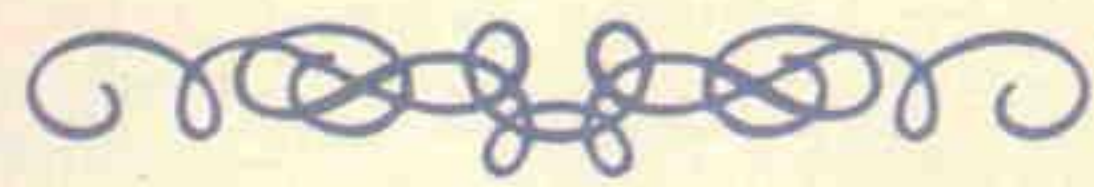


CHINA

地球科学系列



国家自然科学基金研究专著
NATIONAL NATURAL SCIENCE FOUNDATION OF CHINA



环青海湖地区草地蝗虫 遥感监测与预测

倪绍祥 主编



上海科学技术出版社

· 地 · 球 · 科 · 学 · 系 · 列 ·



国家自然科学基金研究成果专著出版基金资助

CHINA

ZWJC
2003
S812
5



国家自然科学基金研究专
NATIONAL NATURAL SCIENCE FOUNDATION OF CHINA



环青海湖地区草地蝗虫 遥感监测与预测

倪绍祥 主编



上海科学技术出版社



3 0797 6766 5

内 容 提 要

本书以环青海湖地区为研究区,利用编者多年实地调查所获得的丰富资料,在依据昆虫学原理与方法的基础上,借助现代遥感技术,对研究区草地蝗虫的监测与预测进行了探讨。全书分为上、下两篇:上篇包括第1—7章,从整个研究区角度,探讨了草地蝗虫生境的监测、评价方法以及对草地蝗虫发生的预测方法;下篇包括第8—11章,从样区研究角度,探讨了如何采用空间统计与空间插值方法分析草地蝗虫的空间分布状况,并分析了草地蝗虫与植被之间的相关性,以及论述了草地蝗虫发生的遥感监测原理与方法。

本书可供从事蝗虫发生和防治及遥感应用领域的科研人员和实际工作者参考,并可供相关领域的高校师生参考。

图书在版编目 (C I P) 数据

环青海湖地区草地蝗虫遥感监测与预测 = Monitoring and Prediction of Rangeland Grasshoppers in the Region around Qinghai Lake Based on Remote Sensing Technology / 倪绍祥主编. —上海: 上海科学技术出版社, 2002.12

ISBN 7-5323-6777-0

I. 环... II. 倪... III. 遥感技术—应用—草地—蝗科—虫害测报—青海省 IV. S812.6

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2002)第 084771 号

责任编辑 孙庆安 张跃进

上海科学技术出版社出版发行

(上海瑞金二路 450 号 邮政编码 200020)

上海新华印刷厂印刷 新华书店上海发行所经销

2002 年 12 月第 1 版 2002 年 12 月第 1 次印刷

开本 787 × 1092 1/16 印张 16.25 插页 8 字数 383 千

印数 1—1 500 定价: 36.00 元

本书如有缺页、错装或坏损等严重质量问题,
 请向本社出版科联系调换

本书编写人员

主 编：倪绍祥

副 主 编：巩爱歧 蒋建军 韦玉春 王杰臣

编写人员：Frithjof Voss(德) 王薇娟 张生合 查 勇 邓自旺
张洪亮

序 一

经过建国初期政府与群众的大规模灭蝗运动,我国境内的蝗灾已非常罕见,但并未根除。东部黄河、淮河下流及沿海湿地蝗灾偶尔仍有萌发,今后在保护湿地的同时,决不可放松警惕;西部草地土蝗,破坏牧区草场的事件,仍很猖獗。退耕还林还草还湖之后,更必须未雨绸缪,防患于未然!蝗虫的遥感监测与预警体系的建立,对我国经济社会的稳定与农业的持续发展,特别是对我国西部大开发与江河上游生态与环境的保护,是至关重要的。

就全球范围而言,由于气候变暖与人类不合理的土地利用的影响,土地荒漠化继续加剧。南亚飞蝗和澳洲飞蝗的威胁依然十分严重。早在20世纪60年代末,地球资源卫星、气象卫星图像和航空雷达,就开始应用于飞蝗的跟踪监测与防治。1977年,我国遥感代表团访问英国时,英国首先推荐的参观单位就是蝗虫研究所,该所利用陆地卫星图像圈定在印度次大陆可能生成蝗灾的疫源地,监测土壤温度、湿度与草地叶绿素含量的变化及其与蝗虫萌发有关的生态条件;同时利用气象卫星监测季风的强弱与锋面进退。当蝗群起飞时用航空雷达监测它们的行踪,当蝗群飞至阿拉伯半岛和尼罗河上空时,往往由于锋面风向的变化而受阻,大量蝗虫集中迫降,那时就派飞机喷洒药物消灭这些蝗虫,从而缓解了蝗灾对西北非洲农作物的威胁。同样的方法也用于监测澳洲飞蝗对马达加斯加和南部非洲国家的迁徙。在我参观时,该所的这些工作已持续了10年,成效相当显著,给我留下了很深刻的印象。

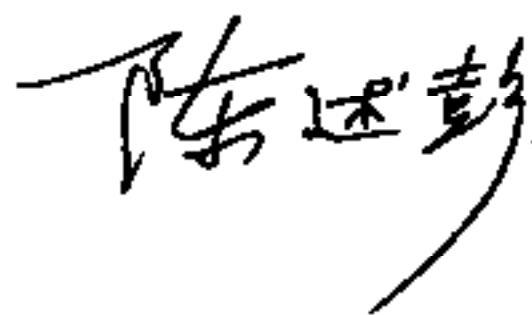
温带荒漠草原的草地蝗虫,特别是青藏高原的草地蝗虫,其种群生态与环境,与南亚飞蝗和澳洲飞蝗有所不同,监测和防治也需要因地制宜,另辟蹊径。我国东部蝗区穿插于广大农耕地区之间,昆虫学家和植保工作者曾经做过大量深入而富有成效的工作,取得了辉煌的防灾成果;而青藏高原的草地蝗虫,生态学研究刚刚起步,青海湖区草地蝗虫的遥感监测与预警预报更是创举,不仅填补了我国草地蝗虫研究与防治的空白,同时这种对高原草地蝗虫研究与防治的探索,也是一项全球性的新贡献。

草地蝗虫的遥感监测是一个涉及生命科学、地球科学与信息科学交叉的新领域,是一项复杂的空间信息系统工程。面对如此复杂的生态工程,或者从系统的全球研究(global study)着手,演绎细化,如前所述英国蝗虫研究所的工作模式;或者从典型的样区分析(case study)着手,归纳提高,如本书青海湖区草地蝗虫的遥感监测的研究成果。两者各有千秋,殊途而同归,都是研究蝗灾必不可少的基础性调查研究工作。

南京师范大学地理科学学院地图与遥感研究所所长倪绍祥教授,率领他的研究集体,在环青海湖区周围万余平方千米范围内,对草地蝗虫的生态特征与生存环境,进行了深入的调查研究并借助于陆地卫星遥感图像与地理信息系统,持续多年进行实地调查与验证,进而划分草地蝗虫的生境类型,评估潜在的发生与成灾的可能性,初步建立了预测预报模型,提出了建立草地蝗虫测报系统的构想,同时提出草地蝗虫样区研究方案,采用空间统计分析方法,剖析草地蝗虫密度与植被生境的定量指标,提高了草地蝗虫的遥感监测理论与方法的科

学水平。这些工作也为其他蝗区监测与防治提供了借鉴。

谨此,对作者们结合国情,抓住特色,开拓进取的科学精神表示敬意,同时也对本书所展示的知识创新和技术创新的成果表示祝贺!



