



民族地区生态规划与可持续发展丛书

民族地区生态规划

ECOLOGICAL PLANNING IN ETHNIC
AREAS OF CHINA
STUDY ON ECOLOGICAL RESTORATION IN HUNSHANDAKE
REGION OF INNER MONGOLIA, CHINA

——内蒙古浑善达克生态恢复研究

彭羽著

中国环境科学出版社

中央民族大学“985工程”建设项目
高等学校学科创新引智计划(B08044) 资助出版

民族地区生态规划与可持续发展丛书

民族地区生态规划

——内蒙古浑善达克生态恢复研究

彭 羽 著

中国环境科学出版社·北京

图书在版编目(CIP)数据

民族地区生态规划: 内蒙古浑善达克生态恢复研究/彭羽著. —北京: 中国环境科学出版社, 2009.8

(民族地区生态规划与可持续发展丛书)

ISBN 978-7-5111-0055-9

I. 民… II. 彭… III. 沙漠—生态环境—研究—锡林郭勒盟 IV. P942.262.73

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2009)第 133288 号

责任编辑 张维平

封面设计 龙文视觉

出版发行 中国环境科学出版社
(100062 北京崇文区广渠门内大街 16 号)

网 址: <http://www.cesp.com.cn>

联系电话: 010-67112765 (总编室)

发行热线: 010-67125803

印 刷 北京市联华印刷厂

经 销 各地新华书店

版 次 2009 年 8 月第 1 版

印 次 2009 年 8 月第 1 次印刷

开 本 787×1092 1/16

印 张 8.25

字 数 180 千字

定 价 25.00 元

【版权所有。未经许可请勿翻印、转载, 侵权必究】

如有缺页、破损、倒装等印装质量问题, 请寄回本社更换

春天，温暖的阳光下洼地上，
漫步着拾粪的姑娘。
秋天，皎洁的银月下，
大路上蠕动着运草的车辆。

严冬，暴风猖獗的时候，
大戈壁便成为遮寒的屏障。
酷夏，烈日燃烧大地的时候，
人们在浓密的树荫下乘凉，歌唱。

蒙古族诗人纳·赛音朝克图诗歌《沙原——我的家乡》（1947 年）

纳·赛音朝克图（1914—1973），内蒙古正蓝旗人，蒙古族现代文学的奠基人之一，被称为“蒙古族的鲁迅”。诗中描绘了 20 世纪 40 年代的浑善达克沙地。

摘 要

本书从种群、群落、景观等水平研究了浑善达克沙地退化状况,发现浑善达克沙地生态系统退化严重。运用“以地养地”模式,建立自然保护地,能恢复浑善达克退化生态系统,同时能实现社区的经济。通过对自然保护区恢复潜力和可行性的分析,发现将“以地养地”模式推广到全旗,可实现全旗的可持续发展。运用自然保护区设计理论,对拟建自然保护区进行了设计,并对自然保护区-社区的区域可持续发展能力进行了分析,提出了可持续发展战略。有以下主要内容:

1. 浑善达克沙地榆树疏林种群在人为干扰下处于衰退期。研究表明,浑善达克沙地中部榆树疏林种群是一个数量处于下降的种群。中老龄级榆树较多,而年幼龄级榆树较少。种群静态生命表表明,幼苗库严重不足,种群进入中老龄期后,外界干扰(例如直接砍伐等)导致了个体较高的死亡量。按照一次平均推移法预测各龄级在未来 20 年、40 年、60 年及 100 年后的株数,老龄级株数将有所增加,而中幼年株数则下降。目前蓝旗榆种群中老年个体仍保持着比较旺盛的生殖能力,应该充分利用这一特征,采取适度放牧、严禁超载过牧、严禁乱砍滥伐等措施,促进天然更新。

2. 浑善达克沙地沙丘植物群落退化严重。浑善达克沙地中部典型固定沙丘调查表明,阴坡植物群落种类复杂,主要为耐阴乔木半乔木+灌木+柳灌丛类,群落较为稳定。阳坡主要以褐沙蒿、雾冰藜和虫实为主,种类组成较为简单,沙脊为沙蒿+半旱生杂草类,腰地形成木岩黄芪+半灌木半旱生杂草类。落沙地形成虫实+狗尾草优势群落,风蚀坑形成狗尾草+虫实+褐沙蒿优势群落。顶部则形成虫实单优势群落。固定沙丘退化严重,有活化的可能,需要加强保护,控制放牧强度。

3. 浑善达克沙地榆树疏林在景观水平上破碎化严重。研究发现榆树疏林斑块在全旗分布不均匀,斑块集中分布于北部苏木。其中有 20 个嘎查所含疏林斑块面积较多,占该旗疏林斑块总面积的 86%,是主要分布区。榆树疏林斑块密度较低,斑块边界割裂严重,斑块之间分离度高,大斑块较少,小斑块数量多。

