

兰州大学

硕士学位论文

民勤绿洲边缘区基于节水的生态环境治理优化模式研究

姓名：周鲲鹏

申请学位级别：硕士

专业：水利工程·水文学及水资源

指导教师：马金珠

20090501

摘 要

民勤绿洲位于石羊河流域下游,北、东、西三面被巴丹吉林沙漠和腾格里沙漠包围,年潜在蒸发量约为降水量的 24 倍,周围荒漠区是中国四大沙尘暴源区之首,是西北干旱区生态环境治理最迫切的地区。

民勤绿洲的生态环境退化过程是在中国西北地区气候干旱、生态系统脆弱的背景下,过度的人类活动导致区域水资源逐渐匮乏并引起土壤干旱,天然荒漠植被和人工防风固沙林逐渐衰亡,因此探讨基于节水的生态环境治理优化模式具有重要意义。

文章对民勤绿洲边缘区的生态环境治理进行了详细研究,提出了基于节水的生态环境治理优化模式-正新模式,并以正新模式及民勤绿洲边缘区宋和、王谋、煌辉、维结、花寨、东云 6 个具有较好代表的例子为对象,建立多目标决策方案进行了对比评价;计算了实验区及研究区在模式实施前后水量及用水结构的变化,分析了正新模式的实施对水资源的影响;确立了适用于研究区的生态环境评价指标体系,对模式推广前后各指标值用灰色关联投影法进行了分级评价。

计算结果表明,正新模式在总体生态环境评价结果方面明显优于其它模式,新模式下研究区总用水量可减少 $3811.63 \times 10^4 \text{m}^3$,减少率约为 53.9%;灌溉用水所占比例由 96.7%降至 89.3%,生态用水的比例由 0.6%升至 4.2%;在将理想生态环境状况评定为 I 级的情况下,模式推广后生态环境状况为 II 级(良好),而模式推广前生态环境状况为 IV 级(恶劣)。基于节水的生态环境治理优化模式的实施对研究区生态环境状况有明显的改善趋势。

关键字:民勤;绿洲边缘区;生态环境治理;灰色关联投影法

Abstract

Minqin Oasis locates in the downstream of Shiyang River Basin. It is surrounded by the Badan Jaran Desert and Tengger Desert on its northern, eastern and western side. The potential evaporation is about 24 times as that of precipitation. Besides, its surrounding desert ranks the first of China's four largest source regions of sandstorms, which makes it the most demanding region in the process of eco-environment improvement in the arid areas of Northwest China.

The eco-environmental deterioration process in Minqin Oasis reflects the fact that over exploitation of human activities under the local dry and weak ecological system which brings about shortage of region water resources, soil drought as well as gradual declines of desert vegetation and artificial windbreak and sand-fixation forests, so it is significant to explore the optimization eco-environment improvement module.

This paper does a detail study about the eco-environment improvement in the fringe area of Minqin Oasis and raises an optimization module based on water-saving – the Zhengxin Module. It does an evaluation of multi-objective decision with Zhengxin and other 6 representative cases in the fringe area of Minqin Oasis: Songhe, Wangmou, Huanghui, Weijie, Huazhai and Dongyun. By calculating the changes in the volumes and structure of local water consumption in the experimental and research zones, the paper analyzes the influence of the new module on local water resources. The paper also constructs an eco-environment appraisal index system of the research zone and sets up a rank about appraisal results with the Grey Relation Projection Method.

The calculation result shows that, compared with other modules, the Zhengxin module has significantly improved the local eco-environment. Under the new module, the amount of total water consumption reduces by $3811.63 \times 10^4 \text{m}^3$ with the rate of reduction at about 53.9%; the proportion of irrigation decreases from 97.6% to 89.3% while the ecological proportion rises from 0.6% to 4.2%; Meanwhile, the eco-environment quality raises to rank II after the module's promotion, while the present quality is rank IV and the ideal condition is rank I. The optimization module of eco-environment improvement based on water-saving thus brings about significant improvement on the local ecological conditions.

Key Words: Minqin; Fringe area of oasis; Eco-environment improvement; Grey Relation Projection Method

原创性声明

本人郑重声明：本人所呈交的学位论文，是在导师的指导下独立进行研究所取得的成果。学位论文中凡引用他人已经发表或未发表的成果、数据、观点等，均已明确注明出处。除文中已经注明引用的内容外，不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的科研成果。对本文的研究成果做出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。

本声明的法律责任由本人承担。

论文作者签名： 137 铭明 日期： 2009.06.02

关于学位论文使用授权的声明

本人在导师指导下所完成的论文及相关的职务作品，知识产权归兰州大学。本人完全了解兰州大学有关保存、使用学位论文的规定，同意学校保存或向国家有关部门或机构送交论文的纸质版和电子版，允许论文被查阅和借阅；本人授权兰州大学可以将本学位论文的全部或部分内容编入有关数据库进行检索，可以采用任何复制手段保存和汇编本学位论文。本人离校后发表、使用学位论文或与该论文直接相关的学术论文或成果时，第一署名单位仍然为兰州大学。

保密论文在解密后应遵守此规定。

论文作者签名：周银华 导师签名：马东峰 日期：2009.6.1

1 绪论

1.1 研究背景

生态环境是人类生存和发展的基本条件。随着社会经济的飞速发展和科学技术的突飞猛进,人类对大自然直接或间接的影响力越来越大,在推动社会巨大进步的同时,人类生产和生活活动也造成了生态系统的破坏和环境污染。近半个世纪以来,人类几乎漠视自然生态系统自身的生态功能和自然承载力,对自然资源进行了大规模的不合理开发利用,使全球的生态环境发生了急剧的变化,作为主要的地球生命支持系统的陆地生态系统正遭受着巨大破坏(Turner et al., 1990; William B. M. et al., 1994)。由人为活动而导致的生态环境退化是当代全球面临的最严峻的问题之一,生态环境急剧变化过程在生态条件异常脆弱的干旱地区表现的尤为突出(程国栋等, 2000)。

我国西北干旱区大致指贺兰山以西的地区,包括极干旱区(塔里木盆地和柴达木盆地、巴丹吉林和腾格里沙漠等地区),干旱区(新疆北部、内蒙古西部、宁夏、河西走廊等地)的内陆河流域以及额尔齐斯河地区,土地面积约占全国总面积的 1/4,处于内陆深处,海洋潮湿气流难以到达,因而形成我国最干旱的地区,水资源主要来源于高山地区冰川、雪山融水及大气降水,最大的特点是总量少,补给来源单一,时空分布不均(张志忠等, 2001)。干旱地区水资源是维系生态环境的珍贵资源,近年来,在市场经济利益的驱动下形成的人类对水资源的过度开发利用,对水资源系统和生态环境系统产生了明显的负面影响,导致了一系列水环境问题,甚至整个生态系统的严重退化(陶希东等, 2001)。在气候条件和人类活动的影响下,生态系统脆弱,荒漠化程度高,西北地区几乎集中了我国的全部沙漠:塔里木盆地的塔克拉玛干沙漠,准噶尔盆地内的古尔班通古特沙漠和阿拉善高原上的巴丹吉林沙漠,还有柴达木盆地沙漠,贺兰山西侧的腾格里沙漠,黄土高原北缘的毛乌素沙漠等。除此之外,还分布有大面积的戈壁(中国水利水电科学研究院, 2001)。西北干旱半干旱沙漠化地区是我国沙尘暴的主要源区,在不合理利用资源环境和治理力度不足状态下,我国沙漠化具有发展趋势(申元村, 2004)。

水资源的不合理利用导致的水量减少及地区分配不均,加剧了西北干旱区脆

弱生态环境的演变过程,影响了干旱区的生态安全(马金珠等,2004)。研究表明,我国干旱区生态环境正处在“局部改善,总体恶化”之中,这种状况的发展已严重威胁了区域生态系统的生态安全(王让会,2001)。在西北占国土面积 2/3 以上的生态脆弱地区,普遍存在着农业生存、发展与生态破坏的矛盾。20 世纪 80 年代以来,全国沙化面积年均扩大 2460km^2 ,治理速度赶不上扩展速度,多数地方仍是沙进人退;草原“三化”(沙化、碱化、退化)面积已占草原总面积的 1/3;广大的农业主产区普遍存在着资源利用不合理及导致的环境污染、生态退化的问题。在一些生态恶化地区,如何开展生态建设、高效利用资源、发展区域经济已经成为全国,乃至全世界关注的焦点问题。因此,干旱区生态环境治理的研究具有重要意义。

1.2 研究目的与意义

民勤盆地地处甘肃省河西走廊东北部,位于石羊河流域下游,北、东、西三面被巴丹吉林沙漠和腾格里沙漠包围,区域年潜在蒸发量约为降水量的 24 倍,处于全国荒漠化监控与防治的前沿。民勤盆地总面积 $1.6\times 10^4\text{km}^2$,绿洲仅占 9%,为全国最干旱地区之一,“十地九沙、非灌不殖”,是民勤的基本特点,因此,民勤绿洲也称民勤灌区(钟华平等,2002)。

民勤绿洲沙漠化与水资源利用问题由来已久。对民勤生态环境变化具有重大影响意义的是占总面积 90%以上的绿洲边缘及外围的荒漠生态系统,绿洲边缘荒漠生态系统的持续稳定和可持续发展是维持绿洲安全存在和实现绿洲内部可持续发展的根本保证。近年来,由于绿洲内土地资源过度开发、地下水资源过度超采,加之石羊河全流域开发,上游来水逐年减少并受到严重污染,造成民勤绿洲地下水位持续下降,并进一步引起土壤水分含量下降;依赖地下水生长的绿洲边缘人工和天然植被因得不到足够水分供给,大面积衰败或死亡,土地质量下降,生态环境承载能力降低。民勤地区大量地表植被的消失和退化导致了生态环境恶化(朱永杰,2006)。绿洲边缘特别是下游的湖区前缘沙漠化非常严重,风沙线长达 408 km,近几十年沙化面积和荒漠草原枯死面积逐年扩大,北部沿沙漠地区灌草植被逐年退化,沙漠以每年 8~10m 的速度向绿洲推进,最大处每年超过 120m,大片绿洲沦为不毛之地,沙漠区内的乔、灌及大片草甸萎缩、枯死,固

沙能力减弱,覆盖率降低。民勤荒漠区是中国强沙尘暴多发区(周自江等, 2002), 也是中国四大沙尘暴源区之首(马金珠等, 2003), 是西北干旱区生态环境治理最迫切的地区。

民勤绿洲沙漠化的生态环境问题, 已引起国家高层领导和各级政府的高度重视, 也引起国内、国际社会的广泛关注。温家宝总理 2003 年以来连续 19 次作出相关批示, 并亲临民勤考察, 作出了“决不能让民勤变成第二个罗布泊”的重要批示。如何尽快遏制沙漠化发展趋势, 改善当地生态环境及人民的生存状况, 是民勤面临的十分紧迫的任务。因此, 在此领域积极开展生态环境治理模式的理论研究工作, 研究寻找适合民勤特殊生态县情的生态治理新模式, 从而促进生态环境的恢复与重建, 具有重要的现实意义。

1.3 相关研究综述

1.3.1 生态环境定义

“生态”这一概念是德国生物学家海克尔在 1866 年提出的, 是指有机体与环境之间的关系。但生态环境这一概念至今没有一个十分明确的定义。丁一汇等(2001)将生态环境定义为自然环境, 指环境在人群空间中, 可以影响到人类生活、生产的一切自然形成的物质、能量的总体。叶亚平(2000)所认为的“生态环境”是支撑人类生命系统的整个自然系统的统称, 其主要成分是自然生态系统中不同层次的生物所组成的生命系统。金岚主(1992)认为生态环境是指除人口种群以外的生态系统中不同层次的生物所组成的生命系统。另有学者认为生态环境是由各种自然要素构成的自然系统, 并应具有环境与资源的双重属性(国家环境保护局自然保护司, 1995)。还有人认为: 生态环境即生物的生境(北京市科学技术委员会, 1997)。关于上述的观点, 马乃喜(1998)却另有新的认识, 他认为, 环境科学中的生态环境指的是人类的生态环境, 它是人类生态系统的组成部分, 无不体现人类活动的影响。人类生态系统是一个以人类为中心的生态系统, 是由人类与生态环境构成的大系统。在系统中, 人类具有生物属性和社会属性。人类的生物属性表现为人类作为食物链的一节, 参与自然界的物质循环和能量转换, 具有新陈代谢的功能。人类的社会属性表现为人类是群居的社会性的人, 是

在一定生产方式下干预自然界的物质循环和能量转换,通过影响生态环境间接影响人类的生存和发展。可见人类的生态环境凝聚着自然因素和社会因素的相互作用,其内涵与复杂程度远远超过了前面不同学者给“生态环境”的定义。

1.3.2 西北干旱区生态环境研究

由于西部大开发战略的实施,我国西部正在成为21世纪开发和建设的重点区域。这一区域农业自然资源、能源和矿产资源极为丰富,是我国21世纪重要的资源接替区。2001年举行的“青年科学家论坛”第四十三次活动讨论认为:西北干旱区生态环境变化不仅是一个纯科研领域的生态问题,更是一个关系到国计民生的经济发展问题,只有深入研究祖国西部生态环境变化及其调控,才能为我国下世纪的社会、经济和生态的可持续发展奠定坚实的基础。为改善西部干旱区生态环境的现状,缓解我国西部地区社会经济发展所承受的巨大压力,国内外学者进行了很多研究,可分为以下几个方面:

(1) 干旱区生态环境的时空演变

王浩等(2004)通过对生态环境现状的总体评价,研究了20世纪70~90年代西北内陆地区发生的景观变化,定量分析了西北内陆区生态环境及其总体变化趋势,提出西北内陆干旱区生态环境呈现荒漠化面积扩大、人工绿洲面积扩大而荒漠-绿洲过渡交错带面积缩小,且总体趋于劣化的演变趋势。周可法等(2006)通过建立生态环境变化监测的遥感指标体系,应用数理统计方法和地理信息系统(GIS)空间分析方法,分析了15年以来中亚地区的生态环境动态变化。潘晓玲等(2004)提出了根据湖沼沉积、黄土沉积和冰积等地质记录,运用地理信息系统、遥感、生态景观学等方法,在时间序列上对中国西部干旱区生态环境演变过程进行研究。

(2) 生态环境演变的影响因素

封玲(2005)从制度安排角度研究了干旱区生态环境恢复的驱动力,认为制度是干旱区生态环境演替的主要诱因,不合理的制度安排导致生态环境退化,合理的制度安排是干旱区生态环境恢复的主要驱动力。樊自立等(2005)则认为:引起生态环境变化的驱动力,主要是社会经济发展改变了水资源的地域分配,同时与气候波动、河流改道、风沙活跃等自然因素有关。Pedroli G.B.M. (1990)、

J.C.Muñoz-Reinoso (2001) 等认为地下水在干旱地区生态环境变化过程中扮演着重要的角色,其通过地下水位的时空动态变化影响着土壤水分的变化进而影响地表植被和生态环境发生变化,地下水动态变化影响生态环境改变主要通过影响土壤水分变化来实现。王浩等(2004)研究了20世纪70~90年代西北内陆地区发生的景观变化,从水分-植被相互作用机理入手,分析了水资源和土地开发利用对景观改变和生态环境演变趋势的影响。徐羹慧(2007)对内陆干旱区生态环境系统的结构、生态环境治理与经济社会协调发展的基本关系等进行综合分析和评估,论述了气象与生态环境工作之间的内在联系。童玉芬(2003)分析了干旱区人口变动与生态环境退化之间的主要作用机制以及存在的主要矛盾。认为人口数量增长引起的资源环境压力,是导致干旱区环境退化的主要人为诱因,而人口的素质状况则决定了人口资源环境压力下最终的环境演化方向与后果。

(3) 生态环境的调控与恢复重建

左其亭等(2001, 2003)从便于生态环境调控与管理的角度,根据西北干旱区生态环境的特点,提出了生态环境调控量化研究的基本内容与研究方法。针对西部干旱区生态环境调控问题,提出一种RS和GIS支持下的生态环境调控量化研究方法。并提出西部干旱区生态环境调控的4大类9个模式。即第一大类为水主式,包括配水式、节水式;第二大类为保护式,包括保水式、保土式、保生式;第三大类为开发式,包括专门开发式、综合开发式;第四大类为协调式,包括区域协调式、流域协调式。张汉雄等(2003)应用系统动力学理论建立了陇中农牧交错带生态环境恢复重建的SD模型,用该模型仿真研究了2000~2080年的生态系统发展趋势。

胡隐樵等(2003)根据绿洲小气候的形成机制和绿洲稳定性状态,提出了我国西北干旱区生态环境建设对策及提高绿洲的稳定性和抗干扰能力的建议。钱鞠等(2003)提出应在实现水资源可持续利用、建立完善的管理体制及法律体系、调整产业结构、积极推进城镇化进程、大力发展科技教育等方面采取有力措施。以此为重要支撑,恢复与重建受损生态系统,改善区域生态环境。郭彩玲(2008)根据黄土高原生态环境治理和发展的实际情况,提出注重协调人地关系、建立雨水资源利用技术体系、建立统一的管理与培训体系、科学发展小城镇的促进生态环境恢复的可行对策。王宏等(2008)在宁夏重点风沙区生态环境综合治理的项

目实施过程中提出了生态恢复重建的生态环境治理模式,为不同区域的重点风沙区的生态环境整治与区域可持续发展提出新的理念和途径。

1.3.3 民勤盆地生态环境变化研究

民勤的生态环境退化过程是在中国西北地区气候干旱、生态系统脆弱的背景下,过度的人为生产活动导致区域水资源逐渐匮乏并引起土壤干旱,天然荒漠植被和人工防风固沙林逐渐衰亡。民勤生态环境退化与生态重建问题吸引了众多学者极大地重视和关注,杨永春(2002)、颀耀文(2002, 2004)、矫树春(2004)、徐先英(2006)分别从人文机制、遥感图像、水资源变迁方向分析了民勤绿洲的演变过程与机制;钟华平等(2002)、丁宏伟(2003)、马金珠等(2003)、纪永福等(2005)、赵翠莲等(2006)从水资源开发利用方面分析了生态环境的问题及治理对策;黄天明等(2004)、徐先英(2007)、王化齐等(2008)分析了民勤绿洲生态需水量及在此基础上的生态恢复重建;安培浚等(2005)、高志海等(2006)、常兆丰等(2006, 2007)、张应昌等(2008)分别以遥感及植被样方手段研究了民勤绿洲植被分布及演变情况;柴成武等(2007)、魏怀东等(2007)、蒋志荣等(2008)、王建等(2008)、戴晟懋等(2008)分别从影响因素、动态趋势、防治对策方面对民绿洲荒漠化进行了研究。

上述研究对民勤绿洲生态环境的治理确实起到积极的作用,但由于生态恶化是由多种因素导致的,而人类行为和社会经济中的生产、生活方式和经济模式,产业结构均已根深蒂固,生态治理必须涉及到自然、经济、社会等方方面面,具有很大的复杂性,在生态环境的响应机制尚未得到深入研究的前提下,在具体的实施过程中尚存在着很多的问题。樊胜岳等(2005)采用访谈式环境社会学的研究方法,于2003年秋季对民勤县农户的生态治理行为进行了典型抽样调查,对目前正在实施的“退耕还林、围栏封育、禁牧休牧、舍饲圈养、结构调整、移民搬迁”等政策在农户中的响应以及农户的生态环境治理意愿,进行了详细的调查和分析,发现目前正在实施的生态政策对农户的响应有很大的差异,甚至在农户经营行为方面与生态保护之间存在着矛盾。因此选择、确定某种生态治理模式时必须综合考虑生态、经济、社会等多方面因素,结合研究区实际情况,达到高效而且易于被当地人民接受的生态治理效果。本文拟提出基于节水的生态环

境综合治理优化模式，并对模式的实施效果进行评价与预测。

1.4 研究内容及方法

1.4.1 研究内容

通过调查研究民勤绿洲边缘区生态环境现状，结合绿洲沙漠化的产生机制和发展过程，认识绿洲生态环境恶化发生的自然和人为因素，通过研究国内外在生态环境治理方面的先进经验，对比研究民勤绿洲边缘区生态环境治理的各种模式，并对基于节水的生态环境治理优化模式进行评价，具体内容如下：