中国科学院院士,第三世界科学院院士,国际欧亚科学院院士
2002 年植树节

序 二

从世界范围来说,多数国家都发生过蝗灾,故蝗灾堪称世界性灾害。在我国历史上,蝗灾与水灾、旱灾并称为危害农业生产和人民生活的三大自然灾害。据记载,20世纪50年代我国东亚飞蝗的发生面积约为400万公顷。由于党和政府的重视和及时采取防治措施,后来蝗区面积逐渐减小,蝗灾基本得到了控制。但从80年代起,特别是90年代,因气候变化等多种复杂原因,蝗灾有死灰复燃之势。在80年代,10多个省的部分稻区发生稻蝗,总面积达400多万公顷。进入90年代情况越来越严重。例如,1999年6月12日“北京晚报”报道:“人蝗大战在河北”,记者每走一步就会踩死十几只蝗虫;同年6月19日“北京晨报”报道:九省市十几万人围剿“蝗军”,在白洋淀地区的蝗虫密度达到每平方米上千头。与此同时,新疆、青海、内蒙古等省区的草地蝗虫也有扩散、蔓延、暴发之势,草地蝗虫给这些地区的草原和畜牧业带来了日益严重的危害。

以往我国在蝗虫的防治上主要依靠传统手段,尽管投入了大量人力物力,但在蝗虫大发生年份,常会因贻误防治适期而造成重大损失。因此,迫切需要开展蝗虫发生的预测预报研究。借助遥感先进技术手段对蝗虫发生进行预测预报,有利于人们及时采取防治措施和对蝗虫灾害进行可持续控制。

南京师范大学地理科学学院的博士生导师倪绍祥教授在遥感技术方面进行了长期和开拓性的研究,具有丰富的研究经验。近几年来,在国家自然科学基金的资助下,由他率领的课题组对青海湖地区的草地蝗虫进行了深入研究。利用在多年实地调查中所获得的丰富的第一手资料,借助遥感技术和昆虫学原理,并吸取近年来国外的成功经验,系统和全面地研究了青海湖地区草地蝗虫的发生与生态环境的关系以及草地蝗虫发生的预测预报原理和方法,初步建立了草地蝗虫发生的预测预报模型和技术系统,在此基础上撰写了《环青海湖地区草地蝗虫遥感监测与预测》一书。书中,分别对草地蝗虫生境,草地蝗虫的生物学特性及危害,草地蝗虫潜在发生可能性评价,草地蝗虫发生与植被、气候、地形、土壤等因素之间的相关性,以及草地蝗虫发生的遥感监测原理和方法等均作了详细和深入的论述。除了大尺度的区域性研究外,还有小尺度的样区详细研究。全书资料丰富,内容充实,定性定量分析兼顾,图表文字相见益彰,每章之后均附有经过精选的参考文献,方便读者进一步学习探讨。

本书写出了应有的水平,也写出了撰写者的创见心得,反映了我国当前蝗虫研究的水平,填补了我国借助遥感先进技术手段对蝗虫进行预测预报的研究空白。本项研究成果,不仅为青海湖地区草地蝗虫的防治提供了切实可行的科学依据,也为国内其他草原牧区蝗虫的防治提供了很好借鉴。

我相信本书的面世,将为我国广大蝗虫研究和治理工作者所喜爱,为他们进行蝗虫防治研究和实践提供有益的帮助,同时,本书也为我国科学研究增添了新的成果,真是可喜可贺。

我由衷地祝贺本书撰写者为我国“持续控制蝗灾”提供了先进技术,谨在此向他们致以深切和诚挚的敬意。



中国科学院上海昆虫研究所研究员
2002 年元月 22 日于上海

前 言

草地蝗虫是为害我国广大牧区的一种重要害虫。就青海省而言,全省受蝗虫为害的草地面积超过 5000km²。在成灾年份,草地蝗虫的平均密度可达 150~200 头/m²,最高密度甚至超过 1000 头/m²,据粗略估算,直接经济损失高达 4000 余万元。青海湖周围地区是青海省草地的集中区域,也是草地蝗虫防治的重点区域。对该区草地蝗虫进行及时和有效防治,不仅有利于青海省牧区畜牧业的健康发展,而且也有利于地区经济和社会的可持续发展。

目前,包括青海湖地区在内的我国草原牧区草地蝗虫的灭治,几乎全部依靠化学药剂喷洒,生物防治尚处于试验阶段。化学药剂喷洒虽有一时成效,但要耗费大量人力物力,而且还会给环境带来不利影响。此外,广大牧区面积辽阔,交通又极为不便,再加上防治人员、防治经费和设备严重不足,因此尽管国家和地方每年投入大量防治资金,但效果很不理想。尤其是在草地蝗虫大发生年份,常会因贻误防治适期而造成牧草的重大损失。因此,借助遥感等先进技术手段进行草地蝗虫的预测预报,已成为一项刻不容缓的任务。

在西方发达国家,从 20 世纪 80 年代初期起就已尝试将卫星遥感技术应用于蝗虫防治的研究。由于蝗虫尤其是草地蝗虫的个体很小,难于通过遥感直接进行监测,因此国外一般都采用间接方法,即通过对蝗虫生境(habitat)的研究和评价去实现对蝗虫可能发生地点和发生情况的监测。在研究工作早期,几乎都采用美国 Landsat MSS 资料,后期则多应用 Landsat TM 或 NOAA AVHRR 资料。近年来,国外又开始尝试应用数量分析方法建立蝗虫预测预报的定量模型,同时,地理信息系统(GIS)技术也已开始应用于蝗虫的分析和预测预报。但国外的研究尚存在某些不足之处,例如在运用遥感技术时,大多局限于对蝗虫生境的遥感图像分类、制图和评估,而对蝗虫生境类型及其参数与蝗虫种群结构和动态变异之间关系的研究不多或不够深入;已提出的蝗虫发生和成灾的预测预报模型大多只是提供了一些模型的背景信息,能实际应用于蝗虫发生预测预报的模型很少;此外,遥感与 GIS 技术在蝗虫研究中还未得到很好的结合。

