环保总局	资源生态	2002-11-18
关于加强全国辐射环境保护工作的若干意见	国家环保总局	污染防治	2002-06-18
生态功能保护区规划编制大纲（试行）	国家环保总局	资源生态	2002-01-20
关于《环境保护行政处罚办法》有关指定管辖问题的复函	国家环保总局	政务内务	2001-12-28
关于加强建设项目环境保护档案管理工作的通知	国家环保总局	建设项目	2001-11-19
关于《中华人民共和国自然保护区条例》有关条款具体应用问题的复函	国家环保总局	资源生态	2001-11-13
关于《固体废物污染环境防治法》第六十五条“没收违法所得”适用问题的复函	国家环保总局	污染防治	2000-08-01
建设项目环境保护设施竣工验收监测技术要求（试行）	国家环保总局	标准监测	2000-02-24
关于建设项目环境保护设施竣工验收监测管理有关问题的通知	国家环保总局	标准监测	2000-02-22
近岸海域环境功能区管理办法	国家环保总局	预案规划	1999-12-10
关于加强农村生态环境保护工作的若干意见	国家环保总局	资源生态	1999-11-01
全国环境保护国际合作工作（1999-2002）纲要	国家环保总局	其他相关	1999-09-28
国家环境保护局环境保护科学技术研究成果管理办法	国家环保总局	政务内务	1999-07-28
环境保护行政处罚办法(修正)	国家环保总局	政务内务	1999-07-08
关于进一步加强环境监理工作若干意见的通知	国家环保总局	监理监察	1999-06-17
国家重点环境保护实用技术推广管理办法	国家环保总局	产业政策	1999-05-31
关于加强自然生态保护进行环境监理的通知	国家环保总局	资源生态	1999-04-27
关于农业生态环境保护立法问题的复函	国家环保总局	政务内务	1998-09-28
关于加强生态保护工作的意见	国家环保局	资源生态	1997-11-28
关于建立全国环境保护举报制度的指导意见	国家环境保护局	政务内务	1997-06-17
关于加强乡镇企业环境保护工作的规定	国家环保总局等	综合性	1997-03-05
关于废物进口环境保护管理暂行规定的补充规定	国家环境保护局	对外贸易	1996-08-01
废物进口环境保护管理暂行规定	国家环境保护局等	对外贸易	1996-03-01
关于加强旅游区环境保护工作的通知	国家环境保护局等	资源生态	1995-08-17
关于加强自然资源开发建设项目的生态环境管理的通知	国家环境保护局	建设项目	1994-12-21
关于向海域排放污水法律适用问题的复函	国家环境保护局	排污收费	1994-12-20
关于加强湿地生态保护工作的通知	国家环境保护局	资源生态	1994-03-31
环境保护计划管理办法	国家计划委员会， 国家环境保护局	政务内务	1994-10-16
关于加强砖瓦行业环境保护工作的通知	国家环保局、农业 部等	污染防治	1995-05-26
畜禽遗传资源保种场保护区和基因库管理办法	农业部	资源生态	2006-07-01
关于贯彻实施《中国水生生物资源养护行动纲要》 做好当前渔业重点工作的意见	农业部	资源生态	2006-05-15
关于进一步加强草原监督管理工作的通知	农业部	资源生态	2005-01-07
关于加强农业野生植物保护工作的通知	农业部	资源生态	2002-10-08
农业野生植物保护办法	农业部	资源生态	2002-10-01
中华人民共和国水生动植物自然保护区管理办法	农业部	资源生态	1997-10-17
关于加强水土保持生态修复促进草原保护与建设的通知	水利部 农业部	资源生态	2004-09-04
全国水土保持预防监督纲要（2004~2015）	水利部	资源生态	2004-08-18
水土保持生态建设示范区建设实施方案	水利部	资源生态	2004-02-04