- (1) 利用理想点法评价优化模式实验区与其他模式实行区生态环境状况；
- (2) 评价优化模式的实施对实验区及研究区水资源的影响；
- (3) 通过灰色关联投影法评价优化模式实施对绿洲边缘区生态环境的影响；

1.4.2 研究方法

(1) 阅读国内外关于干旱区及绿洲边缘生态环境治理理论研究的文章，把握该领域的研究现状及前沿；整理研究国内外关于绿洲边缘生态环境的治理模式及实施方法；

(2) 对民勤绿洲边缘区 55 个村进行问卷及实地调查；收集民勤县关于研究区的水文、气象、植被、环境演化、人口等基础资料；

(3) 总结民勤县绿洲边缘区现有各种生态治理模式和移民模式的经验教训，用理想点法评价生态环境治理优化模式实验区与其他模式实行区生态环境状况；

(4) 计算化模式下实验区及研究区水资源利用的变化，依据客观生态环境承载力，论证并评价优化模式对水资源的影响。

(5) 对比研究优化模式推广前后对生态环境状况，用灰色关联投影法评价优化模式的实行对绿洲边缘区生态环境的影响。

2 研究区概况

民勤盆地位于河西走廊东部的石羊河流域下游，东经 $102^{\circ}52' \sim 103^{\circ}50'$ ，北纬 $38^{\circ}22' \sim 39^{\circ}06'$ ，隶属甘肃省武威市。民勤县南邻武威市（现凉州区），东北西三面与阿拉善左旗、右旗、金昌市接壤。其东北被腾格里沙漠包围，西北有巴丹吉林沙漠环绕，中部民勤绿洲是由石羊河水系冲积淤积形成狭长而平坦的绿洲带，是典型的荒漠绿洲之一，主要包括民勤县的泉山、坝区和湖区灌区以及绿洲边缘的荒漠区，海拔 $1000\text{m} \sim 1936\text{m}$ 。民勤县辖镇18个乡镇，总面积为 15907 km^2 ，总人口约为31.3万人。本研究选取民勤绿洲边缘区西线和北线的55个村，由北到南分别属于湖区、泉山、坝区，属民勤盆地的一部分。

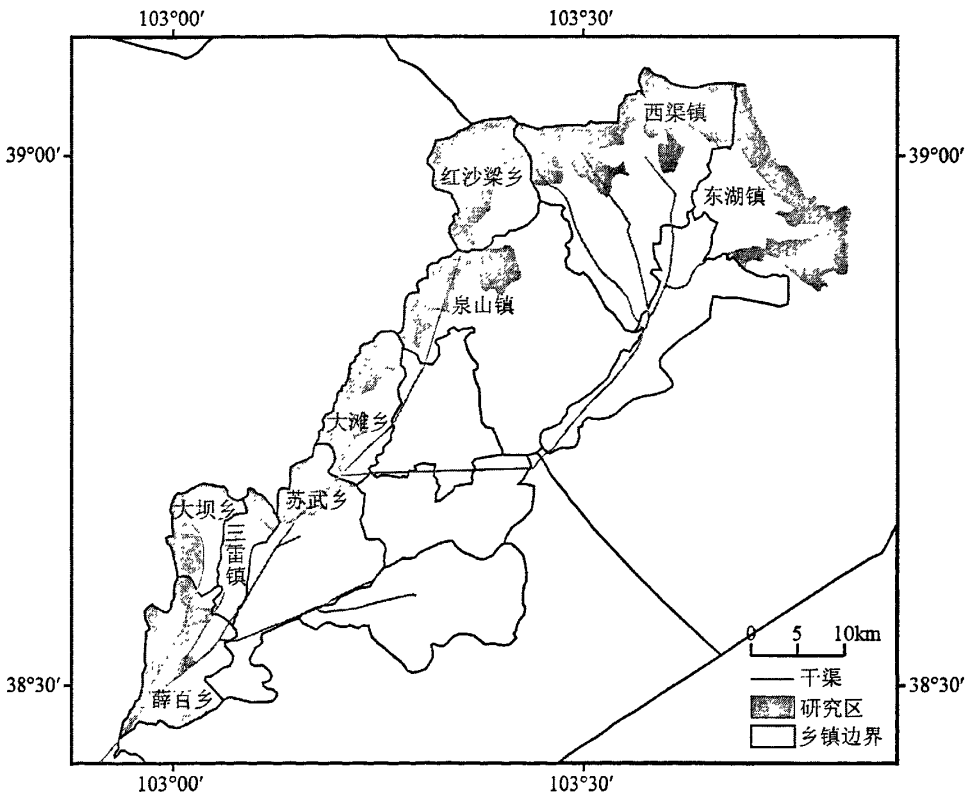


图 2-1 研究区地理位置

Fig.2-1 The Location of the Study Area

民勤盆地位于阿拉善高原东南缘，在构造上属于阿拉善台块的一部分。由于构造运动的作用，研究区南部和北部基岩抬升露头形成苏武山和狼跑泉山两个低山残丘。盆地四周低山、沙漠、戈壁环抱，按地面形态和景观，可分为绿洲灌区、

荒漠区和山地三部分，沙漠、戈壁占 82%，中、低山占 5%，湖盆盐碱地占 4%，绿洲农田仅占全县总面积的 9%。绿洲是河湖相洪积-冲积-淤积作用发育形成的地貌，海拔高度为 1180~1500m，总地势南高北低，地面坡降为 1/600~1/1500，地形起伏变化不大，土质肥沃，已有 2000 多年的农业发展历史；绿洲面积受水资源与人类行为影响，近 40 年在 865~1110km² 范围内波动。荒漠区主要分布在绿洲外围，据调查，民勤绿洲外围沙漠大部分为流动沙丘，少部分为固定沙丘和半固定沙丘，沙漠区海拔多在 1300~1600m 之间。现有多达 1×10⁴ha 的流沙和 69 个风沙口，每年流沙以 8~10m 的速度向绿洲迅速逼进。山区以北部东西延伸的北山及中南部的红崖山为主体，海拔高度为 1500~1700m，间有低山残丘、盆地，呈低山丘陵地貌。

2.1 气候

民勤盆地属典型大陆性温带干旱荒漠气候，气候特点为：太阳辐射强，日照充足，年平均日照时数 3021 小时，日照百分率为 62%~68%；年温差、日温差均较大，根据民勤县气象局 1953~2005 年资料分析，多年平均温度 8.2℃，极端最高气温 41.1℃，极端最低气温-27.3℃；干旱少雨，蒸发强烈，无霜期 130 天，最大冻土层深度 115cm。

绿洲边缘的风沙线长达 408km，风大沙多，2006 年共出现沙尘暴 14 次，大风多集中在 3~8 月，春季更为集中。风向多为东风，西北风次之，多年平均风速达到 4.0~4.6m/s，最大风速达到 27.8 m/s，瞬间最大风速可达 40m/s，年平均大风日数 28d，8 级以上大风日 29d，最长达 43d，最大风力达到 11 级，年风沙日数 139d，沙尘暴日数 37.3d，多集中于 3~6 月间，且六月中旬至七月上旬常有干热风袭击农作物。

民勤地区由于受自然地理环境的影响，不但一年中各月降水量有很大差异，其年际之间的降水量变幅也非常明显，最少年份仅是最多年份的 20%。多年降水量在 38.6~185.5mm 之间，年均降水量约为 113.2mm（图 2-2，表 2-1），且多集中在 7~9 月份，占全年降水量的 66%。周边沙漠地区最多年降水量可为最少年的 4.8 倍左右，甚至 5 倍。从降水的历史演变情况来看，总的趋势是自上世纪 50 年代以来降水量没有明显减少趋势，但丰枯交替出现，即 60 年代比 50 年代相比，

降水量减少了 11~13%，70 年代又比 60 年代减少 1~4%，80 年代比 70 年代又减少了 4~8%，90 年代比 80 年代又减少 3~5%。

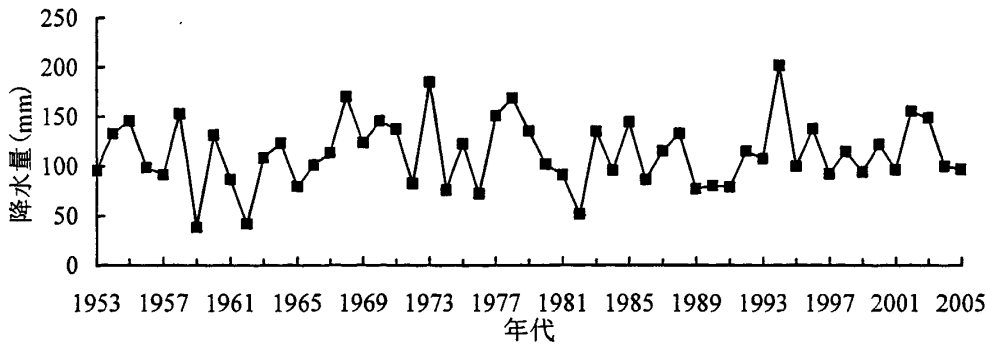


图 2-2 民勤气象站 1953-2005 年降水量曲线图

Fig.2-2 Precipitation at Minqin Station from 1953 to 2005

表 2-1 民勤多年平均、最多年份和最少年份降水量

Table2-1 Mean, Maximum and Minimum Precipitation in Minqin Basin

地 名	项目	最多年份	最少年份
民 勤	降水量	185.1mm	38.6mm
	出现年份	1973 年	1959 年

该区由于降水稀少，近地层空气中的水汽含量则很少，多年平均蒸发量为 2577mm（图 2-3，表 2-2），干燥度为 5.15。尤其靠近大沙漠边缘的地区最大，多年平均为 2640~3040mm，而民勤绿洲区临近的红崖山水库，年蒸发损失水量多达 $800\sim1200\times10^4\text{m}^3$ ，相当于大靖河水系的年径流总量。

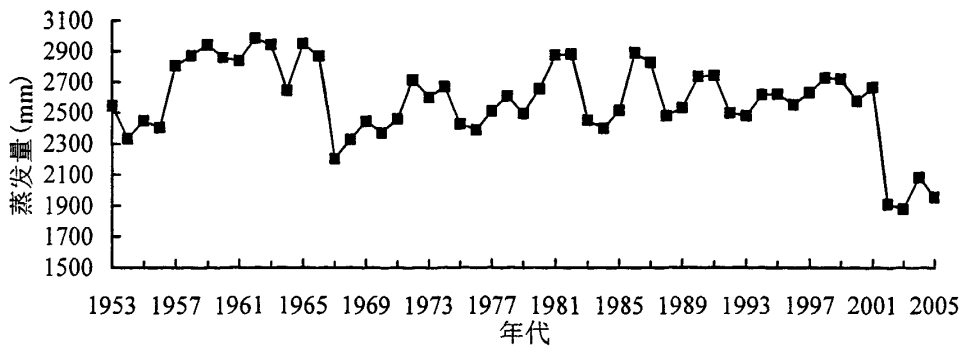


图 2-3 民勤县气象站 1953-2005 年蒸发量曲线图

Fig.2-3 Evaporation at Minqin Station from 1953 to 2005

表 2-2 民勤蒸发量及干旱度

Table2-2 Evaporation and Aridity of Minqin Basin

指标	蒸发量(mm)			年干燥度(K)值		
	年平均	最大月	最小月	平均 K 值	最大 K 值	最小 K 值
民勤	2577.2	405.2 (6 月)	45.4 (1 月)	6.26	202.3 (1962)	3.38 (1973)
备注	K>4.00 (特干旱), K = 2.0~4.0 (干旱), K = 1.50~1.99 (半干旱) K =1.00~1.49 (半湿润), K = 0.50~0.99 (湿润), K<0.50(特湿润)					

2.2 水资源

2.2.1 地表水

民勤境内唯一的地表水资源是发源于武威汇流入县境的内陆河石羊河。发源于祁连山的西营河、杂木河、金塔河和黄羊河等河流在进入武威盆地后，由于蒸发、引流灌溉和入渗而消失，潜入下的水流在洪积扇的边缘地带以泉水的形式重新出露，形成洪水河、白塔河和清水河等河流，最后汇聚成石羊河。石羊河穿过红崖山和黑山头峡谷后分为两支：东侧称外河，西侧称内河，并纵贯民勤绿洲腹地。这两条河流经改造，成为民勤绿洲灌溉的灌溉总渠。其径流可以分为三部分：第一部分为基本径流，主要为上、中游灌区露头的泉水，水量相对稳定；第二部分为冬、春季余水，是非灌溉季节中游灌区不易利用的泉水；第三部分为洪水，其水量随着中上游控制能力的加强而减少。以上径流汇集后流入民勤城西南红崖山水库。

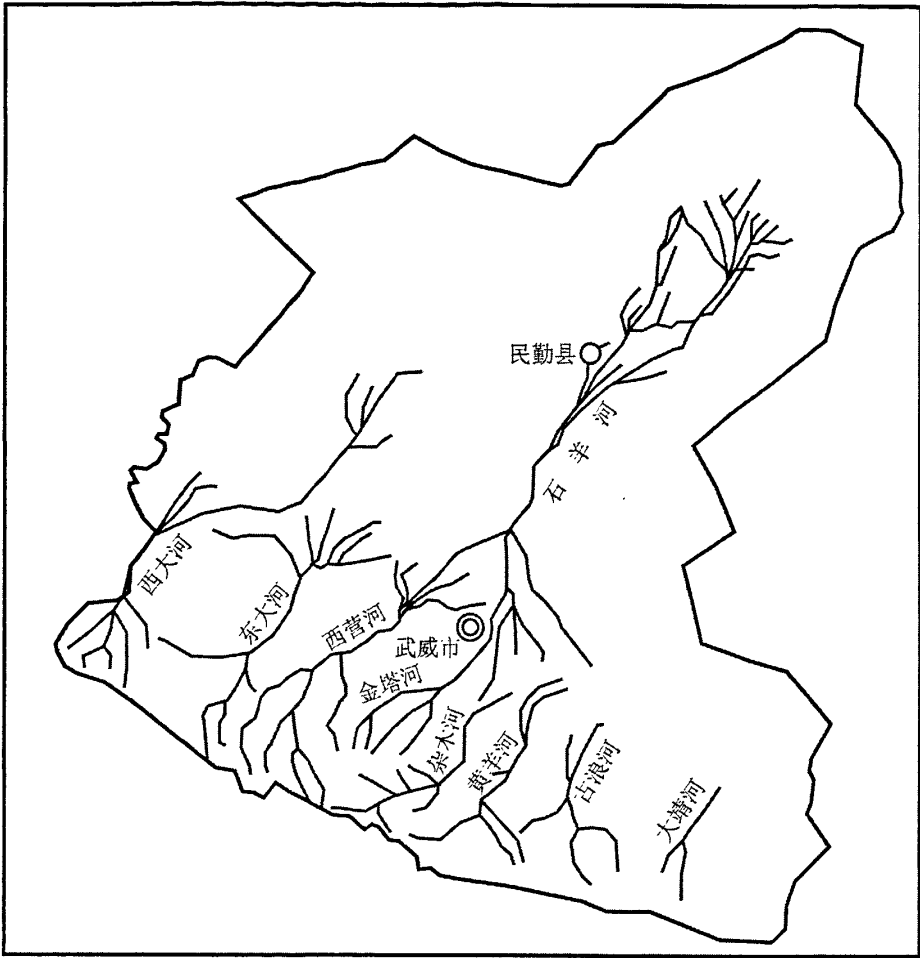


图 2-4 石羊河流域水系图

Fig.2-4 Water System of Shiyang River Wateshed

1971 年以前,红崖山水库的来水量一般稳定在 $4 \times 10^8 \text{m}^3$ 以上,1956~1971 年的平均来水量为 $4.668 \times 10^8 \text{m}^3$ 。进入 90 年代以来,红岸山水库的来水量基本上都在 $2 \times 10^8 \text{m}^3$ 以下,平均为 $1.277 \times 10^8 \text{m}^3$ 。2002 年减少到 $0.62 \times 10^8 \text{m}^3$ 。由于景泰 - 民勤的民调工程的完工,每年可以为民勤供水 $0.61 \times 10^8 \text{m}^3$,这在一定程度上缓解了红崖山水库来水量的减少问题,同时还可以起到改善水质的作用。2001 年,工程建成,当年调水 $0.4 \times 10^8 \text{m}^3$ 。红崖山水库的来水量总量并没有明显减少,但由于调水价格远高于供水价格(斗口水价 0.60 元/ m^3 ,出售价格 0.15 元/ m^3),2002 年停止调水,红崖山水库的来水量降至 0.62 亿 m^3 ,2003 年恢复调水,水库来水量恢复到 $1.169 \times 10^8 \text{m}^3$ 。

石羊河孕育了民勤绿洲。在历史上，石羊河的来水量很大，能够保证民勤绿洲有充足的灌溉水源，使民勤成为一个水草丰盛之地。但是随着上游武威绿洲对石羊河流域水资源利用量的增加，进入民勤绿洲的水资源量迅速减少，这迫使民勤大量开采地下水，而地下水的过量开采导致了地下水水位的迅速下降，地下水水位的下降又使得依靠地下水存活的荒漠植被开始退化死亡。如此这样，形成恶性循环，使民勤绿洲的生态环境日趋恶化。

2.2.2 地下水

在地质结构上，民勤绿洲是一个断陷盆地，盆地内部堆积了巨厚的第四纪沉积物，为地下水提供了理想的赋存场所。民勤绿洲地下水主要赋存于：300~400 m 厚第三系上更新统、中更新统、下更新统的松散沉积物含水层系，以及 200 m 以上厚度的第四纪全新统、中上更新的砂、砂砾含水层系中。绿洲地下水资源的补给来源有三：一是地面灌溉水的渗漏补给；二是天然补给（降水和凝结水补给），主要发生在地下水水位低于 5 m 的地方；三为潜流补给。地下水补给主要来源于上游潜水补给和地面灌溉水渗漏补给，由于地下水埋深太深，天然补给只能补充土壤水分，对补给地下水无实质意义。在历史上，民勤接受石羊河的大部分来水，形成大面积的湖泊和沼泽，为地下水的蓄积提供了充足的水源。但是，随着上游来水量的减少，这些湖泊和沼泽都先后干涸了，石羊河最后的尾间湖 - 青土湖，最终也变成了沙漠。地表水资源的严重不足引发了对地下水资源的大规模开采。

民勤绿洲地下水静态储量约为 $100 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，由于地下水的多年超采，民勤绿洲的地下水位下降很快，已由 70 年代的 1~9m 下降到 2008 年的 4~27m，而且还在继续下降。民勤绿洲已经形成两个明显的地下水漏斗群。

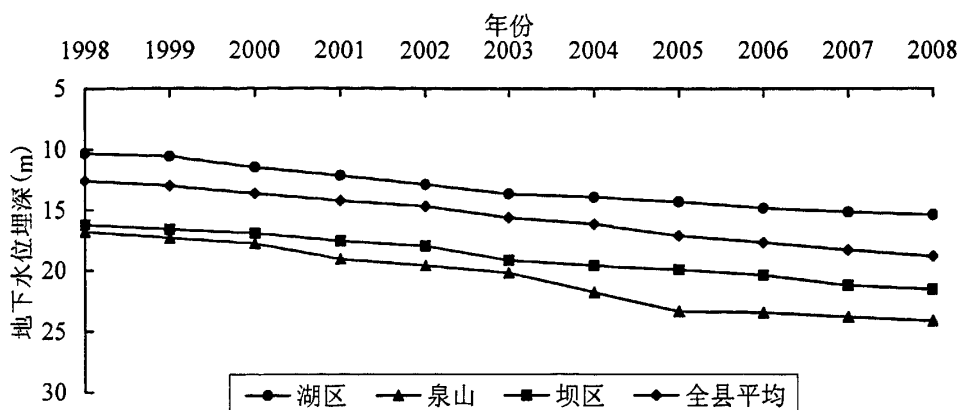


图 2-5 研究区 1998-2008 年地下水位变化情况

Fig.2-5 Change of Goundwater Level in the Study Aera from 1998 to 2008

民勤绿洲地下水无序开采的情况较为严重。由于地下水的过度开采和多次重复利用,水质恶化很快,地下水矿化度由上游向下游逐渐增加。红崖山以北的坝区地下水矿化度在 1~3g/L, 泉山区地下水矿化度 2~3g/L, 湖区地下水矿化度达 3~5g/L。