4. 建立保护区可恢复浑善达克退化生态系统。运用“以地养地”模式,将大部分退化沙地围封保护,进行自然恢复;在小面积土地上建立了高产高效饲料基地,以向上一营养级提供足够的能量。结果表明,牲畜的压力逐步向小范围的土地集中,而大面积的退化草地借助自然力逐步恢复。群落生物量、平均高度和总盖度 2 年后均显著增加。植被组成方面,优质牧草比例提高。生态恢复不仅使自然生态系统得以恢复,而且带动了社会经济的发展,项目中的正蓝旗巴音胡舒嘎查牧民,在实验示范以后,年人均收入提高了 32%。在全旗自然保护区建成后,大量居民将从保护区内迁移到城镇中去,有利于提高城市化水平,有利于调整产业结构,对于当前逐渐发展的二、三产业有促进作用;同时,自然保护区面积扩大有利于城市人口增长,能为城市发展提供消费食物来源、水

源保障、环境保障。

5. 拟建自然保护区设计。按照景观规划理论、Diamond 自然保护区设计原则, 选择榆树疏林斑块集中分布区, 作为潜在核心区, 运用 ArcGIS 的缓冲区分析功能, 设计不同的宽度。同时调查斑块外不同距离样方与疏林斑块的群落相似度。由此而初步确定的核心区分布在正蓝旗 23 个嘎查, 面积 $1\,531\text{ km}^2$, 约占全旗总面积的 15%。根据核心区边界的生态、经济社会发展等因素, 以及保护核心区所需要的最小宽度、当地土地利用所能规划的最大宽度, 确定了不同区域的缓冲区宽度。由此而确定的缓冲区面积为 $1\,140\text{ km}^2$, 占保护区总面积的 11.2%。其他地区均设置为过渡区, 面积为 $7\,514\text{ km}^2$, 占保护区总面积的 73.8%。

6. 浑善达克自然保护区-社区的可持续发展。按照区域可持续发展理论, 对浑善达克自然保护区-社区的各个苏木、镇、牧场、示范区, 按照环境、经济、社会三个子系统进行了综合评价。发现可以按照区域可持续发展原则将正蓝旗划分为四个区域、两条畜产品产业带, 简称“四区两带”战略: 北部景观保护区、西部生态功能恢复区, 以自然保护和生态恢复为主; 中部社会经济服务区, 以经济社会发展为主, 集中建设好三个小城镇, 发展集约化畜牧业、生态旅游产业; 南部低山丘陵农业区, 以及沿国道、省道的畜产品产业带。

关键词: 浑善达克沙地 沙地榆树疏林 生态恢复 自然保护区

目 录

第 1 章 引 言	1
1.1 榆树以及浑善达克沙地榆树疏林	1
1.2 森林种群生态学研究动态	2
1.3 景观生态学与景观破碎化	5
1.4 森林生态系统的退化和恢复	5
1.5 草地生态系统的退化和恢复	6
1.6 自然保护区设计理论历史与进展	7
1.7 自然保护区规划设计的理论原则	9
1.8 保护区地点选择研究综述	10
1.9 区域可持续发展研究综述	11
1.10 本文研究的目的、意义和内容	14
第 2 章 研究地点与方法	16
2.1 研究区域概况	16
2.2 浑善达克沙地榆树疏林种群特征调查方法	18
2.3 浑善达克沙地榆树疏林草地群落特征调查方法	21
2.4 浑善达克沙地榆树疏林景观特征调查方法	22
2.5 浑善达克沙地榆树疏林草地生态恢复试验方法	23
2.6 浑善达克沙地建立自然保护区可行性的调查	24
2.7 自然保护区设计方法	24
2.8 浑善达克自然保护区区域可持续发展评价指标体系构建	25
第 3 章 浑善达克沙地榆树疏林种群特征	27
3.1 年龄结构	27
3.2 生命表分析	28
3.3 存活曲线	28
3.4 生存过程重建	29
3.5 种群数量动态的时间序列预测分析	30

3.6 分布密度	31
3.7 讨论	31
第4章 浑善达克沙地沙丘植物群落特征	34
4.1 种类组成和多样性	34
4.2 密度和物种相对密度	34
4.3 重要值	35
4.4 沙丘土壤特征	36
4.5 小结	37
第5章 浑善达克沙地榆树疏林景观特征	39
5.1 疏林斑块总体特征	39
5.2 疏林斑块面积特征	39
5.3 边界密度	41
5.4 斑块密度	42
5.5 斑块分离度	42
5.6 小结	42
第6章 浑善达克退化生态系统生态恢复的自然保护区潜力	43
6.1 退化沙地草地的自然恢复	43
6.2 退化榆树疏林的自然恢复	44
6.3 生态恢复试验的社会经济效益	45
6.4 建立自然保护区可行性分析	46
6.5 讨论	49
第7章 浑善达克自然保护区设计	52
7.1 核心区设计	52
7.2 缓冲区设计	56
7.3 小结	58
第8章 浑善达克拟建自然保护区与社区区域可持续发展	59
8.1 区域可持续发展能力评价	59
8.2 正蓝旗区域可持续发展战略	67
8.3 小结	73