东北师范大学博士学位论文

关于进一步加强水土保持生态修复工作的通知	水利部	资源生态	2003-06-03
水土保持生态环境监测网络管理办法	水利部	资源生态	2000-01-31
开发建设项目水土保持方案编报审批管理规定	水利部	建设项目	1995-05-30
中央森林生态效益补偿基金管理办法	财政部 国家林业局	资源生态	2004-10-21
国家林业局发布进一步加强红树林资源保护管理工作	国家林业局	资源生态	2003-06-02
关于加强森林风景资源保护和管理工作的通知	国家林业局	资源生态	2002-07-15
关于实行国家重点保护野生植物采集证有关问题的通知	国家林业局	资源生态	2001-12-17
关于破坏森林资源重大行政案件报告制度的规定	国家林业局	资源生态	2001-12-16
关于违反森林资源管理规定造成森林资源破坏的责任追究制度的规定	国家林业局	资源生态	2001-12-16
国家林业局关于加强野生动物外来物种管理的通知	国家林业局	资源生态	2001-08-28
天然林资源保护工程管理办法	国家林业局	资源生态	2001-05-08
森林公园管理办法	林业部	资源生态	1993-12-11
关于加强城镇生活垃圾处理场站建设运营监管的意见	建设部	污染防治	2004-12-22
关于加强城市生物多样性保护工作的通知	建设部	资源生态	2002-11-06
关于加强城市绿地和绿化种植保护的规定	建设部	资源生态	1994-06-02
关于建立海洋环境污染损害事件报告制度的通知	国家海洋局	监察	1999-03-12
海洋自然保护区管理办法	国家海洋局	资源生态	1995-05-29
关于审理破坏林地资源刑事案件具体应用法律若干问题的解释	最高人民法院	资源生态	2005-12-30
关于进一步推进全民义务植树运动加快国土绿化进程的意见	全国绿化委员会	资源生态	2002-03-12
铁路环境保护规定	铁道部	污染防治	1997-04-23
关于加强环境、资源保护执法工作的通知	国家工商行政管理局	监察	1993-08-13

吉林省法规政策（10 条）

法规名称	颁布时间
吉林省危险废物污染防治条例	2007-10-17
吉林省生态建设和环境保护“十五”规划	2005-07-11
吉林省生态建设管理办法	2004-11-01
吉林省人民政府办公厅关于切实加强湿地保护管理的通知	2004-10-22
吉林省西部地区生态环境保护与建设若干规定	2003-5-23
吉林省禁止猎捕陆生野生动物实施办法	2001-09-21
吉林省人民政府关于实行环境与发展综合决策的通知	2001-9-25
吉林省人民代表大会常务委员会进行生态省建设的决定	2001-12-1
吉林省生态省建设总体规划纲要	2001-12-1
吉林省农业资源综合管理条例	1997-12

后 记

本论文是在我的导师盛连喜教授的悉心指导下完成的。我衷心地感谢盛老师几年来对我学业的指导和生活、工作的关心爱护。盛老师正直的学术品格、渊博的学识、严谨的治学态度、深厚的理论功底和丰富的研究经验，使我受益匪浅。但我深知，自己的学术水平距离导师的要求和期望还相差甚远，我将在今后的工作和学习中更加努力，更加刻苦于理论学术研究，并力求用所掌握的理论，有所发现，并通过参与环境政策的制定，有所创造，解决和改善现实环境生态问题，有所贡献，以不辜负老师的培养和期望。

在论文的写作过程中，我研读了大量有关文献，从众多学者的研究成果中深受启发和教益，从而深化了我对生态环境问题的认识。另外，东北师范大学城市与环境科学学院的领导、老师、同学及吉林省发改委、统计局，延边、通化、白城市（州）的同事，以及我的朋友，特别是东北师范大学王德利教授对论文的写作和数据处理给予了很大的支持，此外，还有吉林大学的杨印生教授和中国科学院东北地理与农业生态研究所的佟连军研究员在建模和写作工作也给予了无私的帮助，在此一并表示感谢！

最后，我还要感谢我的家人和亲属，如果没有他（她）们的支持和照顾，很难想象我能在繁忙工作的同时完成学业和论文的撰写。

发表论著

在读期间，以第一作者身份发表的与本研究相关的研究论文与著作如下：

- [1] Yong-Lin Peng, Zhan-Wu Gao, Ying Gao, Guo-Fang Liu, Lian-Xi Sheng and De-Li Wang. Eco-physiological characteristics of alfalfa seedlings in response to various mixed salt-alkaline stresses. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2008, 50(1): 29-39. (SCI)
- [2] 彭永林, 盛连喜. 吉林省生态环境建设的困境与政府行为选择. *地理科学*, 2007, 27(5): 666-671.
- [3] 彭永林. 建设节约型社会与政府行为. *中共中央党校学报*, 2006, 10(2): 71-75. (CSSCI)
- [4] 彭永林. 灵活就业是缓解就业压力的重要途径. *宏观经济管理*, 2006, 8: 25-27. (CSSCI)
- [5] 彭永林. 政府是建设节约型社会的“第一责任人”. *城乡建设*, 2006, 8: 56-57.
- [6] 彭永林. 搞好规划 狠抓落实 努力开创我省职业教育新局面. *吉林教育*, 2006, 5: 10-11.
- [7] 彭永林. 充分认识“四五”普法的重要意义, 认真落实普法规划的各项任务. *经济视角*, 2002, 4: 8-12.
- [8] 彭永林, 金文官. 吉林省社会发展水平综合评价. 吉林大学出版社, 2005, 2006, 2007.

在学期间，还承担了与本研究相关的科研课题，具体包括：

- [1] 吉林省生态环境建设中政府支持能力研究（2005-2006） 吉林省环保局项目.