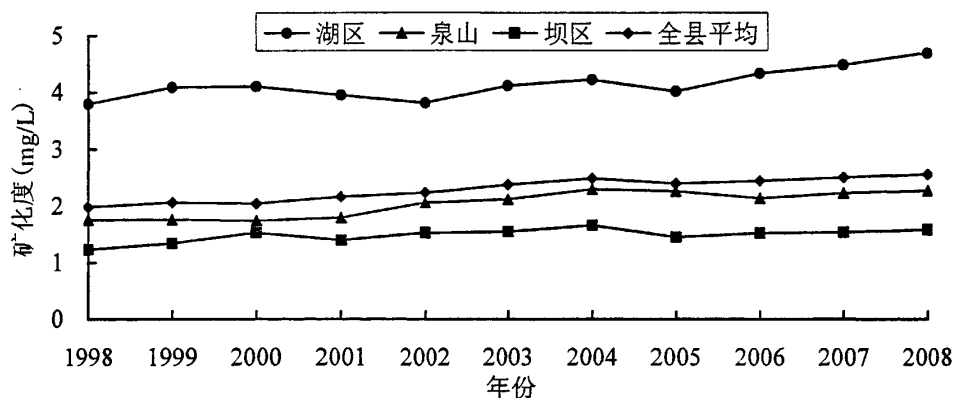


图 2-6 研究区 1998-2008 年地下水矿化度变化情况

Fig.2-6 Change of Goundwater Mineralization in the Study Aera from 1998 to 2008

2.2.3 水资源利用中存在的问题

(1) 水量分配不均。中游“六河”天然年径流量均值为 $13.7 \times 10^8 \text{m}^3$ 。1971 年以前进入民勤的水量占六河出山口水量的 30~35%。1971 年以后,由于中游地

区水量消耗逐年增加,进入民勤的水量及其所占六河出山水量的比例则逐年减少。经估算 1971~2000 年 30 年间香家湾进入民勤的水量累计减少 $30\times 10^8\text{m}^3$ 。出库水量累计减少数 $25\times 10^8\text{m}^3$, 平均每年减少 $0.83\times 10^8\text{m}^3$ 。经 1990~2000 中游用水与香家湾泉水出露量关系分析,在天然来水和引入灌区水量变化不大的情况下,香家湾泉水出露量持续减少。

(2) 行业用水结构不合理。民勤是一个传统的农业县,优势产业为农业,没有高效益的其他优势产业,从而使农田灌溉用水明显提高,生态用水严重不足。

(3) 渠道防渗率偏低。民勤县现有各级输水渠道 7101km,已采取防渗的渠道总长 4766km,还有 2335km 渠道仍为土渠输水,河水渠系水利用系数为 0.49,井水渠道水利用系数为 0.79,利用效率偏低。

(4) 灌溉定额偏高,节水技术推广不力。受传统灌水方式的影响,群众习惯于大田串灌、漫灌,并且灌水次数多、灌水定额大的问题仍然存在。而相对节水的喷灌、滴灌技术则很少或者几乎没有利用,高新节水技术推广难度大。

(5) 节水意识不强。群众对民勤水资源危机的严峻形势认识程度还不够深,只顾多种、不顾效益,只顾灌水、不顾节水,只顾眼前利益、不顾长远利益的现象普遍存在。

(6) 用水制度不完善。地下水取水许可制度没有真正落实到位,既没有安装计量设施,又没有切实可行的控制手段。

2.3 土壤

民勤绿洲土壤类型为绿洲灌耕土,四个亚类即典型绿洲灌耕土、潮土绿洲灌耕土、盐化绿洲灌耕土、潜育盐化绿洲灌耕土。典型灌耕土主要分布在兴圣-盈科洪积冲扇形地的较高部位上,土体均一、结构良好、土层深厚肥沃,属当地高产土壤类型。盐化绿洲灌耕土多分布在湖区北部的湖积平原东南侧,含盐量 0.3~1.2%之间,土壤僵硬板结、有机质含量很低,属低产土壤。潮化绿洲灌耕土在湖区各地低洼的碟形地段均有零星分布、面积较大,属较好的土壤类型。潜育盐化绿洲灌耕土,多分布在湖区湖积平原的东北一侧,面积不大,属低产土壤。

2.4 植被

2.4.1 自然植被

民勤绿洲的植被随着水环境的变迁,经历了从沼泽植被到草甸植被再到荒漠植被的演替过程,而且荒漠植被仍在进一步退化过程中。目前研究区发育的自然植被主要是荒漠植被,具有种类少,片层结构简单,生产力低下等特点(高志海, 2006)。

研究区的自然植被主要由旱生、超旱生的灌木、半灌木和小灌木组成,这些植被形成的荒漠植被群落结构简单,密度稀疏,多数群落的盖度低于 15%,流动沙丘上的植被盖度在 5%以下。杨自辉(2000)、彭鸿嘉等(2004)研究结果表明,到 20 世纪 90 年代后期,以胡杨为主的荒漠河岸林植被型基本消失;以中生类型芦苇为主的草甸植被群落严重退化,盐生植物在坝区逐渐消失,在湖区其盖度逐渐降低;以超旱生白刺为主的白刺灌丛取代草甸植被成为民勤绿洲边缘荒漠植被的优势种;以沙枣、梭梭为主的人工栽培植物群系在研究区从无发展到繁盛再到衰败。与 20 世纪 50~60 年代相比较,民勤绿洲边缘荒漠植被群系数量从 19 个减少到 9 个,荒漠植被总盖度也减少到 15%以下。

2.4.2 人工植被

人工植被是民勤绿洲的主要组成部分,是水资源的主要消耗者。

人工植被包括民勤绿洲自 20 世纪 50 年代开始人工建造的农田防护林、经济林、绿洲外围的防风固沙林和绿洲农田上的四季农作物。农田防护林以网格状分布于农田田埂地头;经济林主要以片状分布;防风固沙林中,梭梭和沙枣是主要树种,面积约占 80%左右,梭梭主要栽植在沙丘上,沙枣等主要栽植在丘间低地,主要以连片状分布。

人工防风固沙植被面积从 20 世纪 50 年代末期开始逐渐增加,70 年代末期 80 年代初期达到鼎盛时期,之后逐渐衰退。到 90 年代初期,伴随着枯死沙枣林砍伐和荒地开垦,民勤绿洲边缘沙枣固沙林基本上都已死亡,只在一些绿洲与荒漠交错的局部地方残存少量人工小灌木和在流动沙丘上新近栽植的低龄梭梭、沙拐枣等林种,生长状况很差(常兆丰, 2007)。

3 生态环境治理模式研究

3.1 国外生态治理模式

国外特别是西方发达国家由于生态治理起步早,经济、技术发达,生态治理的理论和比较成熟,有许多成功的案例。下面分别以以色列生态治理模式和澳大利亚生态治理模式为例,分析总结其各自的优缺点,为研究区生态治理模式的研究提供决策背景。

3.1.1 以色列生态治理模式

以色列是一个只有570万人口,2.78万 km^2 国土面积的小国。农业自然资源和环境条件相对较差,国土面积的一半是沙漠。但却在如此之差的生态环境条件下,在建国不到50年的时间里,使农业的基础设施和生态环境得到极大的改善。以色列的生态治理模式主要有以下内容(高玉英,2001;张宝田1998):

(1) 突出重点抓好水利基础设施建设

以色列发展农业的致命弱点就在于缺水。因此,以色列把解决农业缺水问题,放在首要位置,采取了以下几个有效的措施:① 建立北水南调工程,将北部全国唯一的淡水湖湖水用多级扬水站抽到人工水库,再通过输水管道将湖水一直输送到南部的内盖夫荒漠;② 建立有力地水资源保护管理措施,并注意调整农地利用方式,减少因土地利用方式不合理而对水资源造成的浪费、污染;③ 发挥价格调节作用,对居民生活用水、农业用水、工业用水实行了不同的收费标准,普遍限额用水,限额以内低价,超额加价,对在荒漠地区进行农业开发用水实行低价;④ 注意对边缘水资源的收集、开发,除采取沟道集流,坡面采流等措施对地表水径流进行收集外,还对地下苦咸水进行开发利用和对民用废水进行收集处理,鼓励农民使用处理后的废水用于农业;⑤ 普遍推广节水灌溉技术,通过计算机管理,根据植物对水、肥的需要量和最佳需水、肥时间,进行自动控制。

(2) 着眼长远发展沙漠林业

采取的措施有:① 通过类似公司性质的基金会统一全国林业开发,以色列全国国土面积的林地都属于基金会所有,基金会实质上发挥国家林业部的职能;

② 开展多样化的植树造林，从经济林开始，发展到防护林、牧区片林、非灌溉果林、景观林、大规模人工荒漠林、废水灌溉造林及小片林营造等，既考虑经济效益又注重社会效益；③ 高度重视林业的研究与开发，林业部门率先参与一系列的涉及荒漠植树造林的重大项目，通过确定一系列的项目进行专题研究，边研究边示范，边示范边推广。

（3）立足现实建立高效农业

利用充足的太阳能，发展计算机控制的温室农业。这种温室最为突出的优势：一是充分利用了光能，二是自动控制。温室农业的成本固然很高，但产出的农产品品质优价好，种植者的收益也是十分明显，温室的投资回收期也很短。

总的来说，以色列的生态治理通过国家层面统一进行资源配置、管理，合理分配利用水资源。并以科学技术为主导，发展林业、高效农业，立足长远，取得了十分好的效果，对我国干旱半干旱区的生态治理具有很好的指导意义。当然，以色列的生态治理是建立在其本生的经济、社会发展基础之上的，由于其经济技术发达，国民素质较高，便于该模式的实施、管理。而当用该模式指导研究区的生态治理时，需考虑到研究区较低的经济水平，人民科学素质的普遍欠缺这些因素，应综合分析具体措施的可行性，而不能盲目的套用。

3.1.2 澳大利亚生态治理模式

澳大利亚地域辽阔，人烟稀少，但是大多数土地比较贫瘠，盐碱化程度高，适宜于农业生产的土地很少，只有6%的土地适宜于耕作而不需灌溉。目前澳大利亚大多数农业耕地面临着土壤侵蚀、天然植被的丧失、灌溉水的过量使用以及外来物种破坏生态的压力，而且像土壤盐碱化、酸化、地下水矿化度的上升等问题在继续恶化。从70年代初期起，澳大利亚开始重视土地问题、环境问题，联邦、州政府通过制订法律、法规和收费来保护环境。澳大利亚在土地管理、防止土地退化方面所采取的措施包括三个层面（张华，2001）：

一是联邦和州、区出台土地保护的 policy、法律，在制度上加以保障；

二是联邦和州、区出台战略和计划，鼓励农场主、其他的土地管理者以及乡村社区更有效、更持续地管理和使用土地；

三是在研究和发展方面，发展使澳大利亚土地、水、植被等自然资源可持续

管理和使用的方法。

具体的措施有：① 实施国家牧场管理战略，建立一个牧场管理信息系统，用来监测澳大利亚牧场的变化趋势和条件，同时建立一个决策支持系统，结合这两个系统，提高不同类型牧场的管理能力；② 实施国家植被保护战略，对植被的情况进行调查分析，在此基础上建立数据库信息系统，为采取具有针对性的行动提供决策依据；③ 实施国家生物多样性保护战略，对生物多样性保护的目标和原则作出明确的规定；④ 建立国家遗产信托基金计划，通过信托基金鼓励社会去从事解决土地退化等的潜在问题；⑤ 建立盐碱化和水质管理国家行动计划，鼓励地方社区采取集中、协调的行动来阻止、稳定和扭转干旱地盐碱化的趋势，改进水质，发展适宜于受盐碱化影响的土地使用方法；⑥ 实施国家抗干旱战略，鼓励主要生产者和乡村的其他成员通过自主管理来适应气候的易变性，保护农业和环境资源。

澳大利亚的生态治理模式着重于管理，并将其上升到法律层面。对我国的生态治理具有很好的借鉴意义。但其人口压力小，不同于研究区人口压力过大的情况，而且在中国当前的法制条件下，法律的制定和执行还存在一些问题，所以还应进一步考虑其可行性。

3.2 国内生态治理模式

相比于西方发达国家，国内的生态治理起步较晚，存在着一定的差距，但通过一代代学者的探索研究，国内的生态治理取得了长足的进步，很多学者相继提出了一系列行之有效的生态治理模式，为国家的生态治理贡献了巨大的力量。但也有一些治理模式对治理区的实际情况考虑不足或由于政策上执行的不力，未能取得很好的效果。下面将介绍国内的几个主要的生态治理范例，用来指导研究区的生态治理问题。

3.2.1 中国东部平原沙漠化研究

中国东北平原西部分布着科尔沁沙地和松嫩沙地，前者是全国五大沙漠之一。该区域受土地沙漠化、土地盐碱化的制约，不仅影响该地区农、牧业和农村经济的发展，而且已危及人类的生存。裘善文等（2005）在详细分析了该区域土

地荒漠化、沙漠化的现状及成因的基础上,提出了东部平原西部荒漠化的综合治理途径,主要内容有:

(1) 生物工程治理

① 沙漠化综合治理途径:在中、重度沙漠化土地采用乔、灌、草和林、田、草治理模式,采用封沙育林,恢复植被,建立综合的防护林体系。改变单一树种,单一林相,推行营造阔叶林、针叶林和针阔混交林;在重度沙漠化土地注意配合工程措施;轻度沙漠化和潜在沙漠化土地,采用林、果、药、杂治理模式。

② 盐碱化综合治理途径:在轻、中度盐碱化土地种羊草、紫花、黄花苜蓿和发展旱作农业,轻中度盐碱地也可种蓖麻,在重度盐碱化土地种马莲,星星草或朝鲜碱茅。

(2) 水利工程治理

实施“北水南调、东水西调”工程,将嫩江、松花江的水引到东北平原西部,并将水资源主要用于东北平原西部、内蒙古东部西辽河平原的生态建设与环境治理,包括农牧业发展、城市工业和生活用水,以及补给松辽平原西部地下水等,从根本上使东北平原西部的恶劣生态环境向良性循环发展。

该模式主要侧重于生物工程治理和水利工程治理。在西北干旱区,需要考虑其不同的自然生态条件,如总体上缺水等问题,寻求适宜于当地的具体方法。

3.2.2 三北防护林

三北防护林又称修造绿色万里长城,是我国实施的一个十分巨大的工程。经过多年治理,重点治理区的环境质量有了较大改善,生态、经济、社会效益明显,有力地促进了农村经济的发展和人民生活水平的提高。但由于资金、管理等多种原因,三北防护林工程还存在着一些列问题(杨田,2004;马国青,2004;潘凌安,2008),主要表现在下面几个方面:

(1) 资金的供需严重失衡

在三北防护林体系工程建设中,存在着严重资金不足的问题,这在很大程度上制约着工程建设的顺利实施。主要表现为:① 投资主体错位,资金的投入并没有体现出财政的主导地位;② 配套资金落实困难,很多地区无法落实配套资金;③ 三北建设的成本不断上升,单靠国家的投资很难满足三北工程建设的资

金需求；④ 后续管护资金跟不上，生态林管护缺乏经济利益的驱动，导致造林之后的管护不足，造林成活率降低。

（2）工程缺乏系统的质量管理

三北工程建设在工程建设的质量管理中存在着一些问题，严重阻碍了三北工程的可持续发展。这些问题有：① 限于三北工程启动初期人们对生态环境建设的认识水平和国民经济的发展水平，致使三北工程规划设计内容不全面、不系统；② 造林管护机制不健全，造林管护管理工作严重滞后，一些地方出现了“重造林、轻管护”、“边治理、边破坏”的现象，致使造林成活率下降；③ 盲目追求数量型扩张，影响工程建设质量；④ 技术推广应用手段弱，生产技术的交流渠道不畅，技术服务滞后于工程建设；⑤ 管理手段落后，基础工作薄弱。

3.2.3 荒漠化治理的生态经济模式

樊胜岳在综合分析了我我国土地荒漠化的现状、成因、治理缓慢的症结等基础上，通过对荒漠化治理的层次性、时序性分析，提出了荒漠化治理的生态经济模式（樊胜岳等，2000），该模式包括了以下三条基本理论主线：

（1）以荒漠化地区资源高效利用为主要内容的技术创新和技术传播

利用科学技术人工调节水肥因子，改变沙地农业水、肥、气、热等要素的组合，使农作物产量得到大幅度提高。沙区高效型农业所采用的技术措施归纳起来主要有三种方式：一是采用现代工程技术措施，为作物营造最适宜的生长发育环境。如以温室、塑料棚等为代表的设施农业及其配套技术；二是节水保墒增效的农业栽培技术，通过农作措施，改变作物局部环境来提高作物的生产效率；三是利用和开发作物本身所具有的抗逆性因素资源，通过选种育种，选择经济性状优良，耐旱低耗水高产值的沙宜性品种。

（2）以荒漠化治理为主要内容的沙漠生态恢复

荒漠化治理的技术主要有植物治理措施和工程措施两种（朱震达等，1998）：

① 植物治沙：建立人工植被和恢复天然植被以固定流沙；营造大型防沙阻沙林带，以拦截外侧流沙对绿洲、交通沿线、城镇居民点以及其他经济设施的侵害；营造防护林网，以控制耕地风蚀和牧场退化；保护天然植被，以防止固定半固定沙丘和沙质草原的荒漠化危害。② 工程措施治沙：设置各种人工沙障或喷洒化

学固沙制剂等以阻截流沙；治沙的工程措施一般是临时性的，旨在稳定沙面，为在沙丘和风蚀地上建立人工植被或恢复天然植被创造稳定的生态环境。

（3）以农业工业化为主要内核的产业经济发展

立足发挥农业资源的优势，将农业和农产品加工工业作为主导产业，通过重点发展农产品的精深加工业，将农产品转化为工业制成品，加快由传统农业经济转化为现代工业经济的进程，并从资金、技术、市场各方面创造条件，实现由劳动密集型的工业向资金和技术密集型的重化工业的转化。

这一理论模式是一个以满足人们需要为中心的生态、生产和技术相互关联的生态经济系统。这个系统将荒漠化治理和发展经济统一起来，体现了经济再生产与自然再生产的良好结合，区别于现有的治理模式，具有很好的指导意义。

3.3 民勤生态治理模式研究

3.3.1 民勤生态治理模式现状

随着对民勤生态环境恶化问题重视程度的加大，一系列生态治理模式被提出并实施应用。主要有：① 传统的生态移民模式。如 2003 年，民勤县统一组织湖区 377 户、1037 人移民至新疆军户、芳草湖农场；但由于当地实行半军事化管理，移出农户不能自主经营，先后返回原籍，目前定居新疆并办理户籍迁移手续的仅 35 户，不足 1/10。从 2004 年开始，依托国家易地扶贫搬迁项目，先后在民勤县的昌宁、夹河、蔡旗、大滩等乡镇建立 4 个移民点，整村整社推进县内移民 385 户、1804 人，由于迁入地基础设施薄弱，加之地处偏僻，群众故土难离，积极性不高；而且在宏观水权既定的条件下，县内移民不能从根本上解决人水、人地矛盾。这两种移民模式虽然对缓解民勤绿洲局部地区人口与资源环境矛盾发挥了一定作用，但由于在一些关键环节和重要问题上存在局限性，都未能在推进生态移民上取得明显成效。② 发展高效节水农业模式。主要是通过利用新技术、开发新品种，转变传统的种植方式、种植结构达到节水增收的目的。2002 年全县新种植紫花苜蓿 8 万亩，全县粮、经、草比例达到 54：33：13。其次，大力压缩高耗水作物，加快节水型农业发展速度，地膜棉花面积发展到 6 万亩，地膜瓜菜面积发展到 25 万亩。全县农作物地膜覆盖面积占到总播面积的 60%以上，