第 9 章 总 结

75

9.1 浑善达克沙地榆树疏林种群在人为干扰下处于衰退期

75

9.2 浑善达克沙地榆树疏林草地群落特征表明沙丘植被退化程度严重

75

9.3 浑善达克沙地榆树疏林在景观水平上破碎化严重

76

9.4 建立保护区可以恢复浑善达克退化生态系统

76

9.5 建立自然保护区有利于浑善达克沙地地区经济发展

76

9.6 拟建自然保护区规划设计

77

9.7 浑善达克自然保护区与社区的可持续发展

77

参考文献

79

附录：浑善达克国家级自然保护区总体规划（2005—2020 年）

88

第1章 引言

1.1 榆树以及浑善达克沙地榆树疏林

本研究中的榆树为白榆。白榆 (*Ulmus pumila* L.) 属于榆科榆属落叶乔木, 树皮灰黑色, 纵裂。树冠圆球形, 小枝纤细, 灰色。叶椭圆状卵形或椭圆状披针形, 长 2~8 cm, 两面均无毛, 间或脉腋有簇生毛, 侧脉 9~16 对, 边缘多具单锯齿; 叶柄长 2~10 mm。花先叶开放, 多数成簇状聚伞花序, 生去年枝的叶腋。翅果近圆形或宽倒卵形, 长 1.2~1.5 cm, 无毛; 种子位于翅果的中部或近上部; 柄长约 2 mm。花期 3—4 月, 展叶期 4 月下旬—5 月上旬, 果期 4—5 月, 落叶期 10 月。白榆生长快, 材质好, 分布广, 适应性强。分布自东北到西北, 从华南至西南 (长江以南都系栽培); 朝鲜, 苏联和日本也有。枝皮纤维可代麻制绳、麻袋或作人造棉和造纸原料; 树皮可制淀粉; 嫩果、幼叶可食或作饲料; 种子榨油; 木材可作家具、农具; 果实、树皮和叶入药能安神, 治神经衰弱、失眠。白榆是喜光树种, 耐寒性强, 耐干旱、耐盐碱、抗风力强, 不耐水湿, 生长快, 寿命长 (中国树木志编委会 1981)。

白榆是我国固有的乔木树种, 是出现于第三纪地层的古老树种之一。在榆科树种中, 它分布最广, 面积最大。世界上白榆主要分布在中国北部广大地区以及中亚、哈萨克斯坦、外贝加尔、西伯利亚、蒙古、朝鲜等国家和地区。根据《诗经》、《新疆图志》、《温国文正司马公集》、《曹州府志》等大量历史资料记载, 我国古代白榆分布很广, 面积很大。特别是黄河下游历史上曾有白榆天然林分布。但是, 由于几千年来人类生产活动、战争、人为破坏和自然灾害等的影响, 白榆天然林面积不断缩小, 致使原来广大的自然分布区内现在很难见到大片的白榆天然林, 只有在交通不便或未受经济活动干扰的山谷、河滩或人烟稀少的内蒙古、新疆草原、荒漠地带才保存着。但是, 因白榆生长快、材质好、用途广、适应性强, 在广大农业区, 人们加速了对白榆的栽培和利用, 所以, 白榆人工林面积不断扩大, 成为普遍栽培树种之一 (张敦论等 1984)。

白榆天然分布于浑善达克沙地, 尤以锡林郭勒盟正蓝旗分布最为集中, 故有蓝旗榆之称。蓝旗榆 (*Ulmus pumila* L.) 属榆科榆属乔木, 为白榆的地理生态型变种 (陈静生, 郭蕃民 1960; 阎伟等 1997)。浑善达克沙地地区榆树生境的水热条件非常严酷, 是

必须能忍受 -49°C 的低温, $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 年积温 $1\ 800^{\circ}\text{C}$ 和年降水量 150 mm 的地区。因此, 该地区林木更加低矮, 林分更加稀疏(冯林 1989)。蓝旗榆生长在干旱草原生境中, 经过漫长的自然选择, 其基因不断地发生变异, 形成了蓝旗榆特有的生态适应性(蒋有绪 1983, 阎伟等 1997)。因此, 浑善达克沙地上的榆树个体矮化, 树高一般在 $10\sim 15\text{ m}$, 为乔木或亚乔木状, 树干弯曲; 枝密叶疏, 分枝多而柔软; 冠幅大, 能很好地起到防风固沙作用(马额泉 1990)。

沙地榆树疏林广泛分布在科尔沁沙地、浑善达克沙地东部和呼伦贝尔沙地的海拉尔河流域南部的沙地以及通辽平原沙地上。榆树总是以稀疏状态镶嵌在沙地草地上, 不形成真正的森林环境, 林冠下缺乏典型的森林草本植物和下木, 而草原旱生成分却较发达, 表现出明显的草原化特征, 因此称为沙地榆树疏林(徐文铎等 1998)。林下土壤比较干燥、地面凋落物很少。沙地榆树疏林适应半干旱草原气候, 并在沙生演替系列中形成顶级性群落, 尤其是浑善达克沙地正蓝旗的沙地榆树疏林, 这种地带性顶级群落表现得更为明显, 这里的沙地榆树以“蓝旗榆”著称于内蒙古全区, 是榆树疏林的代表性地段(徐文铎等 1998)。1976年, 正蓝旗内榆树疏林面积达到 $2\ 482\text{ hm}^2$ (内蒙古自治区农林局 1976)。