建国以来,党和政府对我国蝗虫的防治十分重视,为此已投入大量的人力和物力。特别是在我国东部的广大农区,昆虫学家和植保工作者已做了大量深入和富有成效的研究,积累了许多丰富的经验。相对而言,对栖息于西部广大草原地区的草地蝗虫的研究还相当薄弱。不仅如此,对草地蝗虫的现有研究主要局限于草地蝗虫的分类学研究,生态学研究开展不多,而青藏高原地区的草地蝗虫生态学研究更处于起步阶段。另外,从研究手段来说,利用遥感等先进技术进行草地蝗虫的预测预报目前我国尚属空白领域。

由国家自然科学基金委员会资助的“环青海湖地区草地蝗虫生境综合定量评估的遥感研究”和“遥感与 GIS 支持下的草地蝗虫预测模型与技术系统研究”课题,以环青海湖地区为研究区,通过对 Landsat TM 图像的数字处理,并借助地理信息系统技术,在连续数年实地调查和收集资料的基础上,对该地区草地蝗虫的生境类型进行了划分,并对这些生境类型的草地蝗虫潜在发生和成灾的可能性进行了评估。此外,在草地蝗虫发生与各类生境因子关系

分析的基础上,初步建立了草地蝗虫发生的预测预报模型和技术系统。本书主要利用这些探索性研究的成果并参考了国内外有关研究成果撰写而成。我们期望此书的编写和出版,不仅能对环青海湖地区草地蝗虫的防治有所裨益,而且也能作为国内其他草原牧区草地蝗虫的防治提供借鉴,并弥补我国借助遥感等先进技术进行草地蝗虫预测预报研究的空白。

本书分上、下两篇。上篇包括第1—7章,从整个环青海湖地区角度,探讨草地蝗虫生境的监测、评价及蝗虫发生的预测。其中,第1章论述蝗虫研究的目的和意义,以及国内外蝗虫测报方法的进展;第2章说明环青海湖地区的生态环境特征及草地蝗虫的种群结构、生物学特性及为害状况;第3章论述草地蝗虫生境分类的原则和方法及分类方案;第4章分析了研究区各类生境因子与草地蝗虫发生的关系;第5章探讨利用遥感技术对研究区的草地蝗虫生境进行分类,并针对草地蝗虫潜在发生可能性进行评价;第6章论述草地蝗虫种群变化预测模型及其应用;第7章阐述遥感与GIS在研究区草地蝗虫测报中的应用。下篇由第8—11章组成,为在较小空间尺度上的样区研究。其中,第8章介绍试验样区情况和采样设计方案;第9章采用空间统计和空间插值方法分析试验样区草地蝗虫的空间分布状况;第10章着重分析草地蝗虫与植被之间的相关性;第11章论述草地蝗虫发生的遥感监测方法。

在研究过程中,承蒙国家自然科学基金委员会地学部宋长青、冷疏影、郭庭彬、赵楚年、吕克解等教授的关心和指导。青海省草原总站王志远、李韬、石树堂研究员以及王孝发、杜铁瑛、范青慈、蒋湘等同志不辞辛苦参加了部分野外调查并给予技术指导。美国怀俄明大学农学院 Jeffrey Lockwood 教授和已故美国萨里斯堡州立大学人类学系的 K. Peter Lade 教授曾应邀到研究区进行过考察和指导。此外,中国科学院院士、河北大学生物系印象初教授,中国科学院上海昆虫研究所夏凯龄研究员,中国科学院动物研究所陈永林、李鸿昌、康乐研究员,中国科学院西北高原生物研究所彭敏、陈桂琛和马世震研究员及青海省气象研究所周陆生研究员等也给予了本研究大力支持和指导。青海省海南州项目办,刚察县、共和县畜牧局草原站,刚察县气象站,青海省畜牧厅铁卜加草原改良站及湖东种羊场、三角城种羊场及青海省气象研究所等单位也给予了本研究以大力支持。河南省平顶山师范专科学校梁亚红副教授参加了部分研究工作。谭少华副教授协助校核了部分参考文献。本书初稿完成后,承蒙南京农业大学昆虫学系博士生导师翟保平教授精心审阅并提出宝贵修改意见。特别令我们感到欣慰和荣幸的是,我国遥感与GIS学科的开拓者、中国科学院院士陈述彭研究员以及我国老一辈著名蝗虫研究专家、中国科学院上海昆虫研究所夏凯龄研究员在百忙中分别为本书作序。在此,我们一并致以深切和诚挚的感谢。

课题组由衷地感谢国家自然科学基金委员会对本项研究的连续资助。同时,感谢德国柏林工业大学(Technical University of Berlin)、美国怀俄明大学(University of Wyoming)及美国洛克菲勒基金会(The Rockefeller Foundation)对研究工作的支持。

草地蝗虫遥感监测是地学与昆虫学之间的一项跨学科研究,由于我们的研究水平有限,又受到知识领域的限制,书中难免存在不足或谬误之处,敬请专家和读者不吝赐教。

作 者

2002年1月

目 录

序一	1
序二	1
前言	1
上篇 环青海湖地区草地蝗虫遥感监测与预测的区域研究	1
第 1 章 蝗虫与蝗虫测报研究的目的与进展	3
§ 1.1 蝗虫与蝗虫测报研究的目的和意义	3
1.1.1 蝗虫研究的重要性与迫切性	3
1.1.2 蝗虫测报及其意义	6
§ 1.2 国内外蝗虫研究简史	6
1.2.1 国内蝗虫研究简史	6
1.2.2 国外蝗虫研究简史	7
§ 1.3 蝗虫测报的现状与进展	8
1.3.1 蝗虫测报的目的	8
1.3.2 草地蝗虫测报技术概述	9
1.3.3 草地蝗虫测报方法进展	11
§ 1.4 遥感与地理信息系统及其在草地蝗虫测报中的应用	13
1.4.1 遥感	13
1.4.2 地理信息系统	15
1.4.3 “3S”技术在蝗虫测报中应用的现状与前景	17
参考文献	19
第 2 章 环青海湖地区的生态环境与草地蝗虫概况	25
§ 2.1 青海湖及环湖地区概况	25
2.1.1 青海湖	25
2.1.2 环湖地区社会经济概况	26
§ 2.2 环湖地区自然环境概况	29
2.2.1 地质与地貌	29
2.2.2 气候	31
2.2.3 水文	33
2.2.4 植被	34