发展滴灌日光温室 1000 多座,示范推广高效节水技术 5 万亩。③ 实施规模养殖业模式。如结合香港乐施会生态扶贫项目在东湖镇维结、雨顺两村实施的种草养羊模式。④ 发展生态沙产业模式。“沙产业”这个概念是由我国著名科学家钱学森教授于 1984 年提出的,他认为沙产业是:在“不毛之地”上,利用现代科学技术,通过植物的光合作用,固定转化太阳能,开发知识密集型的农业型产业。这一产业理论将沙漠化防治、产业发展和技术传播有机结合起来,为沙漠化的防治和发展提供了崭新的思路。民勤县这方面的例子有:下润村发展的梭梭嫁接肉苁蓉产业,昌宁乡昌盛农牧场发展的甘草种植产业。⑤工程防沙治沙。到 2006 年底,民勤县人工造林保存面积达到 115.12 万亩,其中防风固沙林 88.84 万亩,农田防护林 13.76 万亩,经济林 12.52 万亩。封育天然沙生植被 63 万亩,在 408km 的风沙线上建成了长达 330km 的防护林带,全县森林覆盖率由 50 年代的 3.4% 提高到 7.2%。经多年努力,一个“外镶边、内建网、乔灌木相结合”的防护林体系初步建成。

为详细了解这些模式具体的生态效益,现选择绿洲边缘区的几个村为对比研究区:

(1) 宋和模式:宋和是薛百乡的一个自然村,位于巴丹吉林沙漠的东南缘,是民勤西部流沙入侵农田、绿洲的要害地带。1975 年甘肃民勤治沙综合试验站的治沙科技人员在该地应用窄林带、小网格、行列式粘土沙障、麦草沙障、梭梭固沙等技术压沙固沙,建造防护林(刘光祖等,2004)。其主要种植类型为小麦、洋葱、玉米。

(2) 王谋模式:王谋是民勤大坝乡的一个自然村,日光温室种植发展广泛,主要种植棉花、小麦、油菜、蔬菜。

(3) 煌辉模式:这里指的是原煌辉一社,现东云七社,属西渠镇。由于民勤地表水资源的逐年减少,供给湖区的地表水资源十分有限,当地的生态环境逐年恶化,加之该地地下水质差,矿化度较高,农业产业结构单一且效益逐年下降,群众生产生活条件逐渐丧失,贫困面不断上升,人畜饮水发生危机。2007 年在该地实施了易地扶贫搬迁试点工程。其主要种植类型为棉花、茴香。这里用作代表一种生态移民模式。

(4) 维结模式:维结是东湖镇的一个自然村,东北面紧邻腾格里沙漠的流

动沙丘带，大片土地直接与连绵起伏的沙丘紧邻，碱大水苦，自然条件十分恶劣。1970~1980 年代，这里曾是水草丰美，经济繁荣的好地方，绝大多数农户生活富裕。近几十年来，由于上游来水量锐减，地下水水位因大量抽取而迅速下降，矿化度持续升高，平均达 6g/L 以上，再加上风大沙多，气候干旱，生产规模逐步收缩，土地被大面积撂荒，荒漠化和盐碱化日益加剧，生态环境恶化。兰州大学资源环境学院和香港乐施会项目官员对民勤县进行多次考察调研后，在民勤县湖区风沙前沿开展以种草养羊、沙漠化防治和社区发展为主要内容的生态扶贫项目种草养羊模式，主要种植棉花、茴香、紫花苜蓿。

（5）花寨模式：花寨是红沙梁乡的一个自然村，主要种植棉花、玉米、苜蓿等。

（6）东云模式：东云是西渠镇的一个自然村，主要种植棉花、茴香等。

3.3.2 生态治理优化模式的提出

由于传统移民模式困难多、阻力大、效益差，加上以前实施的压沙固沙工程群众积极性不高，成活率低，效果不明显，民勤的生态恶化问题并没有得到解决。因此，寻找更加符合民勤县的生态治理模式，破解人口与资源环境的固有矛盾，提升资源环境的承载能力是当前民勤生态环境状况的主要问题。通过调研发现，民勤县人口与资源环境的固有矛盾，不单是人口总量对环境的巨大压力，更重要的是人口就业结构的不合理削弱了资源环境的承载力。全县 93%的劳动力分布在劳动生产率最低的农业特别是种植业上，消耗了全县 82%的水资源，却仅创造了 42%的产值。如果在生态移民工作上能变过去的“迁移”为现在的“转移”，在不进行人口易地搬迁的前提下，通过适度的政策保障，使水、沙、地等生产要素实现功能转换，使劳动者实现身份置转，使绿洲边缘区各类生产要素退出生产领域，进入生态领域，即可大大缓解人口压力，提升资源环境的承载能力和可持续发展的能力，实现生态移民的重大突破。据此研究提出了推行民勤绿洲边缘区生态环境治理优化模式，其主要建设内容是：通过畜草产业配套基础设施建设和生产资料投入，调整产业结构，将农民、土地、水资源从传统的农业生产中解放出来，实施退耕还草，发展种草养畜产业；广泛动员群众进入生态建设事业，开

展压沙造林,维护巩固绿洲边缘防风林带和绿洲—荒漠过渡带,逐步建立“边生产一边治沙”的安全生产模式,实现治沙产业化,进而促进生态环境的恢复与重建;建立生态补偿机制,通过生态专项补贴或低保收入保障群众收入。从而实现耕作土地林草化、水效利用最优化、产业发展生态化和群众收入公益化,促进绿洲边缘农村社区的可持续发展,达到“保卫绿洲,保卫民勤”的战略目标,此模式即为正新模式。

按照这一模式的设想,民勤县于2007年在东湖镇正新村建立了实验区。正新村位于东湖镇最北端,青土湖边缘,北靠腾格里沙漠。该村地处沙漠边缘,近年来,由于自然条件制约和人为活动的影响,沙漠内侵,致使该村土壤盐渍、耕地沙化趋势加重,人畜饮水困难,农民增收缓慢,生态恶化的形势十分严峻:一是为了维持基本的生存需求而大量超采地下水导致地下水采补失调,水质恶化程度加剧,当地水质矿化度已远远超出了人畜饮水矿化度临界值;二是大气环境和水资源的变化而产生大面积的土壤盐渍化和次生盐渍化,原有沙生植被退化严重,部分原已固定的流沙重新复活,全村已处于荒漠化的绝境边缘;三是大量土地地表裸露,在风力作用下,加速了土壤分化,风沙严重,不仅给当地造成严重的沙害,也给民勤中部及南部带来潜在威胁。

正新模式的具体实施方案是:一是创新户籍制度,将绿洲边缘区农户的农业户口转变为非农户口,人口仍在原地居住,耕地全部退出耕种,转为生态用地,按照人均2.5亩的标准核定并整体规划,全部种植紫花苜蓿、甘草等饲草作物和中药材,政府对实验区确定的生态农户每年发放一定金额的生态专项补助,以促进其生产和生活方式的转变;二是调整产业结构,从传统的种植业转变为节水和生态效益明显的草畜业,成立专业养殖合作社,以增加群众收入;三是进行生态建设,将实验区劳动力组织起来,成立“防沙治沙协会”,组建专业防沙治沙队伍,按照实验区内确定的人数,在居住地附近每年人均划给3亩的沙地,统一进行工程压沙造林,逐步实现农民向治沙工人转移,促进实验区内生态环境的恢复和改善,达到“生态恢复、结构调整、脱贫致富”的目的,实现生态、经济和社会全面协调可持续发展。此模式即为正新模式。

3.3.3 模式生态效益的对比分析

在该研究中，模式生态效益的对比问题属多指标决策问题。多指标决策(MADM)又称多属性决策，是多目标决策理论研究的重要内容。其主要解决的是有多个属性指标的有限决策方案的排序问题。目前已有许多解决多属性决策的排序法，如：理想点法、简单线性加权法、加权平方和法、主成分分析法、功效系数法、可能满意度法、交叉增援矩阵法等，本章采用理想点法和一种较为客观的求权重的方法（董媛媛等，2006）。理想点法亦称 TOPSIS 法，是一种有效的多指标评价方法，这种方法通过构造评价问题的正理想解和负理想解，即各指标的最优解和最劣解，并用靠近正理想解和远离负理想解的程度，通过计算每个方案到理想方案的相对贴进度来对方案进行排序，从而选出最优方案。

(1) 方法和原理

设 $X = \{x_1, x_2, \dots, x_m\}$ 为多属性决策问题的方案集， $U = \{u_1, u_2, \dots, u_n\}$ 为决策问题的指标集， $W = \{w_1, w_2, \dots, w_n\}$ 为决策问题的评价指标的加权向量，且满足 $0 \leq w_j \leq 1, \sum_{j=1}^n w_j = 1$ 。方案 x_i 对指标 u_j 的评价值记为 a_{ij} ，则由方案集 X 和指标集 U 就可以确定一个 $m \times n$ 阶的矩阵 $A = \{a_{ij}\}_{m \times n}$ ，称矩阵 A 为决策矩阵。目前常见到的指标属性类型有效益型、成本型、固定型、区间型、和偏离型属性，本研究所有指标只有效益型和成本型两类。效益型属性是指属性值越大越好的指标，成本型属性是指属性值越小越好的指标。由于各指标间的矛盾性和量纲的不可公度性，故需对所有属性先进行无量纲化处理，即需对决策矩阵进行规范化处理，对效益型指标的规范化采用：

$$b_{ij} = \frac{a_{ij} - a_j^{\min}}{a_j^{\max} - a_j^{\min}} (i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n) \quad (3-1)$$

其中 $a_j^{\min} = \min_{1 \leq i \leq m} a_{ij}, a_j^{\max} = \max_{1 \leq i \leq m} a_{ij}$ ；

对成本型指标的规范化采用：

$$b_{ij} = \frac{a_j^{\max} - a_{ij}}{a_j^{\max} - a_j^{\min}} (i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n) \quad (3-2)$$

设规范后的决策矩阵为 $B = (b_{ij})_{m \times n}$, 根据 W 加权后的规范决策矩阵为 $C = (c_{ij})_{m \times n}$,

其中 $c_{ij} = w_j b_{ij}$ 。令:

$$\begin{aligned} c_j^+ &= \max\{c_{ij} \mid i = 1, 2, \dots, m\} = \max\{w_j b_{ij} \mid i = 1, 2, \dots, m\} \\ &= \max\{b_{ij} \mid i = 1, 2, \dots, m\} w_j = b_j^+ w_j, j = 1, 2, \dots, n; \\ c_j^- &= \min\{c_{ij} \mid i = 1, 2, \dots, m\} = \min\{w_j b_{ij} \mid i = 1, 2, \dots, m\} \\ &= \min\{b_{ij} \mid i = 1, 2, \dots, m\} w_j = b_j^- w_j, j = 1, 2, \dots, n; \end{aligned}$$

其中 b_j^+ 为矩阵 B 的第 j 列的最优值, b_j^- 为矩阵 B 的第 j 列的最劣值, 即:

$$b_j^+ = \max\{b_{ij} \mid i = 1, 2, \dots, m\}, j = 1, 2, \dots, n;$$

$$b_j^- = \min\{b_{ij} \mid i = 1, 2, \dots, m\}, j = 1, 2, \dots, n;$$

由此构成评价问题的正理想解 C^+ 和负理想解 C^- , 即:

$$C^+ = (c_1^+, c_2^+, \dots, c_n^+) = (b_1^+ w_1, b_2^+ w_2, \dots, b_n^+ w_n);$$

$$C^- = (c_1^-, c_2^-, \dots, c_n^-) = (b_1^- w_1, b_2^- w_2, \dots, b_n^- w_n);$$

根据向量间距离的公式, 到正理想解和负理想解的距离 d_i^+ 和 d_i^- , 用误差平方和表示, 即:

$$d_i^+ = \sum_{j=1}^n (c_{ij} - c_j^+)^2 = \sum_{j=1}^n (w_j b_{ij} - w_j b_j^+)^2 = \sum_{j=1}^n w_j^2 (b_{ij} - b_j^+)^2, i = 1, 2, \dots, m \quad (3-3)$$

$$d_i^- = \sum_{j=1}^n (c_{ij} - c_j^-)^2 = \sum_{j=1}^n (w_j b_{ij} - w_j b_j^-)^2 = \sum_{j=1}^n w_j^2 (b_{ij} - b_j^-)^2, i = 1, 2, \dots, m \quad (3-4)$$

然后计算各方案的贴近度:

$$C_i^* = \frac{d_i^-}{d_i^+ + d_i^-}, (1 \leq i \leq m) \quad (3-5)$$

其中容易看出, $0 \leq C_i^* \leq 1$, 且贴近度越大的方案越优, 贴近度 C_i^* 越小的方案越劣, 故可根据贴近度 C_i^* 的大小对方案进行排序, 从而从中选出最优方案。

(2) 权重的确定

在进行评价的过程中必须事先确定各指标的权重。确定指标权重通常有两类方法: 一类是主观法, 如专家打分法、层次分析法、经验判断法等; 另一类是客

观法，如熵权算法、主成分分析法等。在评价的过程中，指标的权重对被评价对象的最后得分影响很大，要做到评价结果的尽可能客观性就必须选择一种甚为客观的求权重的方法。这里将利用一种根据决策矩阵的数值信息 a_{ij} 构造最优化模型，通过数学求解来计算权重 w_j 的方法。由上面的评价过程可知， d_i^+ 越小越好，由此来构造最优化模型求权重，下面来构造最优化模型：

$$\min Z = \sum_{i=1}^n d_i^+ = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (b_{ij} - b_j^+)^2 w_j^2$$

$$s.t. \begin{cases} \sum_{j=1}^n w_j = 1 \\ w_j \geq 0 \quad j=1,2,\dots,n \end{cases}$$

求此模型，作拉格朗日函数：

$$L(w, j) = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n (b_{ij} - b_j^+)^2 w_j^2 - \lambda \left(\sum_{j=1}^n w_j - 1 \right);$$

令 $\frac{\partial L}{\partial w} = 0, \frac{\partial L}{\partial \lambda} = 0$ ，得：

$$2 \sum_{i=1}^m (b_{ij} - b_j^+)^2 w_j - \lambda = 0 \quad (3-6)$$

$$\sum_{j=1}^n w_j - 1 = 0 \quad (3-7)$$

从而解得 $w_j, j=1,2,\dots,n$ 。

(3) 指标的选取

在模式对比分析中，指标的选取无疑是十分重要的。指标的选取必须满足以下几个条件：①具有可比性；②能够获得相应的、较为真实可靠的数据；③尽可能囊括全面。由于本研究对比的几个研究区属于绿洲边缘区，生态环境恶化严重，区内天然植被大面积死亡，且正新模式 2008 年才开始实施，其对天然植被的影响还未明显显现，和其他模式不具可比性，故不予考虑。同样，虑及正新模式才实施一年且实施范围较小，加上一些资料很难真实的获取，诸如地下水下降率、沙漠年推进率这些模式结果型指标也不具可比性。这样，要对比分析不同模式的生态效益，主要应从模式本身考虑，即不同模式不同的耗水量等，而不应从模式

导致的自然条件的改变出发。综上所述,指标的选取应从用水量和植被覆盖面积方面考虑,其中用水量包括:①耕地用水量;②生态用水量;③生活用水量,植被覆盖面积包括:①耕地覆盖面积,由于农作物收割后,耕地就变为裸地,所以根据不同种植类型的生长期先对其进行预处理,即根据不同的生长期先赋予一个相应的权重;②人工植被覆盖面积。对比区人口总量不同,而耕地、人工植被、牲畜都是与人口相关的,故指标最终确定为:人均耕地用水量、人均生态用水量、人均生活用水量、人均耕地覆盖面积、人均人工植被覆盖面积。

(4) 对比分析

根据上面确定的指标,经实地调查的资料,确定相应的指标数据如表 3-1。

表 3-1 对比区的指标数据

Table3-1 Index of Comparative Areas

对比区	人均耕地用水 量 (m ³)	人均生态用水 量 (m ³)	人均牲畜用水 量 (m ³)	人均耕地覆盖 面积 (亩)	人均人工植被 覆盖面积(亩)
宋和	969.4	133.8	44.6	1.3	11.1
王谋	734.4	16	13.2	0.8	3.8
煌辉	1073.8	538.5	19	1.1	13.1
维结	950.7	262.3	14.8	1.3	12.1
花寨	1340.4	52.2	11.6	1.8	0.7
东云	1393	3.5	10	1.7	8.9
正新	352.1	401.5	18.8	2.4	19.5

由上述方法可知,这些指标构成了一个决策矩阵 $A = \{a_{ij}\}_{7 \times 5} (i=1,2,..7; j=1,2,..5)$ 。

在这些指标里,人均耕地覆盖面积和人均人工植被覆盖面积、人均生态用水量都作为效益型指标进行处理,而其他作为成本型进行处理。这样,由上述的 (3-1)、

(3-2) 式进行规范化处理得矩阵 $B = \{b_{ij}\}_{7 \times 5} (i=1,2,...,7; j=1,2,...,5)$:

$$B = \begin{pmatrix} 0.41 & 0.24 & 0 & 0.30 & 0.55 \\ 0.63 & 0.02 & 0.91 & 0 & 0.17 \\ 0.31 & 1 & 0.74 & 0.22 & 0.66 \\ 0.42 & 0.48 & 0.86 & 0.31 & 0.61 \\ 0.05 & 0.09 & 0.95 & 0.62 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0.57 & 0.44 \\ 1 & 0.74 & 0.75 & 1 & 1 \end{pmatrix} \quad (3-8)$$

由 (3-6)、(3-7) 式可求得权重 W_j :

$$W = \{0.1424, 0.1237, 0.3928, 0.1574, 0.1837\}^T \quad (3-9)$$

由 (3-3)、(3-4)、(3-8)、(3-9) 可求得 d_i^+ , d_i^- :

$$d_i^+ = \{0.1889, 0.0669, 0.0389, 0.0307, 0.0685, 0.0508, 0.0108\} \quad (3-10)$$

$$d_i^- = \{0.0169, 0.1365, 0.1181, 0.1368, 0.1505, 0.1689, 0.1735\} \quad (3-11)$$

由 (3-5)、(3-10)、(3-11) 得贴近度 C_i^* :

$$C_i^* = \{0.0822, 0.6712, 0.7520, 0.8165, 0.6873, 0.7689, 0.9412\}$$

也即, 正新模式 (0.9412) > 维结模式 (0.8165) > 东云模式 (0.7689) > 煌辉模式 (0.7520) > 花寨模式 (0.6873) > 王谋模式 (0.6873) > 宋和模式 (0.0822)。

3.4 小结

本章通过对比分析国内外生态治理的现状, 总结各生态治理模式的经验教训, 用以指导民勤的生态治理, 并在实地调研考察的基础上, 提出了正新模式。这种模式集发展高效节水农业、草畜产业、沙产业和压沙造林产业的优点于一体, 体现出来其它模式无法比拟的生态环境效益。为详细了解正新模式具体的生态效益, 选择绿洲边缘区几种典型农业种植结构和生产方式为研究对象进行对比研究 (宋和、王谋、煌辉、维结、花寨和东云), 采用理想点法分析可以得出, 正新模式从可行性和生态效益方面明显优于其它模式, 在民勤地区是一种近乎完美的生态环境治理模式。要从根本上治理民勤的生态环境问题, 实现明确的可持续发展, 正新模式是目前最适合民勤现状的可行性模式。

4 生态环境治理优化模式对水资源的影响

水资源是中国干旱区最宝贵的自然资源,水资源的数量、质量和开发利用水平是制约干旱区工农业生产发展与城市建设的重要条件,亦是维系良好的生态系统所必不可少的条件,对绿洲规模和效益产生深刻的影响。

目前,干旱区水资源开发利用中存在的问题主要包括:① 水资源总体开发利用程度较高,处于过度开发状态,由于超采引发了一系列的生态环境问题;② 水资源浪费严重,水环境质量下降,农业用水利用率低,导致水土流失,土壤盐碱化等严重问题,工业用水量大,重复利用率低,并导致了不同程度的水污染;③ 水资源开发利用缺乏统筹兼顾和有效管理,造成水资源乱开滥采的局面;④ 水资源开发严重失调,生态环境急剧恶化,片面提高水资源利用率,挤占生态用水,导致生态环境恶化。