榆树疏林林分组成普遍单纯, 在自然界几乎很难找到混有其他树种的白榆混交林, 也少见它渗入其他森林之中。这可能与长期生存在特定的干冷生境而形成喜强光耐干旱以及根系具有某些排异物质有关。虽然林分组成单纯, 但是林下灌木和草本却丰富多样(冯林 1989)。在浑善达克沙地中部, 榆树长期适宜于干旱风沙的生境, 林分组成结构比较稳定, 没有任何树种能与之竞争, 不存在树种更替现象。但是封育能发生由灌草向榆树疏林的进展演替; 反之, 遭到人畜严重破坏, 则发生由榆树疏林向灌草丛的逆向演替(吴中伦 2000)。榆树疏林灌丛草原是浑善达克沙地植被演替的顶级群落, 是当地唯一能形成疏林的乔木树种。榆树疏林的存在不仅能够分散地面上的风动量、减少气流与沙尘之间的传递, 直接阻止浑善达克沙地起沙; 而且为鸟类提供栖息地、为林下植物提供一个较好的小环境, 对维持整个生态系统的结构与功能将起到重要的作用(李永庚等 2003)。浑善达克沙地白榆林生长条件差, 最大树高仅 14 m , 林分平均高 $5\sim 6\text{ m}$, 平均直径却达到 35 cm 。白榆林不仅稀疏, 树干弯曲也十分普遍(冯林 1989)。据内蒙古林学院孙岱阳等 1964年调查, 锡林郭勒盟沙地白榆天然林分布在海拔 $1\ 300\text{ m}$ 以下的沙丘和丘间低地。白榆成片状群团分布在沙丘的阴坡或坡脚。白榆幼林经牲畜破坏或大树砍伐或火烧后萌发而形成群团, 群团由丛生枝组成, 表现形式也不一致(张敦论等 1984)。

1.2 森林种群生态学研究动态

研究森林种群特征常常通过年龄结构、生命表、存活曲线以及空间分布格局等进行。种群个体数量变化是种群生态学的核心内容。对于种群生存研究, 动物种群主要采用种群生存力分析(Population Viability Analyses, PVA), 但在植物种群中进行PVA分析非常困难(Menges 2000)。植物种群中主要采用存活曲线方法, 存活曲线是通过把特定年龄组的个体数量相对于时间作图而得(Begon & Mortimer 1981, Ge & Chang 2001)。存活曲线有三种类型: 种群死亡率严重作用于年老的个体, 种群死亡率为常数, 种群死亡率严

重作用于年幼的种群个体。从生存曲线上也可以看出种群的未来发展趋势,因此,研究种群的生存曲线对于了解种群发生、发展和衰亡的机制具有重要意义。

研究种群动态特征的另一个重要内容是生命表和年龄结构。生命表(Life table)又叫死亡率表,是按照种群各年龄组的存活率和相应的各年龄组的生殖率编制的一览表。种群生命表分为动态和静态生命表两种,研究树木等长命木本植物一般用静态生命表方法。年龄结构(Age structure),指的是种群内各种不同年龄个体的数目,或者在种群中所占的百分率。年龄结构是种群的重要特征(Odum 1982)。林木中耐荫种的寿命一般较长,年龄分布多连续,甚至呈倒J形;不耐荫种的寿命短,年龄分布间断,多表现为同龄林(Oliver & Larson 1990, Lusk & Ogdon 1992)。研究林木种群年龄结构可推测同一期间发生的同一代林木的存活前景(Hutchings 1986)。年龄分布是出生率和死亡率分布的总和(Odum 1982)。林木种群因新个体补充状况不同,导致年龄分布的差异,研究林木种群的年龄结构有助于了解和预测森林的更新状况。因为顶极种多为耐荫种,生长慢,为了在上层开放后与先锋种竞争,因而采取在上层老龄木死亡前就已更新的策略,以提前抢占生长空间(Growth space),年龄结构呈异龄分布。Oliver和Larson(1990)把这种更新策略称为“提前更新”(Advanced regeneration)。森林演替过程中,物种组成和环境条件都在变化中,林木种群年龄结构也表现出演替进程。研究林木种群年龄结构可推测森林的演替史,了解森林的演替现状,预测其演替方向(Palik & Pregitzer 1992)。例如:红松幼年阶段在林冠下,因为光照不足,不断进行着发生—忍耐—消亡的循环过程。一旦上层解放,便迅速生长,入主上层,森林产生更新(阳含熙,伍业纲 1987)。