2.2.5 土壤	38
§ 2.3 环湖地区草地蝗虫概况	39
2.3.1 草地蝗虫的种群结构	39
2.3.2 草地蝗虫的生物学与生态学特性	40
2.3.3 草地蝗虫的发生与为害状况	44
参考文献	47
第3章 环青海湖地区草地蝗虫的生境	48
§ 3.1 草地蝗虫的生境	48
3.1.1 昆虫生境的概念与涵义	48
3.1.2 昆虫生境因子及其作用	49
3.1.3 草地蝗虫生境类型及其特性	52
§ 3.2 环湖地区草地蝗虫生境的分类	54
3.2.1 草地蝗虫生境分类的原则与方法	54
3.2.2 环湖地区草地蝗虫生境的分类方案	57
参考文献	59
第4章 环青海湖地区生境因子与草地蝗虫发生的关系	60
§ 4.1 生境因子与草地蝗虫发生关系研究的意义	60
4.1.1 研究意义	60
4.1.2 草地蝗虫生境因子的构成	60
§ 4.2 气候因子与草地蝗虫发生的关系	61
4.2.1 气候因子与草地蝗虫关系概述	61
4.2.2 气温对草地蝗虫的影响	63
4.2.3 降水量对草地蝗虫的影响	65
4.2.4 气温与降水的年际变化对草地蝗虫的影响	67
4.2.5 温雨系数与草地蝗虫的关系	68
4.2.6 气候的空间变化对草地蝗虫分布的影响	70
§ 4.3 地形因子与草地蝗虫发生的关系	71
4.3.1 海拔高度与草地蝗虫的关系	71
4.3.2 坡向和坡度与草地蝗虫的关系	73
§ 4.4 土壤因子与草地蝗虫发生的关系	75
4.4.1 与草地蝗虫发生有关的土壤性质	75
4.4.2 环湖地区的土壤对草地蝗虫的影响	76
§ 4.5 植被因子与草地蝗虫发生的关系	79
4.5.1 植被与草地蝗虫的关系	79
4.5.2 环湖地区的植被与草地蝗虫的关系	80
§ 4.6 人类活动与草地蝗虫发生的关系	84
4.6.1 蝗虫治理	84

4.6.2 放牧活动	84
4.6.3 其他人类活动	86
参考文献	88
第5章 环青海湖地区草地蝗虫生境的遥感分类与评价	90
§ 5.1 遥感图像计算机分类的理论基础	90
5.1.1 遥感图像计算机分类概述	90
5.1.2 遥感图像计算机分类原理	90
5.1.3 遥感图像计算机分类步骤	92
§ 5.2 草地蝗虫生境遥感分类的前期工作	93
5.2.1 信息源	93
5.2.2 遥感图像的预处理	94
5.2.3 多波段彩色合成处理与主成分分析	97
§ 5.3 TM 图像的草地蝗虫生境计算机分类	100
5.3.1 非监督分类	100
5.3.2 监督分类	106
§ 5.4 草地蝗虫生境的评价	115
5.4.1 生境评价的原理与方法	115
5.4.2 生境评价因素因子体系的建立	115
参考文献	119
第6章 草地蝗虫预测模型及其在环青海湖地区的应用	120
§ 6.1 草地蝗虫预测概述	120
§ 6.2 现有草地蝗虫预测模型评述	121
6.2.1 有效基数预测模型	121
6.2.2 二态马尔柯夫链模型	124
6.2.3 灾变论模型	128
§ 6.3 模糊综合评判与模糊聚类及其理论基础	132
6.3.1 模糊学方法的产生背景及其应用	132
6.3.2 模糊综合评判	133
6.3.3 模糊聚类	136
§ 6.4 模糊综合评判在环湖地区草地蝗虫研究中的应用	139
6.4.1 草地蝗虫生境因子的多级模糊综合评判	140
6.4.2 事例与分析	144
§ 6.5 环湖地区草地蝗虫生境的模糊聚类	146
6.5.1 方法与步骤	146
6.5.2 对聚类结果的分析	148
§ 6.6 草地蝗虫发生强度的模糊综合评判	149
6.6.1 步骤	150

6.6.2 事例与分析	152
6.6.3 对模型的讨论	153
参考文献	154
第7章 遥感与GIS支持的环青海湖地区草地蝗虫测报方法	155
§ 7.1 草地蝗虫测报过程及应用遥感与GIS的优越性	155
7.1.1 草地蝗虫测报过程简析	155
7.1.2 遥感与GIS技术用于草地蝗虫测报的优越性	157
§ 7.2 多源空间数据的匹配	158
7.2.1 投影变换的类型	158
7.2.2 投影变换的表查找法	159
§ 7.3 普通地图要素信息的获取	161
§ 7.4 草地蝗虫生境因子信息的提取	163
7.4.1 地形因子信息的提取	163
7.4.2 气象因子信息的提取	165
7.4.3 其他生境因子信息的提取	171
§ 7.5 建立草地蝗虫测报系统的某些构想	174
7.5.1 测报系统建立的可行性	175
7.5.2 与建立测报系统有关的几个问题	175
参考文献	178
下篇 环青海湖地区草地蝗虫遥感监测与预测的样区研究	179
第8章 试验样区与采样设计	181
§ 8.1 试验区域自然特征概况	181
§ 8.2 调查方案	182
8.2.1 路线调查区域与系统采样区概况	182
8.2.2 样区研究的步骤	183
§ 8.3 采样内容	184
8.3.1 采样指标的选取原则	184
8.3.2 采样指标	184
§ 8.4 主要指标的采样设计	186
8.4.1 采样方法	186
8.4.2 采样数量	187
8.4.3 采样设计	187
§ 8.5 其他有关数据及数据分析方法的说明	188
8.5.1 其他有关数据	188
8.5.2 数据分析方法的说明	188
参考文献	189

第 9 章 草地蝗虫种群密度的空间分布特征	190
§ 9.1 蝗虫种群密度空间分布概述	190
9.1.1 蝗虫种群的空间分布	190
9.1.2 蝗虫种群密度的空间指示图与三维透视图	190
§ 9.2 空间统计学与空间统计量	191
9.2.1 空间统计学	191
9.2.2 空间统计量	192
§ 9.3 研究区草地蝗虫的空间聚集性	193
9.3.1 不规则采样下的草地蝗虫空间聚集性	193
9.3.2 规则采样下的草地蝗虫空间聚集性	194
§ 9.4 草地蝗虫种群密度的空间统计分析	196
9.4.1 概述	196
9.4.2 克立格分析	197
9.4.3 基本的空间统计工具	198
§ 9.5 草地蝗虫密度的变异函数和空间插值分析	199
9.5.1 趋势面分析	199
9.5.2 普通克立格分析	200
9.5.3 泛克立格分析	201
9.5.4 插值结果的影响因素分析	202
参考文献	205
第 10 章 草地蝗虫与草地植被关系的数量分析	206
§ 10.1 概述	206
§ 10.2 草地蝗虫密度与植被指标之间的相关分析	207
10.2.1 相关关系分析	207
10.2.2 聚类分析及非线性映射分析	209
§ 10.3 草地蝗虫密度与植被指标的回归分析	210
10.3.1 多元回归分析	210
10.3.2 收缩回归分析	212
§ 10.4 草地蝗虫密度与植被指标的空间回归分析	214
参考文献	216
第 11 章 草地植被的光谱特征及草地蝗虫的遥感监测	217
§ 11.1 草地植被的光谱及其特点	217
11.1.1 草地植被的光谱	217
11.1.2 草地植被光谱的特点	218
§ 11.2 研究区遥感数据与植被指标的相关分析	219
11.2.1 概述	219
11.2.2 地物光谱数据与遥感图像灰度值的相关分析	220