由于社会经济的高速发展,水资源的供需矛盾日益突出,生态环境不断恶化,严重制约着干旱区的发展,加强干旱区水资源的研究已然成为西部大开发战略中的重中之重。而正新村实验区生态环境治理优化模式的建设,主要是探索科学用水、调整结构、转移人口、恢复生态四个方面协调发展的问题。

4.1 模式实施前后正新村实验区水量变化

实验区为民勤县东湖镇正新村三、四、五、六社,于2007年底开始实施生态环境治理优化模式,模式实施前后数据分别为2007年、2008年数据。

4.1.1 灌溉用水量

农田的灌溉需水模型是在满足农田灌溉需水的前提下,确定地表水引水量和地下水开采量。农田需水可以同时或分别由降水、地表水和地下水来满足。

民勤地区年均降雨量少,蒸发量大,对农业灌溉的用水量需合理安排。灌溉用水量指耕地一年中所需要的用水量,根据不同的耕地类型需要不同的灌溉定额计算灌溉用水量。

$$W_I = \sum_{i=1}^n S_i Q_i \quad (4-1)$$

式中： W_i 表示灌溉需水量； S_i 表示不同耕地的面积； Q_i 表示不同耕地类型的灌溉定额； i 表示耕地利用类型。

实施优化模式后，种植类型由棉花、茴香等高耗水为主导的种植结构，转变为以苜蓿、甘草等低耗水作物为主要的种植结构。依据 2007 年、2008 年民勤县《作物灌溉制度》，棉花的灌溉定额为 $395 \text{ m}^3/\text{亩}$ ，茴香的灌溉定额为 $335 \text{ m}^3/\text{亩}$ ，其它作物类型的灌溉定额据瓜类作物灌溉定额，为 $345 \text{ m}^3/\text{亩}$ ，苜蓿按照饲草的灌溉定额计算，甘草灌溉定额通过实地调查为 $120 \text{ m}^3/\text{亩}$ 。计算优化模式实施前后所需的灌溉用水量如表 4-1。对比实施前后的用水变化可知，灌溉用水量由模式实施前的 $40.77 \times 10^4 \text{ m}^3$ 减少为实施后的 $11.97 \times 10^4 \text{ m}^3$ ，节约了 $28.8 \times 10^4 \text{ m}^3$ 。

表 4-1 实验区模式实施前后灌溉用水量

Table 4-1 Irrigation in Experimental Area before and after the Module's Implementation

年份	实施前			实施后	
种植类型	棉花	茴香	其他	苜蓿	甘草
灌溉制度 ($\text{m}^3/\text{亩}$)	395	335	345	160	120
面积 (亩)	793	251	30	512	315
用水量 (10^4 m^3)	31.32	84.09	10.35	8.19	3.78
总灌溉用水量 (10^4 m^3)	40.77			11.97	

4.1.2 生活用水量

生活用水包括城镇生活用水和农村生活用水。生活用水在一定范围之内，其增长速度是比较有规律的，因而可以用综合分析定额方法推求未来需水量。此方法考虑的因素是人口（或牲畜）数和需水定额。计算公式如下：

$$W_L = \sum_{i=1}^n P_i K_i \quad (4-2)$$

式中： W_L 表示年人畜生活需水总量 (m^3)； P 表示人口（或牲畜）数； K 表示某一年拟定的生活需水综合定额 (m^3/a)； i 表示种类数量。

不同水平年的人口、畜禽用水配额如 4-2。需要说明的是，表中给出的畜禽配水是以人均配额计算的，为人口定额的 2 倍，但在具体计算中以畜禽数量及各种类的实地调查用水量为准。

表 4-2 不同水平年生活、畜禽及工业配水定额表

Table 4-2 Water Distribution of Life, Livestock and Industry in Different Years

年份	2006	2007	2008	2009	2010
城镇生活 (m ³ /人·d)	0.08	0.09	0.11	0.13	0.15
农村生活 (m ³ /人·d)	0.04	0.045	0.05	0.055	0.06
畜禽 (m ³ /人·d)	0.08	0.09	0.10	0.11	0.12

模式实施前以 2007 年农村生活配额为准,实施后以 2008 年农村生活配额为准,根据调查的东湖镇正新村人口数量及式 (4-2),计算模式实施前后居民生活用水量情况表 4-3。

表 4-3 实验区模式实施前后居民生活用水量

Table 4-3 Life Water Consumption in Experimental Area before and after the Module's Implementation

年份	人口	定额 (m ³ /d)	日用水量 (m ³)	年用水量 (m ³)
实施前	324	0.045	14.58	5321.7
实施后	331	0.05	16.55	6040.75

由于模式实施后人口的微小增加和生活水平不同年所需的用水配额不同,所以整个正新实验区居民生活用水量有微小的增加。对比计算结果,可得出模式实施后年生活用水增加了 719.05m³。

同理,根据调查的东湖镇正新村实验区牲畜数量和牲畜的用水量,相应的采用计算生活用水量的公式,计算模式实施前后牲畜生活用水量的情况如表 4-4,此处的牲畜特指羊的数量,用水定额为实地调查数据。

表 4-4 实验区模式实施前后 畜禽用水量

Table 4-4 Livestock Water Consumption in Experimental Area before and after the Module's Implementation

年份	畜禽数量	定额 (m ³ /d)	日用水量 (m ³)	年用水量 (m ³)
实施前	1069	0.008	8.552	3121.48
实施后	1258	0.008	10.064	3673.36

正新村实验区模式实施前畜禽用水量是 3121.48m³,而模式实施后由于养羊的数量增加,牲畜的用水量也相应的增加,达到 3673.36m³。对比模式实施前后结果,得出模式实施后增加了 551.88m³。

实验区模式实施前后总生活用水量对比如图 4-1。

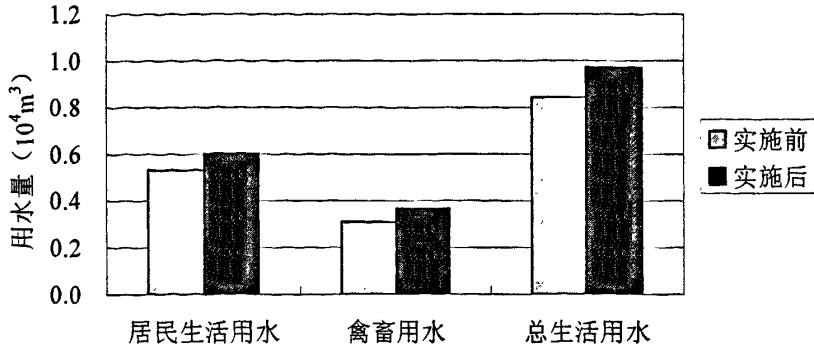


图 4-1 实验区模式实施前后生活用水量对比

Fig.4-1 Comparison of Domestic Water Consumption in Experimental Area before and after the Module's Implementation

4.1.3 生态用水量

生态环境需水量是在特定的时间和空间组合条件下，为了维持和改善生态环境系统正常的生态结构与生态环境功能所需要的水资源量（王化齐等，2008）。植被是水土流失和土壤荒漠化的主要调控者，因此研究植被生态用水的规律及其计算方法是研究生态用水的基础。

依据生态系统形成的原动力，生态用水可划分为自然生态系统需水和人工生态系统需水（王根绪等，2002；陈敏健等，2004）。对于民勤绿洲边缘区，生态环境治理优化模式主要影响到人工植被部分，而对天然植被影响不大，故本文主要计算人工植被的生态用水量部分。

人工植被主要受人工灌溉影响，计算人工植被生态用水量一般采用灌溉定额计算：

$$W_{\text{人工植被}} = \sum_{i=1}^n A_i m_i \quad (4-3)$$

式中： A_i 为第*i*个研究区域人工植被的面积； m_i 表示第*i*个研究区域人工植被的灌溉定额；

模式实施前，实验区人工植被为退耕还林还草部分，面积是472亩，模式实施后增加压沙部分和其他耕地退耕还草部分，其中退耕还林还草依据《民勤县退

耕还林实施办法》乔灌木的种植密度为每亩 170 穴，年浇水 3 次，每次 15kg，约 7m³/亩；压沙据《民勤县东湖镇正新村产业移民实验区建设发展规划》，密度 83 穴/亩，定额 15kg/穴，年浇水 3 次，约 4m³/亩。据式（4-3）计算结果如表 4-5。对比可知，模式实施后生态用水增加了 6913 m³。

表 4-5 实验区模式实施前后人工植被生态用水量

Table 4-5 Artificial Vegetation Irrigation in Experimental Area before and after the Module's Implementation

年份	实施前		实施后
类型	退耕还林还草	退耕还林还草	压沙
定额 (m ³ /亩)	7	7	4
面积 (亩)	472	719	1296
用水量 (m ³)	3304	5033	5184
总用水量 (m ³)	3304	10217	

4.1.4 总用水量

总用水量的计算方法如下式：

$$W_T=W_I+W_B+W_L \quad (4-4)$$

式中：W_T 为总用水量(m³)； W_I 为灌溉用水量(m³)； W_B 为生态用水量(m³)； W_L 为人畜生活用水量(m³)；

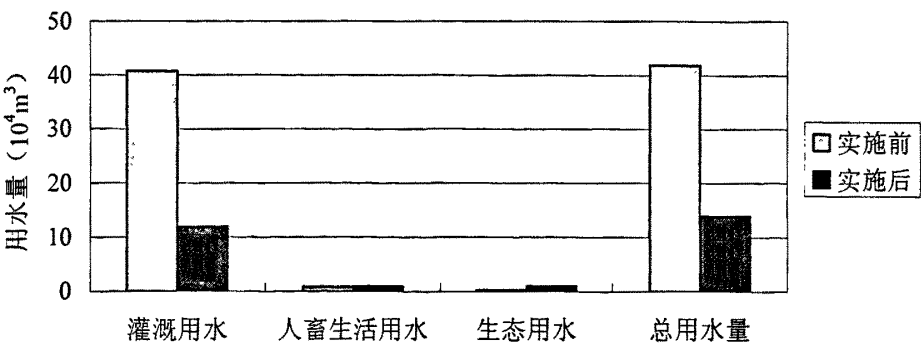


图 4-2 实验区模式实施前后总用水量变化

Fig. 4-2 Comparison of Total Water Consumption in Experimental Area before and after the Module's Implementation

据式(4-4)计算可知,模式实施后,实验区灌溉用水量减少了约70.6%;生态用水量增加了约209.3%;随着人民生活水平的提高和畜牧养殖业发展的不断壮大,生活用水增加了约15%,总用水量减少了约70.6%,在节水和生态环境用水方面有明显改善。

4.1.5 用水结构

在干旱半干旱地区,特别在极端干旱的绿洲边缘区,有限水资源怎样进行合理有效地使用同样非常重要,好的用水结构可以呈现合理与可持续发展的状态,即在保证各部门用水的前提下,实现供水的可持续性。

正新村模式实施前用水结构比例如下:灌溉用水占97.2%,生活用水量占2%,生态用水量占0.8%;而模式实施后,用水结构发生明显变化:灌溉用水量、生活用水量、生态用水所占比例分别为:85.7%、7.0%、7.3%,水资源的生态环境效益显著提高,对于民勤绿洲边缘区生态环境的改善,有着十分重要的作用。

4.2 模式推广前后研究区用水量计算

根据正新村生态环境治理优化模式的实施,推广到民勤绿洲边缘区西北线55个村,按照正新模式实施方法计算这55个村的各行业用水量,从而评价整体模式的推广在水资源方面的影响。

4.2.1 灌溉用水量

根据正新村实验区模式的计算方法计算整个研究区9个乡镇55个村社的灌溉用水量。模式推广前耕地情况按2008年55个村社的耕地调查资料,灌溉定额参照2008年石羊河流域红崖山灌区灌溉制度,其中薛百乡,大坝乡,三雷镇,苏武乡属于坝区灌溉区;大滩乡,红沙梁,泉山镇属于泉山灌溉区;东湖镇,西渠乡属于湖区灌溉区。根据公式(4-1)和各区的灌溉制度计算,结果如表4-6所示。

表 4-6 研究区 2008 年灌溉用水量

Table 4-6 The Study Area's Irrigation in 2008

灌区	湖区		泉山		坝区	
	面积 (亩)	用水量 (10^4m^3)	面积 (亩)	用水量 (10^4m^3)	面积 (亩)	用水量 (10^4m^3)
小麦	2316	108.85	14331.5	666.41	19533	878.99
玉米	884	51.27	9603.5	499.38	10065	508.28
棉花	20763	820.14	31997	1071.90	14792	473.34
茴香	12130	406.36				
葵花	370	12.40	9756	268.29	9015	234.39
籽瓜	2712	93.56	3050	86.93	3133	84.59
苜蓿	4324	69.18	2318	37.09	1029	16.46
甘草	120	14.40			2682	32.18
蔬菜			271	8.40	10226	301.67
其他			2200	73.70	1088	34.82
小计	43619	1576.16	73527	2712.1	71563	2564.72
总用水量 $6840.02 \times 10^4\text{m}^3$						

按照正新模式理念推广后，以人均 2.5 亩的标准核定并整体规划，耗水量大的棉花小麦等耕作物退出耕种，引导群众种植甘草、菊芋、枸杞等沙生药材或紫花苜蓿等节水型优质饲草，大力发展畜牧养殖业，实现由高耗水作物向节水型作物的转变。

目前研究区共有耕地 18.88 万亩，人口 63061 人，模式推广后以人均 2.5 亩计算，耕地缩减为 15.77 万亩，多出耕地全部退出耕种，转为林草生态用地。按照调查的问卷统计数据，如果实施正新生态环境治理优化模式，群众在人均 2.5 亩种植耗水小的作物的意愿上，统计到如下作物类型比例：苜蓿 1.3 亩，甘草 0.8 亩，其他 0.4 亩。作物详细灌溉制度根据 2008 年红崖山灌区灌溉制度，苜蓿按照饲草的灌溉定额即 $160\text{m}^3/\text{亩}$ 计算，甘草灌溉定额通过实地调查获为 $120\text{m}^3/\text{亩}$ ，其他按照粮食作物中的其他类计算用水量。根据公式 (4-1)，计算结果如表 4-7。

表 4-7 研究区模式推广后灌溉用水量

Table 4-7 The Study Area's Irrigation after the Module's Promotion

种植类型	人均面积 (亩)	总面积 (万亩)	用水量 (10^4m^3)
苜蓿	1.3	8.20	1311.67
甘草	0.8	5.04	605.39
其他	0.4	2.52	996.36
合计	2.5	15.77	2913.42

计算整个研究区 55 村模式实施前后灌溉定额可以得出, 实施正新生态治理优化模式后, 其亩均用水量下降了 177 m^3 , 约 49%., 具体如表 4-8。

表 4-8 研究区模式推广前后灌溉定额变化

Table 4-8 Change of Irrigation Duty in the Study Area before and after the Module's Promotion

年份	种植总面积 (万亩)	总用水量 (10^4m^3)	亩均用水量 (m^3)
推广前	18.88	6840.02	362
推广后	15.77	2913.42	185

4.2.2 生活用水量

根据 2008 年人口调查资料计算研究区居民生活用水量, 假设其人口数量不变。为方便与正新模式统一, 模式推广前取配水定额为每人每天 0.045 m^3 , 模式推广后取配水定额为每人每天 0.050 m^3 。据式 (4-2) 计算研究区模式推广前后居民生活用水量如表 4-9。

表 4-9 研究区模式推广前后居民生活用水量

Table 4-9 The Study Area's Life Water Consumption before and after the Module's Promotion

年份	人口	定额 (m^3/d)	日用水量 (10^4m^3)	年用水量 (10^4m^3)
推广前	60361	0.045	0.284	103.58
推广后	60361	0.05	0.315	115.09

根据研究区 2008 年农民养殖情况调查资料, 其养殖结构以羊为主, 兼有猪、牛鸡等。正新模式推广后, 由于种草养羊的理念深入, 羊的数量应是增加的, 根据正新村实验区养羊数量的增长比率, 预测模式实行后羊的数量增加到 250111 只, 其他养殖牲畜类型及数量假设不变。据实地调查羊每天饮水量约 $8\text{L}/\text{只}$, 猪

为 16L/头，鸡为 0.5 L/只，其他牲畜为 30 L/头。计算模式推广前后牲畜的生活用水量如表 4-10。

表 4-10 研究区模式推广前后畜禽用水量

Table 4-10 The Study Area’s Livestock Water Consumption before and after the Module’s Promotion

种类	推广前			推广后		
	数量 (只、头)	日用水量 (m ³)	年用水量 (10 ⁴ m ³)	数量 (只、头)	日用水量 (m ³)	年用水量 (10 ⁴ m ³)
羊	218580	1748.64	63.83	250111	2000.89	73.03
猪	16130	258.08	9.42	16130	258.08	9.42
鸡	201998	101.00	3.69	201998	101.00	3.69
牛	4081	122.43	4.47	4081	122.43	4.47
驴	4787	143.61	5.24	4787	143.61	5.24
骆驼	1551	46.53	1.70	1551	46.53	1.70
合计	447127	2420.29	88.34	478658	2672.54	97.55

据以上各计算结果可知，模式推广后居民生活用水增加了 11.51×10⁴m³，增加率约 11.1%；畜禽用水量增加了 9.2×10⁴m³，增加率约 10.4%；总生活用水量增加了 20.72×10⁴m³，增加率约 10.8%。研究区模式实施前后总生活用水量对比如图 4-3。

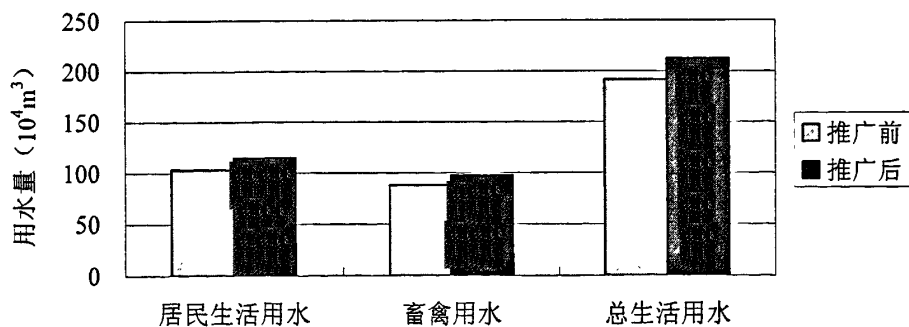


图 4-3 研究区模式推广前后生活用水量对比

Fig.4-3 Comparison of Domestic Water Consumption in the Study Area before and after the Module’s Promotion

4.2.3 生态用水量

人工植被生态用水量根据配置的灌溉定额计算（即公式 4-3）。推广前退耕还林还草的面积根据国土局 2006 年土地统计表中耕地面积统计和调查的 55 村耕地面积统计数据差额。按照正新模式推广实施后，人均耕地为 2.5 亩，原先的耕地多出一部分，即 31177 亩，增加到退耕还林还草部分。计算结果如表 4-11。对比可知，模式推广后生态用水量增加了 $94.26 \times 10^4 \text{m}^3$ ，增加了 2 倍以上。

表 4-11 研究区模式推广前后人工植被生态用水量

Table 4-11 The Study Area's Artificial vegetation irrigation before and after the Module's Promotion

类型	定额 ($\text{m}^3/\text{亩}$)	推广前		推广后	
		面积 (亩)	用水量 (10^4m^3)	面积 (亩)	用水量 (10^4m^3)
人工草地	160	748.7	11.98	748.7	11.98
退耕还草	7	44308.5	31.02	75485.5	52.84
苗圃	300	28.3	0.85	28.3	0.85
压沙	4			181083	72.43
合计		45085.5	43.84	257345.5	138.10

4.2.4 总用水量的变化

总用水量计算方式同正新村实验区，据式（4-4）计算可知，推广前总用水量为 $7075.79 \times 10^4 \text{m}^3$ ，推广后总用水量为 $3264.15 \times 10^4 \text{m}^3$ ，减少了 $3811.63 \times 10^4 \text{m}^3$ ，减少率约为 53.9%；其中灌溉用水量减少了 $3926.61 \times 10^4 \text{m}^3$ ，减少率约为 57.4%；生活用水量增加了 $20.72 \times 10^4 \text{m}^3$ ，增加率为 10.8%；生态用水量增加了 $94.26 \times 10^4 \text{m}^3$ ，增加了 2 倍以上。