人为干扰常常使种群生存曲线、生命表出现很大波动。按照干扰的强度、频率和种类的组合影响,可把林木种群年龄结构分为三类:稀少的大干扰,如林火形成的空旷地(Opening),产生间断的年龄分布,同龄个体组成大斑块;中等频率的小干扰,如一株树倒造成的林窗(Gap),形成较连续的年龄结构,同龄斑块小;无外在的干扰,只有个体的衰老,导致连续的年龄分布(Lusk & Ogdon 1992)。例如兴安落叶松的种群,在高频率低强度大干扰后多形成二代型或多代型的年龄结构;而低频高强度大干扰后却易形成一代型的年龄结构(范兆飞等 1992)。干扰是影响种群年龄结构的重要因子之一。年龄结构与干扰存在明显的相关性,在年龄分布上出现的高峰往往和干扰相对应(范兆飞等 1992)。干扰在一定程度上决定了种群的年龄结构。不同的干扰状况(类型、强度、频率等)对种群年龄结构产生不同的影响。研究林木种群年龄结构可反映森林的干扰状况,并重建森林的干扰史(邱扬,杜建林 1997)。一般说来,大干扰(Major disturbance)形成一代林(Single cohort),小于扰(Minor disturbance)产生多代林(Multiple cohort)。干扰强度过大或过小都易形成一代林,中等强度的干扰易形成多代林(Oliver 1990)。极稀少的干扰大多产生年龄幅广阔的老龄林;中等频率的干扰多形成老龄林,易引起高强度的大干扰,最终形成一代林;极频繁的干扰大多形成多代林,甚至全龄林(Oliver 1990)。

植物种群的空间分布格局是指种群个体在水平空间的配置状况或分布样式。它反映了种群个体在水平空间上彼此的相互关系。植物的空间分布格局的研究对于确定种群特征、种群间相互关系以及种群与环境之间的关系具有非常重要的作用,是植物群落空间结构的基本组成要素,在测定分布格局的基础上进一步揭示群落的特征与本质十分必要(Gittins 1985)。种群分布格局是植物种群生物学特性对环境条件长期适应和选择的结果

(张文辉 1988; 彭少麟 1985)。群落中种群个体分布类型主要有三种类型: 随机型 (Random)、规则型或均匀型 (Regular or Uniform)、集群型 (Clumped)。有的研究者认为应该分为 4 个类型: 随机分布、均匀分布、集群分布和镶嵌分布 (查普曼等 1980, 李景文 1992, 郑师章等 1993)。镶嵌分布的特征是种群高度的簇生, 而这些集群之间又是规则的均匀分布。Merrel 则认为集群分布本身可以是随机的、均匀的或集群的。由于镶嵌分布的形成原因与集群分布相同, 因此镶嵌分布原归为集群分布, 后来把它独立为一类 (Whittaker 1970; Whittaker 1975), 但是一般提起种群的空间分布格局多指前三类。

一般情况下, 植物种群分布格局大都属于集群分布。在集群分布中, 植物种群个体分布极不均匀, 形成许多个体密集的丛块, 并在丛块间存在着间隙。其丛块大小、块内个体密度、分布以及丛块间的距离、丛块分布样式都随种的特性和群落生境而变化, 呈现出极其丰富多样的样式。为了分析分布格局的多样性, 建立了格局规模 (Pattern scale)、格局强度 (Pattern intensity) 和格局纹理 (Pattern grading) 等属性。格局分析是关于集群分布的规模、强度和纹理的研究。集群分布的种群个体通常是聚集成大小不等的斑块镶嵌在一起或生境中, 这种斑块的大小即格局的规模, 斑块与斑块之间的空隙就是格局的纹理。强度则是在规模之上的斑块间个体疏密差异的程度。因此, 种群格局规模、强度、纹理, 即斑块性或镶嵌性, 是种群等级集群 (hierachical clump) 的结果。种群格局的斑块性或镶嵌性也是了解群落结构的基础。

可用于测量植物种群分布格局的方法很多。用来检验某个植株分布格局实测数据, 是否与既定的分布格局类型的数学模型吻合或者偏离的显著型检验方法有: 负二项式法、方差/均值比率法 (也叫分布系数法)、Morisita 格局指数法、中心点四分法、 χ^2 检验法、Moore 检验法等常用的测定方法。但是, 同一样地采用不同的取样方法和计测方法可能会导致不同的结果。因此, 对种群分布格局的研究最好同时采用三种或者三种以上的测量方法, 对测定结果进行综合分析, 得到的结果会更加理想 (徐文铎等 1998)。在集聚强度的各项指标中, 负二项参数 k 易受样本容量和个体总数的影响, 随取样尺度的减小、样本容量增加, k 值迅速趋向于 0, 因而 k 值在不同取样尺度下一般不具有可比性。相对而言, 格林指数 GI 独立于样本中的个体总数, 可用于比较个体总数、样本的平均数和样本容量都不相同的样本中种群的集聚程度。同样, Morisita 指数不受样方大小的影响, 所得结果可表明个体在空间散布的非随机程度, 也是一个较好的测度指标。种群的分布格局在不同时间和空间尺度上都是变化的, 在不同的尺度上考察所得的结论可能不同, 单一尺度的格局信息是不完整的。针对不同尺度, 采取不同的分析方法会更为可观地反映种群格局。如大尺度格局分析方法——趋势面分析 (Gittins 1985), 中尺度格局分析方法——双向轨迹方差法, 小尺度格局分析方法——种毗连法 (张金屯 1994)。传统的格局测定方法只能测定单一尺度的分布类型, 而改进后的 Greig-Smith 相邻格子法可以测定不同尺度的分布类型。然而这种方法也存在一些缺陷。例如, 在 n 较大时, 区间距离过大, 从而导致所测定分布格局只适于 2 个较大区组之间的比较 (彭少麟 1996)。因而一些生态学家发展了一些无样地法来测定种群的分布格局, 但是无样地法的理论仍需完善 (彭少麟 1996)。随后又一种新的格局分析方法, 即点格局分析方法, 从而克服了由样方尺度的大小而带来的差异。但要求的取样面积应该相当大, 要将种群的各种分布格局