11.2.3	不同草地植被类型在光谱上的差异	221
11.2.4	植被指标与地物光谱的相关分析	222
11.2.5	植被指标与 TM 图像灰度值的相关分析	223
11.2.6	植被指标与蝗虫密度的相关分析	225
§ 11.3	研究区草地蝗虫密度与植被指标的协同克里格分析	226
11.3.1	协同克里格分析的基本特点	226
11.3.2	蝗虫密度与植被盖度的协同克里格分析	227
11.3.3	植被盖度与 TM 图像数据的协同克里格分析	228
11.3.4	不同空间插值方法的比较	229
§ 11.4	草地蝗虫的监测模型及其分析	230
11.4.1	结构方程模型及其表示	230
11.4.2	数据预处理和误差	231
11.4.3	模型分析	231
§ 11.5	数据与模型中的误差及其改进方法	233
11.5.1	误差的类型	233
11.5.2	误差的改正方法	235
§ 11.6	草地蝗虫遥感监测的步骤	235
§ 11.7	草地蝗虫的监测与预警系统	236
11.7.1	草地蝗虫监测与预警系统的构成	236
11.7.2	草地蝗虫监测与预警系统的应用	238
	参考文献	240
	附录	241
	附录 1 环青海湖地区常见蝗虫名录	241
	附录 2 环青海湖地区常见植物名录	241
	附录 3 英文缩写中文译名	245

图版

上 篇

环青海湖地区草地蝗虫 遥感监测与预测的区域研究

第1章 蝗虫与蝗虫测报研究的目的与进展

§ 1.1 蝗虫与蝗虫测报研究的目的和意义

1.1.1 蝗虫研究的重要性与迫切性

1. 蝗虫与蝗害

蝗虫隶属于直翅目(Orthoptera)的蝗亚目(Acridodea)。在我国,印象初在1984年出版的《青藏高原的蝗虫》一书中,根据蝗亚目的分类特征,将我国现有记载的三个总科分别定名为蚱总科(Tetrigoidea)、蝗总科(Eumastacoidea)和蝗总科(Acridoidea)^[1]。我国蝗总科的种类在800种以上,其中对农、林、牧业可造成不同程度为害的蝗虫约60余种^[1]。

世界上属于蝗总科的蝗虫种类很多,如沙漠蝗 *Schistocerca gregaria* (Forsk.)、飞蝗 *Locusta migratoria* L.、意大利蝗 *Calliptamus italicus* L.、西伯利亚蝗 *Gomphoceris sibiricus* L.、印度黄脊蝗 *Patanga succincta* (Linnaeus)、黄脊竹蝗 *Ceracris kiangsu* Tsai 等。

蝗虫的英文名称分别有“locust”和“grasshopper”两种。一般而言,名为××蝗的英文名称多用“locust”。而一般的英汉字典(辞)典分别注释为:locust为蝗虫、蚱蜢;而grasshopper为蚱蜢、蝗虫。实际上,无论是中文名或英文名的蝗虫、蚱蜢,常被理解为“同物异名”,指的都是蝗虫或蚱蜢的“通称”。此外,在建国初期甚至于今天,有的昆虫工作者或植物保护学工作者将蝗虫区分为两类,即所谓“飞蝗”和“土蝗”;前者指东亚飞蝗或亚洲飞蝗,后者则为除飞蝗以外的其他种类蝗虫的俗称^[2]。本书所论述的环青海湖地区的草地蝗虫即属“土蝗”。

世界上最早的有关蝗虫的记录,见于古埃及第六王朝(公元前2420—2270年)的塞加拉(Sagara)古墓壁画。《圣经》中的“出埃及记”(Exodus)记载,古埃及(约公元前1300年)将沙漠蝗为害作为“第八大瘟疫”。此外,古波斯人所用的楔形文字也提及沙漠蝗^[3]。

在我国,有关蝗虫及蝗灾的记录可追溯至殷代的甲骨文及公元前11世纪西周的《诗经》:“去其螟螣”。最早的蝗虫名称为“螣”、“螽”(即蝗蝻)。而“蝗”字始见于《史记·秦始皇本纪》:“始皇四年(公元前243年)蝗从东方来蔽天”。这也是称“蝗”不称“螽”的开始^[2]。

在人类历史上,蝗灾与水灾、旱灾一起构成人类的三大自然灾害,严重地影响了人民的生产、生活甚至生存。世界绝大多数国家都发生过蝗虫为害,蝗害可以说已成为世界性问题。据 Hemming C.F. (1974) 报道,1958年索马里共和国境内一个大蝗群,经飞机测定,面积约达1000km²,每1km²蝗群约有4000~8000万头蝗虫,按此估计,这群蝗虫总计约有400~800亿头,一天要取食80000t食物,相当于当地40万人一年的口粮^[3]。

关于我国蝗虫的历史为害情况,一些昆虫学家根据历代古籍进行了统计与分析^[2]。陈家祥(1936)分析了公元前707年—公元1935年间的蝗虫发生情况,发现在这2642年间发生蝗虫的年份有796年,在公元960年(宋代之始)—1935年的975年间有619年属蝗虫猖獗为害。陈高慵(1939)的统计指出,公元前246年(秦始皇元年)—公元1911年(清宣统三年)共发生蝗灾246次。曹骥(1950)的统计表明,公元前200年—公元1900年的2100年间共发生

蝗灾 1330 次,主要集中于河北、山东、河南、江苏、浙江、安徽等省份。这些统计资料表明,我国历史上的蝗虫为害是相当严重的。

建国以来,党和政府对蝗灾的防治十分重视,为此采取了一系列有效的措施,使蝗灾发生的频率和严重程度大为减小,特别是我国东部广大农区,蝗害基本得到了有效控制。然而,近年来由于气候异常,在河北、河南、山西、山东和浙江等省又发生了东亚飞蝗的肆虐。例如河南省 1999 年继夏初发生 1600km^2 的大面积蝗灾后,8 月份又发生严重秋蝗为害,面积达 1200km^2 ,在原阳、长垣、兰考等局部地区,蝗虫密度高达每平方米千余头。2000 年情况更为严重,入夏后在河南、山东、河北、天津、新疆等 8 个省区市的 100 多个县相继发生蝗虫,飞蝗发生面积超过 9000km^2 。由此可见,对蝗灾的发生绝不可掉以轻心。