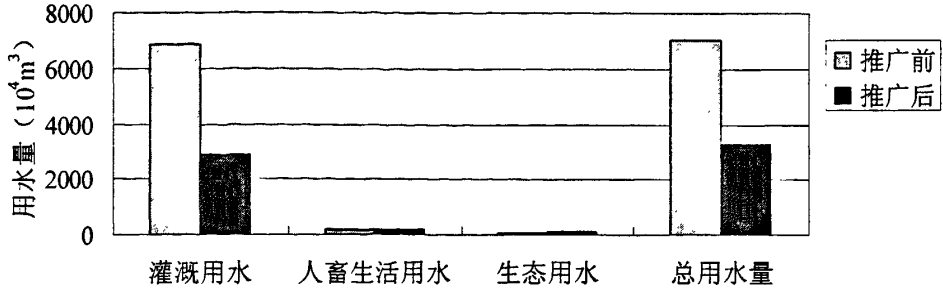


图 4-4 研究区模式实施前后总用水量变化

Fig. 4-4 Comparison of Total Water Consumption in the Study Area before and after the Module's Promotion

从 2008 年的用水结果数据可看出，农业灌溉用水的比例非常大，占 96.7%，而生态用水仅占 0.6%，呈现“一头沉”的现象，这就是水资源极度匮乏的西北地区的水资源利用现状。“一头沉”的用水结构，对西北干旱地区经济发展的制约加大，不仅加剧了水资源的矛盾，而且使不少大型的引水扶贫工程深陷其中，造成这些工程的经济效益难以得到充分发挥。

而推广生态环境治理优化模式，则相对调节了这种“一头沉”的用水结构。用水量从传统农业灌溉用水中节约出很大一部分用来补偿生态用水。模式推行后，灌溉用水所占比例由 96.7%降至 89.3%，生态用水的比例由 0.6%升至 4.2%，生态用水明显增长。这对民勤绿洲边缘区乃至整个民勤盆地生态环境的改善具有重要的意义。

4.3 用水效益

农业水资源产出效益是衡量旱作物节水农业条件下，农业水资源的投入产出效益的重要指标，同时也是反映旱作物节水农业经济效益的重要指标，通常用单位水资源的农业产出表示。水资源产出效益公式为：

$$\text{农业水资源产出效益} = \text{农业产值} / \text{耗水量} \quad (4-5)$$

根据式（4-5）计算正新村实验区的农业水资源产出效益如表 4-12，可以看出正新模式推广后农业水资源产出效益明显提高，在民勤这样一个水资源比较匮乏的区域，推广苜蓿和甘草的种植，进而发展养殖业具有比较理想的经济效益。

表 4-12 研究区模式推广前后主要农作物水资源产出效益

Table 4-12 The Study Area's Agricultural Products Output Efficiency before and after the Module's Promotion

种植作物	亩产值 (元)	亩耗水量 (m^3)	水资源产出效益 (元/ m^3)
推广前	棉花	1600	310-395
	茴香	1500	250-335
推广后	苜蓿	1700	160
	甘草	1500	120

在研究区推广紫花苜蓿的种植,一方面有利于保持水土(三年生植物)涵养了水源,另一方面也阻碍了绿洲边缘风沙的入侵。从水资源效益来讲,大力发展紫花苜蓿的种植面积,规模化种草养羊,走紫花苜蓿产业化道路,增加农民的收入,可以促进农业的可持续发展。

通过调整种植业结构,增大紫花苜蓿的种植面积比例,提高农业水资源产出效益,是发展绿洲持续农业的重要组成部分,对该区域经济社会的持续发展和生态系统的良性运行等具有重要的意义。

4.4 小结

通过分析实验区及推广区模式实施前后的用水总量、用水结构的变化,有如下结论:

(1) 用水总量和用水定额下降。目前研究区总耕面积为 18.88 万亩,优化模式实施后,可缩减出耕地 3.12 万亩,而保留的耕地全部转为苜蓿甘草等药草用地,由于灌溉用水的大幅降低,使总用水量下降了约 53.9%,亩均灌溉用水下降到 185 m^3 。

(2) 用水结构更趋优化。模式实施前后研究区灌溉用水所占比例由 96.7% 降至 89.3%,生态用水的比例由 0.6% 升至 4.2%,生态用水明显增长,对改善生态环境现状具有重要的意义。

(3) 用水效益稳步提高。目前研究区农民每方水的水资源产出效益约 5~6 元,而正新模式实施后,每方水的水资源产出效益是 10~13 元。

5 优化模式对生态环境的影响评价

5.1 生态环境影响概述

5.1.1 生态环境影响的特征

人类盲目开发自然资源、污染环境导致的“八大公害”重大事件，使人们认识到保护环境的重要性，开始自主的保护生态环境。从盲目开发到防治污染的转变是人类环境保护历史上的一个里程碑，注重生态环境影响是人类认识自然、改造自然和保护自然过程中一个新阶段。非污染生态影响是指由人类的非污染活动引起的自然生态环境变化的现象，具有两面性、累积性、潜在性等特点。

(1) 两面性

两面性是指有利影响与不利影响共存。人类活动对自然生态系统的影响既有有利的一面，也有不利的一面。因为开发建设项目一般会带来可观的效益（经济效益、社会效益、环境效益），而目前绝大部分的开发建设活动都会给生态环境带来不利的影响和破坏。因此，在评价人类开发建设活动的生态影响时，要两者兼顾，权衡利弊，最终作出一个全面的评价。

(2) 潜在性和累积性

潜在性也可称之为隐蔽性。当人类活动以一定方式作用于生态系统时，对自然产生的非污染生态影响开始可能很小，甚至不明显，即在短期内没有表现，以隐藏的方式存在。然而，经过长期的发展过程，影响累积到一定量时，就会发生质的变化，从而对生态系统产生巨大的、甚至毁灭性的影响。累积性还包含另外一个方面即生态效应的累积性。对于生物物种、生境的改变可能影响遗传性能而导致物种退化，甚至消亡。人类文明的四大发源地，在开发初期，创造了人类历史的辉煌成就，然而，随着人类开发建设活动的不断深入，对生态环境破坏的不断加剧，这些对生态环境的不利影响逐渐累加，最终发展到目前这种状况。因此，我们在评价人类开发建设活动产生的生态影响时，既要注意其隐蔽性，又要预见其累积性，从而提前采取措施，找到对策（董文福等，2003）。

(3) 整体性

生态影响最显著的一个特点是具有整体性，它会影响生态系统的完整性。生

态完整性是某一等级生态体系表现的良好状态,即在长久时间内该生态系统体系处于波动稳定平衡状态,这一波动稳定平衡是以生物组分为中心的波动平衡,而且是水平波动平衡状态(国家环境保护总局自然生态保护司,1999)。在每个生态系统中,生物与生物之间,生物与大地之间都有着不可或缺的能量与物质的频繁交换,生态系统通过能流、物流和信息流的流动,使整个系统保持生态平衡。但是,当有人为活动作用于系统时,能流、物流和信息流所遵循的规律发生紊乱,可能造成某个环节发生变化。生态系统的各个环节紧密联系,任何一个环节发生改变,必然会影响其他部分以至整个系统,从而破坏生态系统的完整性。因此,生态影响评价要从生态完整性这一全新角度出发,选取不同的指标,对区域开发建设活动进行评价。

5.1.2 生态环境评价内涵

生态环境评价一般可分为生态环境质量评价和生态环境影响评价。生态环境质量评价主要考虑生态系统属性信息,是根据选定的指标体系,运用综合评价的方法评定某区域生态环境的优劣,作为环境现状评价或环境影响评价的参考标准,或为环境规划和环境建设提供基本依据。例如,野生生物种群状况、自然保护区的保护价值、栖息地适宜性与重要性评价等,都属于生态环境质量评价。生态环境质量评价还可用于资源评价中(毛文永,2003)。还有学者认为生态环境质量评价就是根据特定的目的,选择具有代表性、可比性、可操作性的评价指标和方法,对生态环境质量的优劣程度进行定性或定量的分析和判别(万本太等,2004)。

生态环境影响评价其涵义是对人类开发建设活动可能导致的生态环境影响进行分析与预测,并提出减少影响或改善生态环境的策略和措施。例如,分析某生态系统的生产力和环境服务功能,分析区域主要的生态环境问题,评价自然资源的利用情况和评价污染的生态后果,以及某种开发建设行为的生态后果,都属于生态环境影响评价的范畴。生态环境影响评价是环境影响评价的核心和灵魂。一般来说,环境影响评价包含生态环境影响评价在内,但现行的环境影响评价以污染影响评价为主,其生态环境影响评价的内容不全、深度不够,与实际需要进行的生态环境影响评价尚有较大差距,而且二者在诸多方面是不同的。

5.1.3 生态环境基本评价方法

在进行生态环境评价时,需要有适当的判别基准。然而生态系统不同于大气和水那样的均匀介质和单一体系,而是一种类型和结构多样性很高、地域性特别强的复杂系统。它包括内在本质(生态结构)的变化和外在表征(环境功能)的变化,由量变到质变的发展变化规律。这就要求评价的标准体系具有很强的复杂性和地域性。目前,我国已经拥有一套较为完备的环境标准体系,但生态环境标准体系,尤其是其基础标准体系的建立尚处于摸索阶段。评价方法作为生态环境评价的基础,有着尤为重要的意义(陈亮等,2008)。目前,国内外应用的生态环境评价方法,主要有如下几种:

(1) 生态系统综合评价法:综合评价法是进行生态环境综合评价中运用较多的一种方法,此法的具体应用是层次分析法(AHP法),又称多层次权重分析决策法。层次分析法是一种能将定性分析和定量分析结合起来的系统分析方法,用于快速解决难以、无法或来不及建立数学模型进行过细定量分析的问题,是分析多目标、多准则复杂公共管理问题的有力工具。层次分析法的应用研究很多,朱发昇(1999)、郭谦(2008)、及曾毅等(2008)等将层次分析法运用于各种生态环境质量评价中。

(2) 指数与综合指数评价法:在确定评价指标体系和评价标准后,根据评价因素的相对重要性确定其权重值,将各因素的变化值综合得出综合评价值。例如用于水环境质量评价的内梅罗指数,用于大气环境质量评价的格林指数、上海大气质量指数等。指数与综合指数法在生态环境质量的现状评价中较为常用,适用于对生态环境质量评价中的单因素评价及多因素综合评价,方法相对比较简单,突出了生态环境质量评价的综合性、层次性、客观性和可比性,是目前最为常用的评价方法之一。但用此方法前必须建立合适的指标体系及评价标准,选取的指标一定要具有可比性。通过评价可将区域生态环境质量进行分级,以便对不同区域、不同时期的生态环境质量进行纵向和横向比较。该方法在实际应用中的缺点是,存在难以赋权与准确定量,并且对环境质量的描述仍停留在静态上(原佩佩,2006)。

(3) 模糊评价法:模糊数学理论是1965年由美国专家 LA Zadeh 创立的。该方法是应用模糊变换原理和最大隶属度原则,考虑与被评价事物相关的各个因

素所作的综合评价。模糊评价方法被引入环境质量评价后,被广泛应用于水质评价、湖泊富营养化评价、大气环境质量评价、噪声污染评价等环境质量综合评价领域,并取得了一定的成绩。该方法的关键是求模糊评判矩阵,它的最大特点是用隶属度来刻画生态环境质量分级的界线,可用于生态环境质量的分级,划分生态环境质量的优劣,突出生态环境质量较差的区域,并对重点区域予以治理。近年来,国内外不少学者又通过进一步研究,提出了多种模糊评价法,如模糊性相似优先比法(Morris P, 1995)、模糊距离评价模型(Harrop DO, 1999),广义模型综合二级评价法等(David j.Wilson, 2000),但应用较多的是多级模糊综合评价法(Lee Y W, 1991)和模糊聚类评价法。

(4) 人工神经网络评价法: 人工神经网络理论是自 1943 年美国心理学家 Mc Culloch 和数学家 Pitts 合作提出了人工神经网络的第一个数学模型 M-P 模型后发展起来。人工神经网络是由大量简单的神经元广泛互连形成的复杂非线性系统。它不需要任何检验公式,就能从已有数据中自动地归纳规则,获得这些数据的内在规律,具有自学习性、自组织性、自适应性和很强的非线性映射能力,特别适于对因果关系复杂的非确定性推理、判断、识别和分类等问题的处理(甘敬等, 2007)。汤丽妮等(2003)开展了人工神经网络 BP 模型在生态环境评价中的应用。李丽等(2008)将人工神经网络方法引入小城镇生态环境质量评价,采用 BP 算法建立了生态环境质量评价模型。BP 网络模型应用于环境质量评价,不需要各评价指标权值大小做出人为规定,在学习过程中会自适应调整,评价结果具有客观性。另外,此方法具有很强的适应性。

(5) 物元分析评价法: 物元模型由我国数学家蔡文 1983 年提出,从初的物元分析到现在的可拓学,已经奠定了自己的理论体系(蔡文等, 2000),并且已经在许多领域得到广泛应用。由于环境质量的单因子评价结果之间往往具有不相容性,利用关联函数可以取负值的特点,是评价与识别能全面地分析环境系统属于某评价等级集合的程度。物元评价法在构造了环境标准物元矩阵和节域物元矩阵的基础上,通过计算待评价的区域环对各评价等级的综合关联度,进行综合环境质量评价(李祚泳, 1995)。物元分析法由于环境质量评价的优点是有助于从变化的角度识别变化中事物,运算简便,物理意义明确,直观性好,缺点是关联函数形式确定不能规范,难以通用。

(6) 景观生态学方法: 景观生态学是一门新兴的多学科之间交叉的学科, 它的主体是地理学与生物学之间的交叉。国际景观生态学会给出最新的景观生态学定义: 对于不同尺度上景观空间变化的研究, 包括景观异质性的生物、地理和社会原因的系别, 它以空间研究为特色, 属于宏观尺度空间研究范畴, 其理论核心集中表现为空间异质性和生态整体性两个方面(唐古辉等, 2004)。

景观生态学认为, 景观的结构与功能是匹配的, 所以通过两方面评价生态环境质量状况: 一是空间结构分析, 二是功能与稳定性分析。空间结构分析认为, 景观是由模地、斑块和廊道组成, 其中模地是区域景观的背景地块, 是面积最大、连通性最好的景观要素, 是景观中一种可以控制环境质量的组分(影响能流、物流和物种流), 因此模地的判定是空间分析的重点。功能与稳定性分析包括组成因子的生态适宜性分析、生物的恢复能力分析、系统的抗干扰或抗退化能力分析、景观开发分析等。

(7) 其它方法: ①类比分析法: 是一种常用的定性和半定量的方法, 一般有生态环境整体类比、生态因子类比、生态环境问题类比等; ②列表清单法: 是一种定性的分析方法。是指将拟实施的开发建设活动的影响与可能受影响的各种生态环境因子分别列在同一张表格的行与列内, 逐点进行分析并以正负符号、数字、其他符号表示影响的性质、强度等, 由此分析开发建设活动的生态环境影响。③生态图法: 即图形迭置法, 是把两个以上的生态环境信息迭合在一张图上, 构成复合图, 用以表示生态环境变化的方向和程度, 该方法直观、形象, 简单明了, 但不能做精确的定量评价; ④生物生产力评价法: 生态系统的生物生产力是系统的首要功能表征。衡量其功能有 3 个基本生物学参数 - 生物生长量、生物量和物种量来表示, 可评价生态环境质量及其变化趋势; 另外还有多因子数量分析法、回归分析法、聚类分析法、相关分析法、系统分析法、密切值法、秩和比法(RSR)等。不过这些评价法有的仅适用于特定场合, 其应用受到一定限制。

灰色关联投影法, 以其能避免单个指标值进行比较而出现的偏离, 并把决策方案的模与决策方案理想方案的夹角余弦结合起来, 反映决策方案与理想方案的接近程度, 同时其计算方法又使重要指标的加权系数进一步得到加强, 具有快速、准确、高效、简便的优点, 从而使生态环境质量评价更接近客观实际。

本文在对研究区进行实地调查的基础上, 对模式实行前及施行后可能的生态

环境状况用灰色关联投影法进行了分析,并将其结果与评价等级结合起来对生态环境质量进行了评价,其结果直观醒目,更易于为决策者提供决策依据。

5.2 多目标决策的灰色关联投影法

5.2.1 灰色关联投影法的原理和步骤

灰色关联投影法是一种用灰色关联度顺序(简称为灰关联序)来描述因素间关系的强弱、大小、次序的方法,它是通过灰色关联度来分析和确定系统因素间的影响程度或因素对系统主要目标贡献程度的一种方法(Taniguchi E,NoritakeM., 1999)。它考虑了传统因素分析方法及模糊理论处理方法的种种弊端和不足,并在很多领域都得到了广泛的应用并取得了良好的经济效益和社会效益。

灰色关联投影法的计算步骤如下(吕锋等, 2002; 孙艳伟等, 2007):

(1) 建立决策矩阵

考虑多目标决策域的集合

$$A = \{\text{方案}_1, \text{方案}_2, \dots, \text{方案}_n\} = \{A_1, A_2, \dots, A_n\}$$

记 V 是因素指标的集合

$$V = \{\text{指标}_1, \text{指标}_2, \dots, \text{指标}_m\} = \{V_1, V_2, \dots, V_m\}$$

方案 A_i 对指标 V_j 的属性值(指标值)记为 Y_{ij} ($i=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, m$);

一般情况下, 指标有“效益型”指标、“成本型”指标的区别。所谓效益型指标, 是指属性值愈大愈好的指标, 如生态用水量、绿洲面积率、植被覆盖率等。所谓成本型指标, 是指属性值愈小愈好的指标, 如地下水开采量、河水消耗量等。

记最佳决策方案 A_0 的因素指标为 Y_{0j} , 且满足:

当因素指标 V_j 为效益型指标时, $Y_{0j} = \max(Y_{1j}, Y_{2j}, \dots, Y_{nj})$,

当因素指标 V_j 为成本型指标时, $Y_{0j} = \min(Y_{1j}, Y_{2j}, \dots, Y_{nj})$ 。

则称矩阵 $Y = (Y_{ij})_{(n+1) \times m}$ ($i=0, 1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, m$) 为方案集 A 对指标集 V 的决策矩阵。

(2) 初值化处理

在多指标综合评价中, 由于系统中各因素的物理意义不同, 不同评价指标往往具有不同的量纲和量纲单位, 为消除由此带来的不可公度性, 应将各评价指标作无量纲化处理 (叶宗裕, 2003)。对于无量纲化处理, 本文采用初值法进行处理。

记 Y' 为 Y 的生成序列,

$$Y = (Y_{ij})_{(n+1) \times m}, i = 0, 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m$$

$$Y' = (Y'_{ij})_{(n+1) \times m}, i = 0, 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m$$

对于效益型指标: $Y'_{ij} = Y_{ij} / Y_{0j}, i = 0, 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m;$

对于成本型指标: $Y'_{ij} = Y_{0j} / Y_{ij}, i = 0, 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m;$

经过初值化处理以后, 很显然 $Y'_{0j} (j = 1, 2, \dots, m)$ 。这里即为理想方案。以 Y'_{0j} 为母因素, 以 $Y'_{ij} (i = 1, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m)$ 为子因素, 就可以得到其他方案与理想方案的关联度。

(3) 计算灰色关联度

据邓氏经典灰色理论, 记 (S, Γ) 为灰色关联空间, ξ 为关联映射, r_{ij} 为子因素 $Y'_{ij} (i = 1, 2, \dots, m)$ 与 $Y'_{0j} (j = 1, 2, \dots, m)$ 的关联度, $r_{ij} = \xi(Y'_{0j}, Y'_{ij})$, 则

$$r_{ij} = \frac{\min_n \min_m |Y'_{0j} - Y'_{ij}| + \lambda \max_n \max_m |Y'_{0j} - Y'_{ij}|}{|Y'_{0j} - Y'_{ij}| + \lambda \max_n \max_m |Y'_{0j} - Y'_{ij}|} \quad (5-1)$$