都包括其中(张金屯 1994),而且计算也相当复杂。分形理论在植物种群分布格局中,用计盒维数可以定量地反映出种群的空间生态位。虽然种群分布格局的测定方法很多,但使用频率最高的依然是样方法。野外调查的林木定位图可使人们对种群空间分布的规模有一个初步的了解,从而克服了由于取样尺度的大小带来的影响。当然,如果进行固定样地的调查,点格局分析法无疑是最佳的方法。

1.3 景观生态学与景观破碎化

景观生态学是一门研究景观空间格局对生态过程相互作用的学科,以景观结构、功能和动态变化为主要研究内容。景观生态学强调系统的等级结构、空间异质性、时空尺度效应以及人类活动的影响,特别是,人类活动加剧导致景观破碎化,对生物多样性的影响日趋严重,成为景观格局研究的重要内容(Turner & Gardner 1991)。景观破碎度是指自然分割及人为切割的破碎化程度。即景观生态格局由连续变化的结构向斑块嵌块体变化的过程的一种度量。景观破碎化主要表现为斑块数量增加而面积缩小,斑块形状趋于不规则,内部生境面积缩小,廊道被截断以及斑块彼此隔离(李哈滨等 1992;陈利顶等 2000)。景观破碎化是生物多样性丧失的重要原因之一(马克明等 2000;肖笃宁 1991),景观破碎化会对生存于其中的物种带来一系列的影响,如影响种群的大小和灭绝速率、扩散和迁入、种群遗传和变异、种群存活力等;改变生态系统中的一系列重要关系,捕食者—食物、寄生物—寄主、传粉者—植物以及共生关系等(邬建国 2000;肖笃宁 1991)。景观破碎化与人类活动密切相关,其变化也会引起原有景观在结构、功能及生态过程等多方面的变化。通过景观破碎化的分析,可在一定程度上揭示出景观稳定性和人类干扰程度,为景观管理和设计提供理论依据。

在景观生态学中,斑块就是“在性质或表面上与周围明显不同的区域”,而很多学者却认为,斑块可以根据研究的内容和要回答的问题来定义(McIntyre 1995)。斑块的面积、周长和形状构成了景观要素重要的组成部分:景观斑块特征。景观要素的斑块特征对物种动态、生境、物质循环和生物多样性的分布等都有重要的影响(Baskent & Jordan 1995, McIntyre 1995; Wahlberg *et al.* 1996)。斑块大小和隔离度还影响物种灭绝和定居,生境的破碎化限制了小斑块中物种数量的增加(Wahlberg *et al.* 1996)。

1.4 森林生态系统的退化和恢复

森林砍伐、气候变化、人口增长以及过度放牧,在很大程度上造成了全球每年有 150 万 km² 的土地变成荒漠。世界土地总面积的大约 40% 已经受到荒漠化影响,给世界每年造成 40 多亿美元的损失,受其影响的人口总数超过了 10 亿(Diallo 2003)。荒漠化问题已经成为全球关注的环境问题。保护和恢复森林生态系统,已成为各级决策部门的共识(肖寒等 2000),也成为恢复生态学的热点和重要内容。

森林生态系统的恢复,首先必须了解该森林的演替过程。森林的演替是以主要树种的更替为基础。其在各演替阶段群落中重要值的变化是其更替过程重要的群落生态学依据,主要树种更新幼苗和幼树的密度动态也是森林演替系列形态的一个重要指标。在森

林演替过程中,主要树种更新能力的大小是其在群落中能否取得优势种地位的后备保证。不同树种因其生物生态学特性不同,对随着群落的演替而改变了的生态环境适应能力不同而表现出不同的更新能力。退化森林的恢复属于次生演替。同原生演替系列相比,次生演替系列一个最主要的特点就是群落组成种类大大减少,而在群落中起决定作用的主要种类更为明显。当今的科技进步可以为局部的植被建设提供有限的和短期的技术支持,以一定的人为投入来改善局部生态环境,但大规模的植被建设必须以植被分布的自然地理格局为依据(于贵瑞等 2002),如果只注重在采伐迹地上的人工恢复,忽略对残存林分天然更新的抚育、采伐迹地上天然次生群落的生长,就有可能产生局部改善而整体恶化的局势(郭正刚,张自和 2001)。因此森林植被的恢复包括合理的人工恢复和以地带性植被为依据的自然恢复两个方面。