在我国西部和北部的广大草原地区,其中包括新疆、青海、内蒙等省区的牧区,草地蝗虫的为害也十分严重。例如据农业部统计,2000 年我国草原虫害面积高达 $1.2 \times 10^5\text{km}^2$ 。草地蝗虫的食量很大,每天消耗的牧草大约相当于其体重的一半^[4,5]。此外,草地蝗虫不仅直接采食牧草,而且还会咬断草茎造成牧草掉落,以至对牧草造成更大的破坏。在其为害期间,正值牧区牛、羊的“抓膘”时期,因此草地蝗虫对牧区畜牧业构成了很大威胁。以青海省为例,受蝗虫为害的草地面积达 5000km^2 ,其中约一半属中度或重度为害。在成灾年份,为害区蝗虫密度一般达每平方米 150~200 头,最高甚至可达 1200 余头(1998 年,刚察县),牧草损失平均达 $1440\text{kg}/\text{hm}^2$ 。按此推算,全省每年被蝗虫啃食掉的牧草总量约 $5 \times 10^8\text{kg}$,仅此直接经济损失即达 4000 余万元^[6]。在内蒙古,每年受草地蝗虫为害的草地面积也达 6000km^2 ^[7]。除了直接经济损失外,由蝗灾导致的间接经济损失尚难以估量。这类间接经济损失,来源于蝗虫对草原生态系统的破坏所导致的水土流失、土地沙漠化等。此外,在蝗虫治理中化学药物喷洒所带来的环境污染,也是一种不可忽视的间接影响。

2. 蝗虫的地理分布

蝗虫的地区分布范围非常广泛。从世界范围来说,它们主要集中在中低纬度地区(图 1-1)。例如沙漠蝗,其分布范围达 $2.9 \times 10^7\text{km}^2$,即相当于全球陆地总面积的 20% 左右,涉及到约 55 个国家,其中大部分为以农业为主的第三世界国家。具体分布区域从非洲西海岸到亚洲的孟加拉,从南半球的坦桑尼亚到北半球的西伯利亚,其中尤以非洲地区最为严重^[8]。此外,在加勒比海的岛屿、南美洲北部、英国、意大利、南斯拉夫、希腊等地也有蝗虫的活动,它们对农作物构成了不同程度的为害。特别是飞蝗,它们有很强的迁移能力,例如非洲沙漠蝗的迁移速度每天可达 100~200km,1 个月可迁移 3300km,澳大利亚的飞蝗一个晚上甚至可迁移 500km^[9],因此往往造成更大为害。

草地蝗虫的分布几乎包括世界各地的草原地区,受影响地区的人口多达 8.5 亿。其中主要包括俄罗斯的西伯利亚草原地区^[10],北美洲西部大草原地区,中国西北部草原地区,以及澳大利亚的草原地区。从为害情况看,草地蝗虫主要对草原构成较大为害,从而影响畜牧业的发展。在草地蝗虫漫长的演化过程中,已形成了适应于各类栖息环境的大量变种。其中,有从体长不超过 1cm 的小型种到长达 10cm 的大型种;在食性选择上,有单食性、寡食性、杂食性之分^[11];在海拔高度上,从 100m 以下的澳大利亚南部地区,到 3000m 以上、有“世界屋脊”之称的我国青藏高原;从发生世代说,如青藏高原地区的蝗虫一年一代,而非洲地区的沙漠蝗一年可达 3~6 代^[3]。

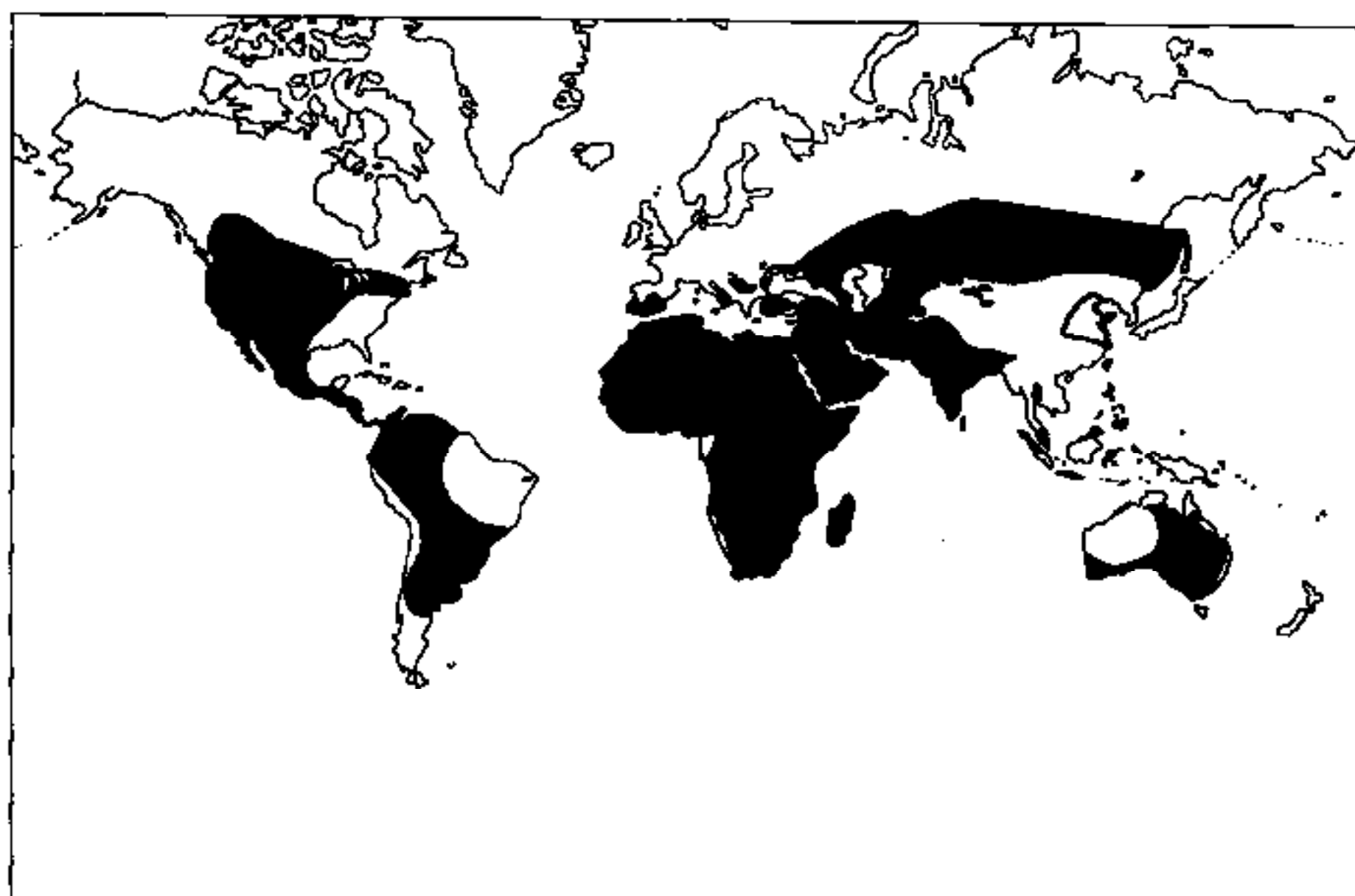


图 1-1 世界蝗虫分布略图

我国蝗虫的地理分布可按三大自然区域予以简要说明^[12]。

在东部季风区,主要是东亚飞蝗,发生地主要为黄淮海平原范围内的淮河流域、黄河流域及海河流域中下游的冲积滩地。所分布的海拔高度一般低于 200m,在江南丘陵、黄土高原及云贵高原的一些河谷地带所发生的散居型飞蝗,其分布的海拔高度可超过 400m。