式中: 常数 λ 为分辨系数, 用于调整比较环境的大小, 即将比较环境缩小改变 $\lambda = 1$ 时, 环境不动, $\lambda = 0$ 时, 环境消失, 通常取 $\lambda = 0.5$ 。

(4) 构造灰色关联度判断矩阵

称由 $(n+1) \times m$ 个 r 组成的矩阵为多目标灰色关联度判断矩阵 F 。

$$F = \begin{pmatrix} F_{01} & F_{02} & \cdots & F_{0m} \\ F_{11} & F_{12} & \cdots & F_{1m} \\ F_{21} & F_{22} & \cdots & F_{2m} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ F_{n1} & F_{n2} & \cdots & F_{nm} \end{pmatrix}$$

灰色关联度判断矩阵之所以要这样建立是鉴于这样的考虑，即一个设计方案是由 m 个因素指标所确定的，它构成 m 维因素指标空间 V 中的一个离散的方案点，进行多目标决策，就是比较空间 V 中各方案点与理想方案点的关联度。

很显然，在这里 $F_{01} = F_{02} = \cdots = F_{0m} = 1$ 。

(5) 评价指标间的加权向量

由于决策方案中各个评价指标之间的重要性不同，故对灰色关联度判断矩阵进行加权处理，设评价指标间的加权向量为 $W = (W_1, W_2, \dots, W_m)^T > 0$ ， W 的确定方法有主客观赋权法大类。本文采用层次分析法进行计算。

层次分析法是 20 世纪 70 年代初，美国著名运筹学家、匹兹堡大学教授 T. L. Saaty 提出的以数学为基础的一种决策工具，简称 AHP 法。它的主要特点是把研究对象看作一个复杂的系统，在研究系统各组成部分相互关系及系统所处环境的基础上进行决策，摆脱了只能处理定量分析问题的束缚，将定量分析和定性评价结合起来，从而可很大程度的提高决策的有效性。

运用层次分析法解决问题，大体上可按下面 4 个步骤（赵焕臣等，1986；王莲芬等，1990）进行：

① 分析系统中各元素间的相互关联影响及隶属关系，建立问题的递阶层次结构。层次分析法是把所研究的复杂系统分解为基本构成因素，并按因素间的相互支配和隶属关系分成不同层次。同一层次元素作为准则，对下一层次的某些元素起支配作用，同时它又受上一层次元素的支配，这种从上至下的支配关系形成了一个递阶层次。

一个典型的递阶层次分为目标层、准则层及指标层等，当某一个层次包含的因素较多时，可将该层次进一步划分为若干子层次，由此构成一个环境影响综合评价的递阶层次结构。

② 对同一层次各元素关于上一层次中某一准则，构造两两比较的判断矩阵。假定上一层次元素 C_k ，对于下一层次元素 $D_1, D_2, \dots, D_n$ 有支配关系，我们

的目的是在准则 C_k 下，按照它们的重要性赋予 $D_1, D_2, \dots, D_n$ 相应的权重，关于权重，主要采用 1~9 比例标度对重要性程度赋值，1~9 比例标度的含义见表 5-1：

表 5-1 判断矩阵的标度极其含义

Table5-1 Criterion and Meanings of the Judging Matrix

标度	含义
1	表示两个因素相比，具有同样的重要性
3	表示两个因素相比，一个因素比另一个因素稍微重要
5	表示两个因素相比，一个因素比另一个因素明显重要
7	表示两个因素相比，一个因素比另一个因素强烈重要
9	表示两个因素相比，一个因素比另一个因素极端重要
2、4、6、8	上述两相邻判断的中值
倒数	因素 i 与 j 比较得判断 a_{ij} ，则因素 j 和 i 比较的判断 $a_{ji} = 1/a_{ij}$

对于 n 个元素来说，得到两两比较判断矩阵 A ：

$$A = (a_{ij})_{n \times n}$$

判断矩阵具有如下性质：

$$a_{ij} > 0; \quad a_{ij} = 1/a_{ji}; \quad a_{ii} = 1$$

对于得到的矩阵 A ，成为正的互反矩阵，根据上面的性质，对于 n 阶判断矩阵仅需对其上（下）三角元素共 $n(n-1)/2$ 个判断， A 的元素不一定具有传递性，即未必存在等式：

$$a_{ij} \bullet a_{jk} = a_{ik}$$

但当上式成立时，则称 A 为一致性矩阵。

③ 由判断矩阵计算被比较元素对于该准则的相对权重，并进行判断矩阵的一致性检验。

这一步主要解决在准则 C_k 下， $D_1, D_2, \dots, D_n$ 这 n 个元素排序权重的计算问题，并进行一致性检验。对于通过 $D_1, D_2, \dots, D_n$ 两两比较得到判断矩阵 A ，解决特征根问题：

$$A\omega = \lambda_{\max}\omega$$

所得到的 ω 正规化后作为元素 $D_1, D_2, \dots, D_n$ ，在准则 C_k 下排序权重，这种方法称排序权向量计算的特征根方法， $\lambda_{\max}$ 存在且唯一， ω 可以由正分量组成，除了差一个常数倍数外， ω 是唯一的， $\lambda_{\max}$ 和 ω 的计算方法有：和法、算术平方根法、特征根法、对数最小二乘法 and 最小二乘法等，这里介绍和法与算术平方根法。

采用和法计算 $\lambda_{\max}$ 和 ω 的基本步骤如下：

对比较矩阵 A 的每一列向量进行归一化，得 $\omega'_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^n a_{ij}}$ ；

对 ω'_{ij} 按行求和，得 $\omega'_i = \sum_{j=1}^n \omega'_{ij}$ ；

将 ω'_i 归一化， $\omega_i = \frac{\omega'_i}{\sum_{i=1}^n \omega'_i}$ ，所得 $\omega = (\omega_1, \omega_2, \dots, \omega_n)^T$ 即为近似特征向量；

计算 $\lambda = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(A\omega)_i}{\omega_i}$ ，作为最大特征根近似值。

判断矩阵的最大特征值为： $\lambda_{\max} = \sum_{i=1}^n \frac{(A\omega)_i}{n\omega_i}$ 。

为了避免判断偏离一致性过大，排序权向量计算结果作为决策依据出现问题，因此得到的 $\lambda_{\max}$ 需要进行一致性检验。

首先计算一致性指标 CI：

$$CI = (\lambda_{\max} - n) / (n - 1)$$

式中 n 为判断矩阵的阶数；

其次参照平均一致性指标 RI（表 5-2），计算一致性比例 CR： $CR = CI / RI$ 。

表 5-2 判断矩阵的平均随机一致性指标

Table 5-2 The Equally Random Compatibility Indicator of Judging Matrix

矩阵阶数	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	...
RI	0.52	0.89	1.12	1.26	1.36	1.41	1.46	1.49	1.52	1.54	...

注：矩阵阶数为 1 和 2 时，RI 的值为 0。

CR 的判断标准为： $CR < 0.1$ ：判断矩阵有很好的-一致性，判断合理； $CR = 0.1$ ：

判断矩阵有较好的一致性，较合理； $CR > 0.1$ ：判断矩阵不符合一致性原则，需要进行重新调整，直到符合为止。

④ 计算各层次对于系统的总排序权重，并进行排序和一致性检验

计算同一层次所有因素对于最高层相对重要性的排序权值，称为层次总排序，这一过程是最高层次到最低层逐层进行的，对于最高层，其层次单排序就是总排序。

对于层次总排序的一致性检验，其步骤也是从高到低逐层进行的，如果 F 层次某些因素对于 E_j 单排序的一致性指标为 CI_j ，相应的平均一致性指标为 IR_j ，那么 F 层次总排序一致性比例为：

$$CR = \frac{\sum_{j=1}^m e_j CI_j}{\sum_{j=1}^m e_j RI_j}$$

同样当， $CR \leq 0.1$ 时，认为层次的总排序结果具有满意的一致性。

(6) 构造增广型灰色关联决策矩阵

设在加权向量 W 的作用下构造而成的增广型矩阵为加权灰色关联决策矩阵 F' ：

$$F' = F \bullet W (F'_1, F'_2, \dots, F'_m)$$

$$F' = \begin{bmatrix} W_1 & W_2 & \dots & W_m \\ W_1 F_{11} & W_2 F_{12} & \dots & W_m F_{1m} \\ W_2 F_{21} & W_2 F_{22} & \dots & W_m F_{2m} \\ \vdots & \vdots & \dots & \vdots \\ W_1 F_{n1} & W_2 F_{n2} & \dots & W_m F_{nm} \end{bmatrix}$$

(7) 计算灰色关联投影及模数

将每个决策方案看成一个矢量，则称每个决策方案 A_i 与理想方案 A^* 之间的夹角 θ_i 为灰色关联投影角。且满足决策方案 A_i 与理想方案 A^* 之间的夹角余弦为：

$$r_i = \frac{A_i \bullet A^*}{|A_i| \bullet |A^*|} = \frac{\sum_{j=1}^m W_j F_{ij} \bullet W_j}{\sqrt{\sum_{j=1}^m [W_j F_{ij}]^2} \sqrt{\sum_{j=1}^m W_j^2}}, \quad i = 1, 2, \dots, m$$

很显然，夹角余弦 $0 < r_i \leq 1$ ，且总是愈大愈好， r_i 愈大，表示决策方案 A_i 与

理想方案 A^* 之间的变化方向愈一致。

称决策方案 A_i 的模数为 d_i ：

$$d_i = \sqrt{\sum_{j=1}^m [W_j F_{ij}]^2}$$

将模数的大小与夹角余弦的大小综合考虑，可以全面准确地反映各决策方案与理想方案之间的接近程度。

(8) 计算灰色关联投影值

称决策方案 A_i 在理想方案 A^* 方向上的投影值为灰色关联投影值 D_i ，且满足：

$$D_i = d_i \cdot r_i = \sqrt{\sum_{j=1}^m [W_j F_{ij}]^2} \cdot \frac{\sum_{j=1}^m W_j F_{ij} \cdot W_j}{\sqrt{\sum_{j=1}^m [W_j F_{ij}]^2} \sqrt{\sum_{j=1}^m [W_j]^2}} = \sum_{j=1}^m F_{ij} \left[\frac{W_j^2}{\sqrt{\sum_{j=1}^m [W_j]^2}} \right]$$

记 $\overline{W_j}$ 为一组新的因素指标权值矢量，称其为灰色关联投影权值矢量，且满足：

$$\overline{W_j} = \frac{W_j^2}{\sqrt{\sum_{j=1}^m W_j^2}}, \quad j=1,2,3,\dots,m \quad (5-2)$$

$$\text{则有： } D_i = \sum_{j=1}^m F_{ij} \overline{W_j}, \quad i=1,2,3,\dots,n \quad (5-3)$$

可以看出 D_0 即为 A^* 在自身向量方向上的投影值，也即为 A^* 经权重加成计算后的模。为了更直观的加以对比，以 A^* 在自身向量方向上的投影值为标准，取

$$R_i = D_i / D_0 \quad (5-4)$$

则 R_i 即为其他各决策方案与理想方案的贴近程度。

经过以上的所述步骤，就可以得到各决策方案向量在最优方案向量方向的投影值的比重。最后，根据 R_i 值的大小，对多指标就可以作出科学的排序比较和分析。

5.2.2 评价分级

为了更加直观地说明模式推广后态环境的现状，并结合研究区生态环境质量评价的现状，将评价等级分为 5 级。评价等级与决策方案在理想方案上 R_i 值的关系如表 5-3 所示。

表 5-3 评价分级与 R_i 值的关系

Table5-3 Relationship between Evaluation and R_i

评价分级	V（非常恶劣）	IV（恶劣）	III（一般）	II（良好）	I（理想）
灰色关联投影值	< 0.3	0.3~0.5	0.5~0.7	0.7~0.9	0.9~1.0

5.3 模式推广前后绿洲边缘生态环境综合评价

5.3.1 评价指标的选取

评价指标是度量生态环境质量的基本尺度和衡量基准。指标体系是综合评价的根本条件和理论基础，指标体系构建成功与否决定了评价结果的科学性和客观性。由于生态环境各影响因素间既有相互作用，又有相互间的输入和输出，某些元素及某些子系统的改变可能导致整个系统的变化，因此，在众多指标中应尽可能选择那些最灵敏、便于度量且内涵丰富的主导性指标作为评价指标。为了客观、全面、科学的评价模式对生态环境的影响，在分析和确立评价指标体系时，应遵循如下指导原则：

(1)科学性与客观性相结合。即指标的选择、权重系数的确定，数据的选取、计算必须以公认的科学理论为依据。同时要求所设计的指标必须以客观存在的事实为基础来获得数据，作为计算和评价的基础。

(2)系统性与层次性相结合。确定相应的评价层次，将各个评价指标按系统论的观点进行考虑，使主要因素不致遗漏，构成完整的评价指标体系。同时，确定评价层次时，层间因素应为递进关系，同层间因素应保持独立，避免指标重复。

(3)综合性与具体性相结合。对诸多环境因子要全面衡量，进行综合分析和评价。同时又要突出具体、有代表性指标的作用。

(4)动态与静态相结合。生态环境的恶化是一个不断变化的动态过程，这就

要求指标选择既要有静态指标，又要有发展的动态指标。

(5)稳定性与独立性相结合。有些指标在社会发展的不同时期有不同的要求，某些指标会随时间而改变，因而尽量少选或避免选择这类指标。另外，度量生态环境质量的指标往往存在信息上的重叠，所以要尽量选择那些具有相对独立性的指标。

(6)可操作性与简易性相结合。由于区域系统复杂性的缘故，一些传统指标往往是难操作的定性指标较多。建立层次复杂、数量庞大的指标群，会使精确计算非常困难，并影响结果的可靠性。因此在构建评价指标体系时，要在尽可能简单的前提下，挑选一些易于计算，容易得到，并能在要求水平上有很好代表性的指标，使其具有较强的操作性。

指标选取过程中，上述各项原则既要综合考虑，又要区别对待。一方面要综合考虑评价指标的科学性、完备性和独立性，不能仅凭借某一个原则决定指标的取舍；另一方面由于各项原则各具特殊性，还有目前人们认识上的差距，对各项原则的衡量方法和精度，不能强求一致，要灵活应用。

经过对研究区生态环境现状及所收集资料的分析，确定指标体系如表 5-4：

表 5-4 评价指标体系分级表

Table5-4 Classification of Assessment Index System

目标层 (A)	指标层 (B)	准则层 (C)
生态环境	水资源利用量变化(B ₁)	地下水开采量(C ₁₁) 河水消耗量(C ₁₂) 生态用水量(C ₁₃) 农作物用水量(C ₁₄) 生活用水量(C ₁₅)
	绿洲变化(B ₂)	非耕植被面积率(C ₂₁) 绿洲面积率(C ₂₂) 荒漠化面积率(C ₂₃) 年人均人工植被增加面积 (C ₂₄)
	沙漠化防治(B ₃)	年人均压沙面积(C ₃₁) 防风固沙带林木死亡率(C ₃₂) 耕地面积率(C ₃₃) 人均耕地面积(C ₃₄)

5.3.2 利用灰色关联投影法进行生态环境影响评价

(1) 决策矩阵的建立

为了评价优化模式施行后生态环境质量的改变,将研究区模式实施后各评价指标的预测值的集合记为 A_1 , 未实行模式前各评价指标的集合记为 A_2 ; 而 2003 年以来(部分指标追溯到 2001 年)及模式实施后预测值中各指标最优值的组合记为 A_0 , 具体如表 5-5。对于本文来说,最佳决策方案的生态环境质量评价结果定为理想,其余各方案的评价结果根据其在最佳决策方案上的灰色关联投影值来确定。

表 5-5 评价指标表

Table5-5 Evaluation Indexes

指标	最优方案 A_0	模式实施后方案 A_1	模式实施前方案 A_2
C_{11}	789.83	789.83	6624.36
C_{12}	2816.13	4480.74	4800.80
C_{13}	138.10	138.10	43.84
C_{14}	2913.42	2913.42	6840.02
C_{15}	351.89	212.63	191.92
C_{21}	48.00	48.00	29.48
C_{22}	99.24	89.59	85.44
C_{23}	1.05	1.05	5.67
C_{24}	3.17	3.17	0.72
C_{31}	3.00	3.00	0.67
C_{32}	15	15	85
C_{33}	33.2	33.2	50.8
C_{34}	3.8	2.5	3.0

方案集 A 对指标集 V 的决策矩阵为:

$$Y = \begin{pmatrix} 789.83 & 2816.13 & 138.10 & 2913.42 & 351.89 & 48.0 & 99.24 & 1.05 & 3.17 & 3.0 & 15 & 33.2 & 3.8 \\ 789.83 & 4480.74 & 138.10 & 2913.42 & 212.63 & 48.0 & 89.59 & 1.05 & 3.17 & 3.0 & 15 & 33.2 & 2.5 \\ 6624.36 & 4800.80 & 43.84 & 6840.02 & 191.92 & 29.5 & 85.44 & 5.67 & 0.72 & 0.7 & 85 & 50.8 & 3.0 \end{pmatrix}$$

进行初值化处理, 消除量纲后, 初始化序列 Y' 为:

$$Y' = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 0.628 & 1 & 1 & 0.604 & 1 & 0.903 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0.658 \\ 0.119 & 0.587 & 0.317 & 0.426 & 0.545 & 0.614 & 0.861 & 0.186 & 0.229 & 0.224 & 0.176 & 0.654 & 0.789 \end{pmatrix}$$

(2) 据式 (5-1) 计算可得灰色关联矩阵 F

$$F = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 0.542 & 1 & 1 & 0.527 & 1 & 0.819 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0.563 \\ 0.333 & 0.516 & 0.392 & 0.434 & 0.492 & 0.533 & 0.760 & 0.351 & 0.364 & 0.362 & 0.348 & 0.560 & 0.677 \end{pmatrix}$$

(3) 评价指标的权重计算

用 AHP 法进行各指标权重计算如下表 5-5。

表 5-5 层次排序总权重

Table 5-5 The Total Taxis of All Assessment Indicators

层次	目标层	指标层	准则层
排序权重	A	B ₁ 0.6334	C ₁₁ 0.2439
			C ₁₂ 0.1760
			C ₁₃ 0.0949
			C ₁₄ 0.0630
			C ₁₅ 0.0558
		B ₂ 0.2605	C ₂₁ 0.1270
			C ₂₂ 0.0743
			C ₂₃ 0.0320
			C ₂₄ 0.0271
		B ₃ 0.1062	C ₃₁ 0.0687
			C ₃₂ 0.0486
			C ₃₃ 0.0273
			C ₃₄ 0.0156

由上述一致性检验结果，计算层次的总排序的一致性， $CR=0.055<0.1$ ，一致性良好。

则加权向量

$$\overline{W} = (0.2439, 0.1760, 0.0949, 0.0630, 0.0558, 0.1270, 0.0743, 0.0320, 0.0271, 0.0687, 0.0486, 0.0273, 0.0156)^T$$

(4) 计算各方案在理想方案上的投影：

根据式 (5-2)，计算灰色关联投影权值矢量记 $\overline{W}_j$ 为：

$$\overline{W}_j = (0.1601, 0.0834, 0.0242, 0.0107, 0.0084, 0.0434, 0.0149, 0.0028, 0.0020, 0.0127, 0.0064, 0.0020, 0.0007)^T$$

根据式 (5-3)，就可以最后得出各个决策方案在理想方案方向的投影值：

$$D_j = (0.3715, 0.3265, 0.1592)$$

(5) 根据式 (5-4)，计算各方案与理想方案的贴近程度为：

$$R_i = (1.00, 0.88, 0.43)$$

由表 5-2 的评判标准可以看出，在将理想生态环境状况评定为 I 级的情况下，模式推广后生态环境状况为 II 级（良好），而模式推广前生态环境状况为 IV 级（恶劣）。研究表明，在实施生态环境治理优化模式之后，生态环境状况有明显的改善趋势，接近 2001 年以来的最优值。