1.5 草地生态系统的退化和恢复

我国近 400 万 km^2 天然草地退化严重,90%的可利用天然草地有不同程度的退化,并以每年 200 万 hm^2 的速度递增,其中宁夏、陕西和山西的草地几乎全部退化(90%~97%),草原生态环境局部改善,整体恶化的趋势尚未得到扭转(国家环保总局 2002)。由于草地退化的加重,不仅使我国的经济蒙受巨大损失,而且也使得我国人多地少、沙进人退的局面一时无法得到根本的改观(刘国华 2000)。

浑善达克沙地草地是我国四大沙地之一,近年来退化比较严重,流动沙丘面积由 20 世纪 50 年代占沙地总面积的 2.3%增加到 20 世纪 70 年代中期的 8.2%和 20 世纪 80 年代末期的 13.0%,2002 年在沙地腹地达到 27%。很多学者将近年来沙地草地退化以及沙尘暴等频繁发生归结为干旱和持续的高温(王式功等 1996,叶笃正等 2000),也有学者认为浑善达克沙地退化主要是由于草畜平衡失调造成的(李青丰等 2001,王庆锁等 1999)。在调查了 50 年来浑善达克沙地温度、降水、光照、大气成分等自然因素的变化后,我们认为在短时间尺度内,人为原因是最主要的(蒋高明 2003),而自然因素引起退化的作用较小。近 50 年来,浑善达克沙地人口急剧增加(正蓝旗人口 1953 年为 12 523 人,2002 年为 78 728 人,增加了 6.3 倍),牲畜头数也急剧增加,仅正蓝旗牲畜头数就从 1957 年的 277 482 头只增加到 2001 年的 909 941 头,增加了 3.3 倍,而同期草场面积却因为开垦、城镇建设等下降了 43%,单位草场载畜量过大,导致草地退化(蒋高明 2003)。

如何治理退化沙地草地,国内外已经有大量和深入的研究报道(Sansom 1999,王让会 2001,刘国华等 2000,李青丰等 2001,董玉祥等 1993),有学者提出通过社区或者家族作用进行退化生态系统恢复(Kasusya 1998),但是强调自然生态恢复的较多(罗新正等 2003,彭红春等 2003,刘国华等 2000),就是将退化地区围封保护起来。这种措施虽然可以解决生态恢复问题,但是由此而产生的许多社会问题,常常使围封保护措施不能长期持续。如果在退化严重地区建立自然保护区,运用自然力进行生态恢复,进行生态移民;在保护区外建立生态小城镇,吸收生态移民,转变生产经营方式,调整产业结构,发展生态旅游;降低牲畜头数,改良畜群品种结构;在具备土壤肥力的小面积地段上建设高产高效饲料基地,从而可以实现生态恢复和经济可持续发展。

1.6 自然保护区设计理论历史与进展

建立自然保护区的主要目的是防止物种绝灭和生物多样性消失。为保护整个自然系统的完好和多样性,21 世纪初发展了保留面积技术——建立自然保护区 (Soule 1987),以避免人类对自然的干扰。虽然很多国家建立了自然保护区,然而几乎面临着相同的问题。自然保护区设计不科学就是其中问题之一。Reed Noss and Allen Cooperrider 在 1994 年评价美国自然保护区系统时尖锐地指出,虽然应当应用科学技术选择和建立自然保护区得到广泛认同,但是在实际操作中却没有得到贯彻 (Noss & Cooperride 1994)。

自然保护区设计理论的发展可以分为四个阶段:起源阶段、SLOSS 争论阶段、决策科学应用阶段和保护区网理论阶段。

1.6.1 起源阶段

自然保护区设计理论的起源相当偶然。在 21 世纪中叶,生态学因为缺乏理论严密性而遭到广泛批评。为了消除这种误解,美国的 Robert H. MacArthur 和 Edward O. Wilson 发展了一个新的生态学研究方法,这种方法意外地和保护生物学密切联系起来。他们的创新理论称作“平衡理论”,主要内容为:一个远离大陆的岛屿,生境岛面积越大,物种灭绝率越小,生境多样性越大,生物多样性丰富;隔离程度越高,物种迁入率越低,物种丰富度越低,面积大而隔离程度又低的自然保护区具有较高的平衡种丰富度的功能 (MacArthur & Wilson 1967)。种-面积关系的经典形式可表示为某一区域的物种数量随面积的幂函数增加而增加 (Preston 1962)。 S 表示物种数, A 表示面积,则 $S=KA^Z$ 。 K 和 Z 均为常数,此公式适用于大陆和岛屿的动植物物种。40 年来,这个理论几乎是自然保护区设计的基础,至今仍然很有影响。1975 年,Edward O. Wilson 和 E. O. Willis 合作阐明了平衡理论在自然保护区设计上的应用。自然保护区被假设成为处“人类海洋”包围的孤岛,在严格保护下,孤岛上的物种多样性可以保持动态平衡 (Wilson & Willis 1975)。生态学家 John Terborgh 和 Jared Diamond 继续着相同的研究 (Terborgh 1975, Diamond 1975)。一旦一个保护区岛屿被创建,物种多样性就会逐渐下降,随着物种消亡和迁入,会逐渐达到一个新的平衡。自然保护区设计的问题就是选择大小和形状,以使物种消失的最少。Diamond 等人根据岛屿生物地理学的“平衡理论”,提出了一套自然保护区设计原则,1980 年,世界自然保护法则 (the World Conservation Strategy) 采用了 Diamond 设计原则作为自然保护区设计基本原则 (IUCN 1980),引起了著名的“SLOSS”辩论。