西北干旱区的蝗虫主要集中于新疆。在北疆荒漠地带,蝗虫种群多分布于盆谷平原地区,但其分布自西向东有升高趋势(700~2000m),而且旱生类型的典型荒漠种蝗虫的分布常呈片状或斑点状;在荒漠草原地带,蝗虫的代表种一般多分布于海拔 1000~1700m(也可达 2000m)的盆地边缘、山脉前山的缓坡地带或山前的宽阔盆谷地带;在山地草原地带,蝗虫的代表种群多分布在山地的中部地带或宽阔的山间谷地,一般情况下分布于海拔 2000~2500m 之间;在亚高山及高山草甸地带,蝗虫代表种群多分布在地中部以上的坡顶或高山盆谷地带,在阿尔泰山分布高度约 2300~2700m,在天山约 2500~2900m;在盆地河谷滨湖沼泽草甸地带,蝗虫代表种群多分布在滨湖沿河沼泽草甸及其边缘地带,一般分布在海拔 1000m 以下地区。

青藏高寒区的蝗虫按其生态地理特征可分为以下几个地带^[1]:①青海东部高阶地地带:在一般情况下,蝗虫密度不大,但某些蝗虫如小翅雏蝗、狭翅雏蝗及皱膝蝗等可以有高密度出现并造成对部分地区的为害;②青海高山灌丛草甸地带:有些蝗虫如宽须蚁蝗、小翅雏蝗、褐色雏蝗、狭翅雏蝗及红翅皱膝蝗和李槌角蝗等密度较大,并常造成对牧草的严重为害;③高寒草原草甸地带:其重要特点,是随海拔的增高蝗虫的翅退化现象日益明显;④藏南灌丛草原地带:蝗虫分布于海拔 3500~5500m 之间,翅的退化和体形变小是其共同特征;⑤阿里山地荒漠地带:蝗虫分布在海拔 3000~5000m 之间;⑥藏东山地森林地带:蝗虫种类较丰富,在不同地区蝗虫分布的海拔高度相差较大;⑦喜马拉雅热带雨林地带:蝗

虫种类组成丰富。

1.1.2 蝗虫测报及其意义

由于蝗虫对人类造成了很大为害,因此蝗害早已引起世界各国的普遍关注。从远古时代起,人们就在寻求控制蝗虫的策略和方法。例如在我国,关于蝗虫的防治记载极其丰富,既见于诗词歌赋,亦见于历代史书。防治的策略亦多种多样,如整治蝗虫的源地,开垦荒地,旱地改水田,种植早熟作物,种植蝗虫不喜食作物,以及保护蝗虫天敌等;蝗虫的防治方法也很多,如捕打法、掘沟埋杀法、火烧淹埋法、掘卵法、药物灭卵法、生物防治法等。这些策略和方法,在蝗虫的防治中起到了明显的作用。

18世纪以来,随着生物学等有关基础学科及新技术的不断发展和完善,人们开始从科学角度对蝗虫的发生和防治进行较为系统和深入的研究。不仅许多国家尤其是蝗灾频发国家的政府机构和学术团体,而且也包括如联合国粮农组织(FAO)等一些国际机构,都在不同规模上开展了蝗虫发生和防治的研究。这类研究涉及很多方面,而主要侧重于蝗虫的生理学与生物学的基础研究,如蝗虫的分类、食性、行为等。近年来,随着生态学研究快速进展,一些生态学理论和方法也已越来越多地应用于蝗虫的研究,其中既包括蝗虫的发生和成灾机理的基础研究,也包括蝗虫防治的研究。在蝗虫防治方面,近年来对生物控制技术有不少研究,所研制的很多不同类型的生物制剂已应用于蝗虫的防治,甚至试验利用真菌及病毒等进行蝗害控制。

然而,尽管迄今已在蝗虫的发生和防治上进行了大量研究,而且已取得了许多成效,但由于蝗虫的地理分布范围十分广泛,蝗虫的发生又有许多不确定因素,因此通过有效方法开展蝗虫的发生和成灾规律的研究,实现对蝗虫的发生进行监测和预测已变得越来越重要。从另一角度而言,作为生物物种之一的蝗虫有其自身的发生发展规律,因此这种预测预报是可行的。从实践上说,蝗虫的预测预报十分重要和迫切。尤其是在一些边远地区,例如我国青海湖周围这样的高寒草原地区,不仅草地面积十分辽阔,而且蝗虫种类又较多,再加上交通不便,可以投入蝗虫研究和防治的技术力量和设备严重不足,现有测报技术也很不成熟,以致在蝗虫防治上往往出现很大的盲目性和被动性。因此,基于蝗虫和影响其发生的生态环境因子之间相互关系机理的研究,并借助遥感、地理信息系统(GIS)等先进技术及数量分析方法,进行蝗虫的监测与预报,已成为一项刻不容缓的任务。

§ 1.2 国内外蝗虫研究简史

1.2.1 国内蝗虫研究简史

建国以来,党和政府十分重视对蝗虫的防治,为了根治蝗虫,组织了有关研究机构及大专院校的昆虫、植保工作者,在河北、江苏、内蒙古、新疆等省区业务部门的配合下,有计划地开展了以飞蝗为主要对象的蝗虫防治研究工作。研究内容包括蝗虫的分类学、形态学、生态学、生理学、地理学及防治方法和防治技术等。正是在众多学科密切配合的基础上,促进了我国蝗虫及其防治研究的发展。从总体上说,我国农区的蝗虫,经过多年来的防治,已得到较有效的控制。但相比之下,我国广大牧区的草地蝗虫还未得到有效控制。因此,下面重点论述我国草地蝗虫的研究状况。

在 20 世纪 80 年代之前,受“以粮为纲”政策的影响,草地的建设与合理利用未引起人们的足够重视,草地蝗虫的研究与防治工作也非常薄弱。80 年代以后,我国草地建设与合理利用逐步受到重视,有关研究工作也开始起步,例如在各地牧区陆续确定了“立草为业,调整结构,提高总产,增加品质”的畜牧业发展战略,同时,草原面积广大的省区相继成立了省区、市、县三级草原站,具体负责草地管理与草业发展的技术指导。这样,不仅草地建设与畜牧业发展开始走上了正确轨道,而且草地蝗虫的研究与防治工作也普遍得到了重视。与此同时,有关科研机构也加强了对草地蝗虫的研究,相关的专门研究得已深入开展,如中国科学院动物研究所在内蒙古设立了专门的草原生态系统定位试验站,进行了多年连续的蝗虫生态学和蝗虫防治的定位试验研究,其研究成果已汇编成多本论文集公开出版。此外,中国科学院西北高原生物研究所、中国科学院上海昆虫所等科研机构及西北农业大学、甘肃农业大学、北京农业大学、陕西师范大学等有关高等院校也陆续开展了大量有关草地蝗虫分类学、生态学、生理学的研究。