6 结论与展望

6.1 结论

本文在分析国内外生态环境研究现状和存在问题的基础上,以石羊河下游民勤绿洲边缘区为研究对象,结合他人的研究成果,对研究区不同的生态治理模式及新模式实施产生的影响进行了对比分析,并通过理想点法、灰色关联投影法建立了多目标决策的评价模型,通过量化的方式直观地得出了评价结果。经过对民勤绿洲边缘区生态环境治理模式的深入研究,取得了一些初步的研究成果:

(1) 对民勤盆地水资源及生态环境现状和存在的问题进行了分析,认为民勤的生态环境退化过程是在中国西北地区气候干旱、生态系统脆弱的背景下,过度的人为生产活动导致区域水资源逐渐匮乏并引起土壤干旱,天然荒漠植被和人工防风固沙林逐渐衰亡。

(2) 通过对比分析国内外在生态环境治理方面的优点及不足,总结各生态治理模式的经验教训,结合具体的研究区域,对绿洲边缘区生态环境治理的理论及具体实施方式进行了研究,结果表明,传统的生态环境治理模式困难多、阻力大、效益差,生态恶化问题并没有得到解决,而国内外其他地区的治理模式虽然有一定的借鉴作用,但并不适合民勤绿洲边缘区的现状。

(3) 提出了适用于研究区的生态环境治理优化模式-正新模式,分别在户籍制度、产业结构、生态建设方面进行了创新。以正新模式及民勤绿洲边缘区宋和、王谋、煌辉、维结、花寨、东云 6 个具有较好代表的例子为对象,建立多目标决策方案进行对比评价,结果表明正新模式在总体生态环境评价结果方面明显优于其它模式,具有很大的可行性。

(4) 通过计算实验区及研究区在新模式实施前后水量及用水结构的变化,分析了正新模式对水资源的影响。结果表明,新模式下研究区总用水量可减少 $3811.63 \times 10^4 \text{m}^3$,减少率约为 53.9%;灌溉用水所占比例由 96.7%降至 89.3%,生态用水的比例由 0.6%升至 4.2%,生态用水明显增长。

(5) 建立了适用于研究区的生态环境评价指标体系,用层次分析法确定了各指标的权重,并在对推广后各指标值进行预测的基础上,利用灰色关联投影法进对模式实施可能产生的生态环境影响行了分级评价。结果表明,在将理想生态

环境状况评定为 I 级的情况下,模式推广后生态环境状况与理想状态的贴近度为 0.88,评价分级为 II 级(良好),而模式推广前生态环境状况与理想状态的贴近度为 0.43,评价分级为 IV 级(恶劣)。生态环境治理优化模式的实施对生态环境状况有明显的改善趋势。

6.2 不足与展望

由于研究条件、时间、专业及选题所限,本文主要讨论了民勤绿洲边缘区生态环境现状及治理模式的问题,研究中尚有很多不足之处:

(1) 论文研究的基础资料有一部分源于民勤县的统计数据、地方汇编资料,绿洲边缘区的统计资料和实地调查资料年代短、一致性差。由于资料的局限性,论文所反映的民勤绿洲边缘区生态环境的问题在精度上难免存在局限性;

(2) 文章主要侧重于绿洲边缘区的水资源及生态环境治理方面的研究,对模式实施过程中的社会、经济方面的因素考虑不足;

(3) 在进行多目标决策评价时,实际的综合评价问题中指标体系的确立对于评价结果的影响非常大,应该找到一种具有较强的理论依据同时也易于实现的方法确定指标体系。本文指标体系的选取较适用于绿洲边缘区的生态环境治理,在其他地区生态环境治理方面的代表性可能不够全面;

(4) 多目标决策方法作为一个数学工具,在实际应用当中尚存在不完善的地方。在涉及到具体研究区域及研究主题时,不同的决策方法、无量纲化方法及权重计算方法对评价结果都有一定的影响。文章虽然用不同的方法分别进行了不同模式之间及优化模式实施前后的对比评价,但由于篇幅及主题所限,没有讨论采用不同方法可能对评价结果产生的影响。

参考文献

- [1] David j, Wilson. Mathematical modeling of column and field dense non-aqueous phase liquid tracer tests[J]. Environmental Monitoring and Assessment. 2000,60(2):181~216.
- [2] Harrop DO, Nixon JA. Environmental assessment in practice[M]. London: Routledge Publishers, 1999.
- [3] J.C.Muñoz-Reinoso. Vegetation changes and groundwater abstraction in SW Doñana, Spain[J]. Journal of Hydrology. 2001,42(3-4):97~209.
- [4] Lee Y W. Fuzzy Decision Making in Dredged-Material Management[J]. J EnvirEng. 1991, 117(5): 610~630.
- [5] Morris P, Therivel R. Methods of environmental impact assessment[M]. London: UCL Press. 1995.
- [6] Pedroli G.B.M. Ecohydrological parameters indicating different types of shallow groundwater[J]. Water Resources Research. 1990,26(6):1121~1131.
- [7] Taniguchi E, Noritake M, Yamada T, et al. Optimal size and location planning of public logistics terminals[J]. Transportation Research Part E. 1999,35(3):207~222.
- [8] Turner M.G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns[J]. Landscape ecology. 1990, (4):21~30.
- [9] William B M, B L Turner II. Change in land use and land cover: A global perspective[C]. London: Cambridge University Press. 1994, 8~9.
- [10] 安培浚, 刘树林, 颜耀文等. 植被指数遥感定量研究 - 以民勤绿洲为例[J]. 遥感技术与应用. 2005,20(6):574~580.
- [11] 蔡文, 杨春燕, 林伟初. 可拓工程方法[M]. 北京: 科学出版社. 2000.
- [12] 柴成武, 徐先英, 王方琳. 石羊河下游民勤绿洲荒漠化影响因素趋势预测[J]. 中国水土保持科学. 2007,5 (4):34~38.
- [13] 常兆丰, 刘虎俊, 赵明等. 民勤荒漠植被的形成与演替过程及其发展趋势[J]. 干旱区资源与环境. 2007,21(7):116~124.
- [14] 常兆丰, 汪杰, 王耀琳, 李昌龙. 民勤绿洲边缘植被恢复与重建初探[J]. 干旱区资源与环境. 2006,20(2):171~175
- [15] 陈亮, 林翎, 李爱仙. 建立我国生态环境基础标准体系的理论探讨[J]. 世界标准化与质量管理. 2008, (9): 4~7.
- [16] 陈敏建, 王浩, 王芳等. 内陆河干旱区生态需水分析[J]. 生态学报. 2004,24(10):2136~2142.
- [17] 程国栋, 张志强, 李锐. 西部地区生态环境建设的若干问题与政策建议[J]. 地理科学. 2000,20(6):503~510.
- [18] 戴晟懋, 邱国玉, 赵明. 甘肃民勤绿洲荒漠化防治研究[J]. 干旱区研究. 2008,25(3):319~324.
- [19] 丁宏伟. 红崖山水库径流量减少与民勤绿洲水资源危机分析[J]. 中国沙漠. 2003,23(1):84~89.
- [20] 丁一汇, 王守荣. 中国西北地区气候与生态环境概论[M]. 北京: 气象出版社. 2001.
- [21] 董文福, 管东生. 浅论非污染生态影响评价[J]. 环境科学动态. 2003,(1):17~19.
- [22] 董媛媛, 赵明霞. 多属性决策的理想解法及其应用[J]. 理论新探. 2006,(21)19~20.
- [23] 樊胜岳, 高新才. 中国荒漠化治理的模式与制度创新[J]. 中国社会科学. 2000, (6)37~44.
- [24] 樊胜岳, 马永欢, 周立华. 甘肃民勤绿洲近年来生态治理政策在农户中的响应[J]. 中国沙漠. 2005, 25(3):397~403.

- [25] 樊自立, 徐曼, 马英杰等. 历史时期西北干旱区生态环境演变规律和驱动力[J]. 干旱区地理. 2005, 28(6):723~728.
- [26] 封玲. 干旱区生态环境演替的制度诱因分析[J]. 南京农业大学学报(自然科学版). 2005, 5(2):77~80.
- [27] 甘敬, 朱建刚, 张国祯等. 基于 BP 神经网络确立森林健康快速评价指标[J]. 林业科学. 2007, 43(12):1~7
- [28] 高玉英. 以色列的沙漠化防治[J]. 国土绿化. 2001, (1):47.
- [29] 高志海, 李增元, 魏怀东等. 基于遥感的民勤绿洲植被覆盖变化定量监测[J]. 地理研究. 2006, 25(4):587~595.
- [30] 郭彩玲. 黄土高原半干旱区生态环境恢复的对策研究[J]. 地域研究与开发. 2008, 27(3):79~82.
- [31] 郭谦. 层次分析法在生态环境综合评价应用中的优化[J]. 国土资源遥感. 2008, (3):104~107.
- [32] 胡隐樵, 左洪超. 绿洲环境形成机制和干旱区生态环境建设对策[J]. 高原气象. 2003, 22(6):537~544.
- [33] 黄天明, 王雄师, 石培泽. 干旱区生态需水量估算与退化生态重建[J]. 干旱区资源与环境. 2004, 18(8):43~47.
- [34] 纪永福, 贺访印, 李亚. 民勤绿洲水资源状况与生态建设研究[J]. 干旱区研究. 2005, 22(3):361~366.
- [35] 蒋志荣, 安力, 柴成武. 民勤县荒漠化影响因素定量分析[J]. 中国沙漠. 2008, 28(1):35~38.
- [36] 矫树春, 颀耀文. 近 40 年来民勤绿洲空间变化研究[J]. 干旱区资源与环境. 2004, 18(8):92~96.
- [37] 颀耀文, 陈发虎, 王乃昂. 近 2000 年来民勤盆地绿洲的空间变化[J]. 地理学报. 2004, 59(5):662~670.
- [38] 颀耀文, 陈发虎. 基于数字遥感图象的民勤绿洲 20 年变化研究[J]. 干旱区研究. 2002, 19(1):69~74.
- [39] 金岚主. 环境生态学[M]. 北京: 高等教育出版社. 1992, 282~290.
- [40] 李丽, 张海涛. 基于 BP 人工神经网络的小城镇生态环境质量评价模型[J]. 应用生态学报. 2008, 19(12):2693~2698.
- [41] 李祚泳. 城市综合环境质量的物元分析评价[J]. 环境科学. 1995, 16(5): 76~88.
- [42] 刘光祖, 胡明贵. 民勤宋和综合治沙效益浅析[J]. 甘肃林业科技. 1994, (1):43~44
- [43] 吕锋, 崔晓辉. 多目标决策灰色关联投影法及其应用[J]. 系统工程理论与实践. 2002, (1):103~107.
- [44] 马国青, 宋菲. 三北防护林工程区森林状况综合评价[J]. 干旱区资源与环境. 2004, (5):108~111
- [45] 马金珠, 魏红. 民勤地下水资源开发引起的生态与环境问题[J]. 干旱区研究. 2003, 20(4):261~265.
- [46] 马金珠, 朱中华, 贾新颜. 石羊河流域地表水环境恶化及原因探讨[J]. 干旱区资源与环境. 2004, 18(8):133~138.
- [47] 马乃喜. 区域生态环境评价中的几个理论问题[J]. 西北大学学报(自然科学版). 1998, 28(4):330~334.
- [48] 毛文永. 生态环境影响评价概论(修订版)[M]. 中国环境科学出版社. 2003.
- [49] 潘晓玲, 马映军, 高炜等. 中国西部干旱区生态环境演变过程[J]. 中国沙漠. 2004, 24(6):663~673.
- [50] 彭鸿嘉, 傅伯杰, 陈利顶等. 甘肃民勤荒漠区植被演替特征及驱动力研究 - 以民勤为例

- [J]. 中国沙漠. 2004, 24(5):628~633.
- [51] 钱鞠, 王根绪, 马金辉等. 西北干旱区生态环境建设支撑体系的构建[J]. 干旱地区农业研究. 2003, 21(1):102~107.
- [52] 裘善文, 张柏, 王志春. 中国东北平原西部荒漠化现状、成因及其治理途径研究[J]. 第四纪研究. 2005, (1):63-72.
- [53] 申元村. 我国沙尘暴形成机制及防治对策研究[J]. 干旱区资源与环境. 2004, 18(1):9~13.
- [54] 孙艳伟, 魏晓妹, 张丽等. 石羊河流域生态环境质量评价研究[J]. 2007, (2):113~115.
- [55] 汤丽妮, 张礼清, 王卓. 人工神经网络在生态环境质量评价中的应用[J]. 四川环境. 2003, 22(3): 69~72.
- [56] 唐古辉, 马逊风, 马宏军. 景观生态学理论在流域环境影响评价中的应用[J]. 环境评价. 2004, (5):43~46.
- [57] 陶希东, 石培基, 李鸣骥. 西北干旱区水资源利用与生态环境重建研究[J]. 干旱区研究. 2001, 18(1):18~22.
- [58] 董玉芬. 人口对干旱区生态环境演变的作用机制与问题分析-以新疆为例[J]. 人口与经济. 2003, (6):16~20.
- [59] 万本太, 中国环境监测总站. 中国生态环境质量评价研究[M]. 北京:中国环境科学出版社. 2004.
- [60] 王根绪, 程国栋. 干旱内陆流域生态需水量及其估算[J]. 中国沙漠. 2002, 22(2):129~134.
- [61] 王浩, 秦大庸, 王研等. 西北内陆干旱区生态环境及其演变趋势[J]. 水利学报. 2004, (8):8~14.
- [62] 王宏, 顾林生, 李晓兵等. 生态环境综合治理模式研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版). 2008, 44(2):198~202.
- [63] 王化齐, 蔡焕杰, 董增川等. 民勤绿洲生态环境需水量计算研究[J]. 水土保持研究. 2008, 15(1): 32~35.
- [64] 王建, 李文君, 宋冬梅等. 近 30 年来民勤土地荒漠化变化遥感分析[J]. 遥感学报. 2008, 8(3):282~288.
- [65] 王莲芬, 许树柏. 层次分析法引论[M]. 北京:中国人民大学出版社. 1990, 1~25.
- [66] 王让会. 西部干旱区退化生态系统模式研究[J]. 中国农业生态学报. 2001, 9(3):8~11.
- [67] 魏怀东, 徐先英, 丁峰等. 民勤绿洲土地荒漠化动态监测[J]. 干旱区资源与环境. 2007, 21(10):12~17.
- [68] 徐羹慧. 内陆干旱区生态环境系统与气候系统关系的分析评述[J]. 沙漠与绿洲气象. 2007, (1):53~56.
- [69] 徐先英, 丁国栋, 孙保平等. 内陆河下游民勤绿洲主要防风固沙植被生态需水量研究[J]. 水土保持学报. 2007, 21(3):144~148.
- [70] 徐先英, 丁国栋, 高志海等. 近 50 年民勤绿洲生态环境演变及综合治理对策[J]. 中国水土保持科学. 2006, 4 (1):40~48.
- [71] 杨田. 陕西三北防护林体系工程的发展问题及对策分析. 西北大学硕士学位论文, 2004
- [72] 杨永春, 李吉均, 陈发虎等. 石羊河下游民勤绿洲变化的人文机制研究[J]. 地理研究. 2002, 1(4):449~458.
- [73] 杨自辉, 高志海. 荒漠绿洲边缘降水和地下水对白刺群落消长的影响[J]. 应用生态学报. 2000, 11(6):923-926.
- [74] 叶亚平, 刘鲁君. 中国省域生态环境质量评价指标体系研究[J]. 环境科学研究. 2000, 13(3):33~36.
- [75] 叶宗裕. 关于多指标综合评价中指标正向化和无量纲化方法的选择[J]. 浙江统计. 2003,

(4): 24~25.

- [76] 原佩佩. 阿拉善右旗生态环境评价及脆弱性影响因素研究. 中国地质大学(北京)硕士学位论文. 2006.
- [77] 曾毅, 吴泽斌. 水利工程生态环境影响评价方法探讨[J]. 中国水运. 2008, 8(3):143~146.
- [78] 张宝田. 以色列的农业生态环境治理和高效农业建设[J]. 中国财政, 1998, (3):62~63.
- [79] 张汉雄, 上官周平. 陇中半干旱区生态环境恢复重建与农牧业发展仿真研究[J]. 山地学报. 2003, 21(5):513~520.
- [80] 张华. 澳大利亚防止土地沙漠化的管理及措施[J]. 政策与管理. 2001, (12):11~13.
- [81] 张应昌, 常兆丰. 民勤荒漠区植被退化动态定位研究[J]. 干旱区研究. 2008, 25(1):16~21.
- [82] 张志忠, 武强, 魏学勇. 西北干旱区水资源开发与生态环境问题[J]. 干旱区地质灾害与环境保护. 2001, 12 (3):12~28.
- [83] 赵翠莲, 杨自辉, 刘虎俊等. 民勤绿洲水资源利用与生态系统退化分析[J]. 中国沙漠. 2006, 26(1):90~95.
- [84] 赵焕臣, 许树柏, 和金生. 层次分析法 - 一种简易的新决策方法[M]. 科学出版社. 1986.
- [85] 中国水利水电科学研究院. 西北地区水资源合理开发利用与生态环境保护研究[J]. 中国水利. 2001, (05):9~11.
- [86] 钟华平, 刘恒, 顾颖. 石羊河下游民勤水资源与生态环境治理对策[J]. 西北水资源与水利工程. 2002, 13(1):10~13.
- [87] 周可法, 张清, 陈曦等. 中亚干旱区生态环境变化的特点和趋势[J]. 中国科学 D 辑, 地球科学. 2006, 36 (增刊 II):133~139.
- [88] 周自江, 王锡稳, 牛若芸. 近 47 年中国沙尘暴气候特征研究[J]. 应用气象学报. 2002, 13(2):193~200.
- [89] 朱发昇. 层次分析法在石羊河流域生态环境现状评价中的应用[J]. 甘肃水利水电技术. 1999, (1):66~68.
- [90] 朱永杰. 民勤生态环境问题的社会经济原因分析[J]. 北京林业大学学报(社会科学版). 2006, (2):44~47.
- [91] 朱震达, 赵兴梁, 凌裕全等. 治沙工程学[M]. 北京: 中国环境科学出版社. 1998.
- [92] 左其亭, 陈嘻, 杨辽. 西部干旱区生态环境调控对策定量研究方法[J]. 干旱区地理. 2001, 24(2):146~151.
- [93] 左其亭, 周可法, 罗格平. 基于 RS 和 GIS 的西部干旱区生态环境调控研究[J]. 重庆环境科学. 2003, 25(4):48~62.
- [94] 左其亭, 周可法, 吴泽宁. 西部干旱区生态环境调控模式综合研究[J]. 水土保持学报. 2003, 7(5):23~27.

致谢

伴随着研究生的最后一篇论文的完成，我的校园生活也结束了。三年的硕士研究生学习生涯，感受颇多。现在能够顺利的进行硕士论文的答辩，这要感谢我的导师马金珠教授的悉心指导、帮助和支持。马老师不仅对我的论文选题和研究课题上给予了耐心指导，倾注了大量心血，而且在思想上、人生态度和意志品质方面给予了谆谆教诲和无微不至的关怀，我在学习和工作、生活上的每一点的进步都离不开马老师的亲切关怀和无私奉献。马老师严肃的科学态度，严谨的治学精神，精益求精的工作作风使我在学业上受益匪浅，在此我对我的导师马金珠教授表示深深的感谢和无比的敬意。

三年研究生生活构成了我人生中的一段重要旅程。在三年的时间里，我的老师、同学给我的关心和帮助，使我受益终身。感谢高前兆研究员、魏国孝副教授、张钰副教授、钱鞠副教授、杨芳老师在学习和生活过程中给予的指导和帮助；感谢师兄黄天明、师姐丁贞玉在学习上的指点和鼓励；感谢张辉、周向阳、贾冰、王云权、雷文娟、何建华师弟师妹和杨曦、聂中青、付士波等好友在论文完成的过程中提供的帮助和建议。

最后我要感谢我的父母，二十多年以来，他们在我的生活和成长方面倾尽心血，尊重我的个人选择，一直默默地支持我的成长道路，感谢他们的无私奉献。

谢谢！

周鲲鹏

2009年5月