1.6.2 SLOSS 争论阶段

一个大的自然保护区是否优于几个小的自然保护区?这就是著名的 SLOSS (single large or several small) 论战。Daniel Simberloff 和 Lawrence G. Abele 在 1976 年最先提出疑问,认为岛屿生物地理学没有得到验证,在一些情况下,几个小的物种庇护地比一个大面积庇护地包含更多的物种 (Simberloff & Abele 1976a)。Simberloff 并且指出“岛屿”内物种结构可能是由于竞争造成的 (Simberloff 1980),而不是平衡的。Diamond 回应了 Simberloff 和 Abele 的质疑,重新肯定了理论 (Diamond 1976),并且指出他们的质疑如

果被土地开发商利用,将不利于物种保护。Simberloff and Abele 对于自己可能的负面影响表示歉意,同时认为把岛屿生物地理学应用到政治呼吁中有些为时过早 (Simberloff & Abele 1976b)。Noss and Cooperrider 则认为,自然保护区应当更重视生态学家的经验而不是抽象的原则 (Noss & Cooperrider 1994)。当争论到的科学方法时,自然保护区设计的争论陷入僵局 (Gilbert 1980)。科学家们注意到自然保护区的选择、设计问题比以前想象中的更为复杂,应用到现实中更为困难。虽然制定了一般的自然保护区设计原则,但是当进行一个具体的保护区设计时,如何设计又另当别论 (Diamond & May 1981)。当进行一项自然保护生态工程建设时,物种之间的生态关系、物种迁移率、死亡率的详细生态研究是必要的。C.R. Margules and M.B. Usher 指出,土地是被利用还是被保护,必须比较土地经济价值和其生物多样性保护的价值 (Margules & Usher 1981)。在回顾了过去 20 年野生动植物价值评估标准后,他们总结了 18 个普遍应用的政治、科学和社会标准。

对于 SLOSS 辩论,澳大利亚和英国的参与者则更为冷静,C.R. Margules, A.J. Higgs, 和 R.W. Rafe 在 1982 年出版的著作中指出,自然保护区设计的统一标准不会一致,针对不同保护区的一系列不同标准是可行的,包括物种丰富度最大化、降低人类干扰等 (Margules *et al.* 1982)。他们认为,不应当陷入理论实证的争论,保护区决策时应当考虑尽量多的影响因素。在很大程度上,这种观点与 Simberloff 和 Abele 的较为一致 (Simberloff & Abele 1982)。Simberloff and Abele 列出了几个相关影响因素,包括经济、社会因素,当地居民的评估和生活方式,当地居民可能更为关心自己得到多少补偿和利益,而不在乎自然保护区设计的科学不科学,也就是说,不管自然保护区建设设计的多么科学,如果当地居民利益受损,得不到足够的补偿,保护区的功能也会受损。

在保护生物学家 Michael Soulé 联合下,1986 年,Simberloff 认为争论是停止的时候了 (Soulé & Simberloff 1986)。他们解释了争论产生的原因。他们把问题聚焦到一个物种能够尽可能长期存活的最小种群。他们认为保护区应当尽可能得大,而且数量要多,虽然很多小的保护区在严格保护下也可能发挥作用 (Higgs 1981, Noss & Cooperrider 1994)。

1.6.3 决策科学应用阶段

随着理论争论告一段落,自然保护区设计开始朝着应用科学发展,包括决策方法、运筹学、计算机辅助技术等的应用。20 世纪 80 年代,自然保护区的设计方法研究作为一个新面孔——一个交叉科学出现 (Tortegas *et al.* 1971, Church & ReVelle, 1974, Wright *et al.* 1983)。人们开始应用运筹学设计自然保护区 (Kirkpatrick 1983, Cocks & Baird 1989, Williams & ReVelle 1997)。为了选择保护地点、保护区形状,实现保护目标,运筹学、计算机软件等技术在此得到发展。C.R. Margules 和 M.B. Usher 总结了 18 个普遍应用的政治、科学和社会标准用以评估一个地方是否可以建立保护区 (Margules & Usher 1981)。然而这些标准难以量化,难以操作。一个地区的保护区价值评估仍然是最为棘手的问题之一。Levin Simon 认为,该地区的生物多样性就是保护的价值,因为生态系统提供了人类得以生存的重要服务功能 (Levin 1999)。澳大利亚的保护生物学家们在 1988 年指出,自然保护区设计研究应当侧重如何选择保护地点、如何确定一个地点的保护价值 (Margules *et al.* 1988)。从此,自然保护区的选择开始作为一个决策科学进行研究。决策方法、最优化方法的应用被认为是自然保护区设计的重要进步,它们有助于平衡不同目标和策略系