从研究内容来看,从建国初期到目前为止,我国在草地蝗虫研究上最为集中的是蝗虫的分类学研究,其次是生理学和生态学研究。其主要内容包括:①蝗虫的分类学及各类蝗虫的形态特征、行为学和生态地理分布等。在生态地理分布方面,主要是研究蝗虫的区系^[13-20]、起源及区域分布范围,也有少数研究者进行了蝗虫的垂直分布研究^[21,22];②蝗虫的食性研究,例如钦俊德等在 20 世纪 80 年代前对东亚飞蝗的食性进行了较多的研究^[23,24]。近 10 年来,中国科学院动物研究所李鸿昌、陈永林、康乐等在内蒙古锡林河流域的草原生态系统定位研究站对草地蝗虫的食性也开展了较为深入的研究^[5,6,25-28];③蝗虫食物消耗量及为害损失的估算^[29-31]与蝗虫控制的经济效益评价;④生态环境因子对蝗虫活动及其分布影响的研究。这方面的研究主要是从 20 世纪 80 年代末开始的,内容涉及温度与降水对蝗虫的影响^[26,32-34],放牧活动与蝗虫间的关系^[35],蝗虫种群动态与植被分布间的关系^[37-40],蝗虫与其他生物间的关系^[40],以及蝗卵孵化与生态因子之间的关系^[41-46]等;⑤蝗虫的调查与防治方法研究^[47-54];⑥蝗虫种群动态与暴发方式和时空异质性研究^[55-60]。

从现有国内蝗虫研究状况可以看出,与蝗虫的分类学、生理学等研究相比,蝗虫生态学的研究相对较为薄弱。此外,无论是飞蝗还是草地蝗虫,其监测与预报的研究还未大量、深入的开展,而遥感与 GIS 等先进技术手段在蝗虫监测和预报中的应用则尚属空白研究领域。

1.2.2 国外蝗虫研究简史

纵观国外蝗虫研究的历史,人们对于蝗虫的认识与研究的侧重点是有发展变化的,但研究的根本目的仍是尽可能减少蝗虫所造成的损失,以造益于社会。从原始的耕作时期直至西方国家 19 世纪的科技革命,人类一直视蝗虫为永久敌人,并努力探寻消灭蝗虫的策略和方法。然而,长期以来这些策略和方法是比较原始的。例如在美国西部的落基山脉地区,人们控制蝗虫的方法是利用农业机械翻耕草地,并引水灌溉这些翻耕过的草地,同时还通过牲畜践踏方式破坏蝗卵的卵床,甚至利用炸药直接破坏土壤表层的蝗卵卵块。此外,他们还通过利用特制的机械捕捉蝗虫,并将其作为肥料、鱼饵料或牲畜乃至人类的食物^[61]。

在 19 世纪以后,随着现代生物学及相关技术的发展,研究者们开始将蝗虫作为专门研究对象,从生物学与生理学的角度来进行研究,其中包括对蝗虫的形态、分类、行为等多方面的研究。在这一时期,由于化学工业的进展,人们开始研制各种杀虫剂进行蝗虫的化学控

制,如利用煤油、焦油、巴黎绿等控制蝗虫^[61]。后来,各种合成杀虫剂如敌敌畏、六六六等被广泛应用。到20世纪中后期,由于工业化进程的加快,环境问题日趋严峻并引起各国政府的日益重视,而蝗虫化学控制造成环境污染的弊端日益显现出来^[62-66];与此同时,随着生物技术的进一步发展,生物学家们开始寻求和利用生物学方法和技术进行蝗虫的控制,如利用病毒、真菌等进行蝗虫防治^[67-70]。此外,这一阶段计算机技术的发展又进一步推动了蝗虫的研究,主要体现在由遥感、地理信息系统及全球定位系统(GPS)所构成的“3S”技术系统为蝗虫的发生和防治研究提供了强有力的工具,大大增加了蝗虫发生和成灾进行实时监测的可能性^[71,72]。与此同时,一些交叉研究领域也开始出现,例如蝗虫的监测、预报及其与生态环境之间关系的研究,蝗虫控制对生态环境可能带来的影响^[73,74],以及有关的蝗虫治理策略^[75-81]等等。

从研究工作的侧重点来看,在19世纪之前,人们最为关注的是蝗虫控制的具体技术及其效果。但从20世纪初开始,研究的重点已开始转向蝗虫的生物学、生理学及生态学的综合研究。通过这类研究,为寻求蝗虫的发生、成灾规律及预测预报提供了科学依据。同时,人们对蝗虫的化学及生化控制技术也越益重视。从20世纪90年代起,蝗虫的监测与预报技术以及蝗虫发生及其与生态环境间关系的研究愈来愈受到人们的重视。目前蝗虫的研究主要集中在以下领域:

- ① 生物学:蝗虫的形态、分类、生理与生化。
- ② 生态学:蝗虫在生态系统中的地位;生态因子与蝗虫发生之间的关系;蝗虫对生态系统各要素的影响。
- ③ 蝗虫预测预报模型:蝗虫的时间、空间、数量变化规律;蝗虫危害损失评价;蝗虫治理的效益评价。
- ④ 蝗虫控制技术:化学控制,生物控制,管理与控制策略。

§ 1.3 蝗虫测报的现状与进展

1.3.1 蝗虫测报的目的

蝗虫测报是草业管理的一项重要工作。其涵义是,通过对指定区域内蝗虫的发生状况及相关环境因子的动态变化状况进行直接或间接的监测,并收集有关历史虫情资料与环境背景资料,建立数学模型,从时间上、空间上和数量上预测未来一定时段内蝗虫的可能发生状况,并评估其可能带来的损失大小,以及比较相关防治方案的经济效益等,为草业管理部门及决策者快速、准确、经济地提供虫情预报信息及其他有关信息,为制定蝗灾防治决策提供科学依据。蝗虫测报的根本目的,在于预测蝗虫的空间分布及蝗虫的密度,划定可能成灾的区域和预测其成灾强度,并根据需要及时采取有效措施,对可能成灾的地区进行重点监控,以使防治工作做到有的放矢,尽量避免盲目性,从而最大限度地减少可能的损失。蝗虫测报过程可分为三个基本环节(见图1-2)。

① 监测。是指采用适当的监测手段,直接或间接地收集蝗虫发生区蝗虫的种类、数量、动态变化及其他相关信息,目的是掌握蝗虫的分布、数量及其生境的背景数据,为进一步应用预测模型奠定数据基础。监测的内容在很大程度上取决于预测模型的需要,如采用传统的有效基数预测模型,则需通过调查当年的虫卵数,并根据虫卵孵化率和死亡率等经验参数

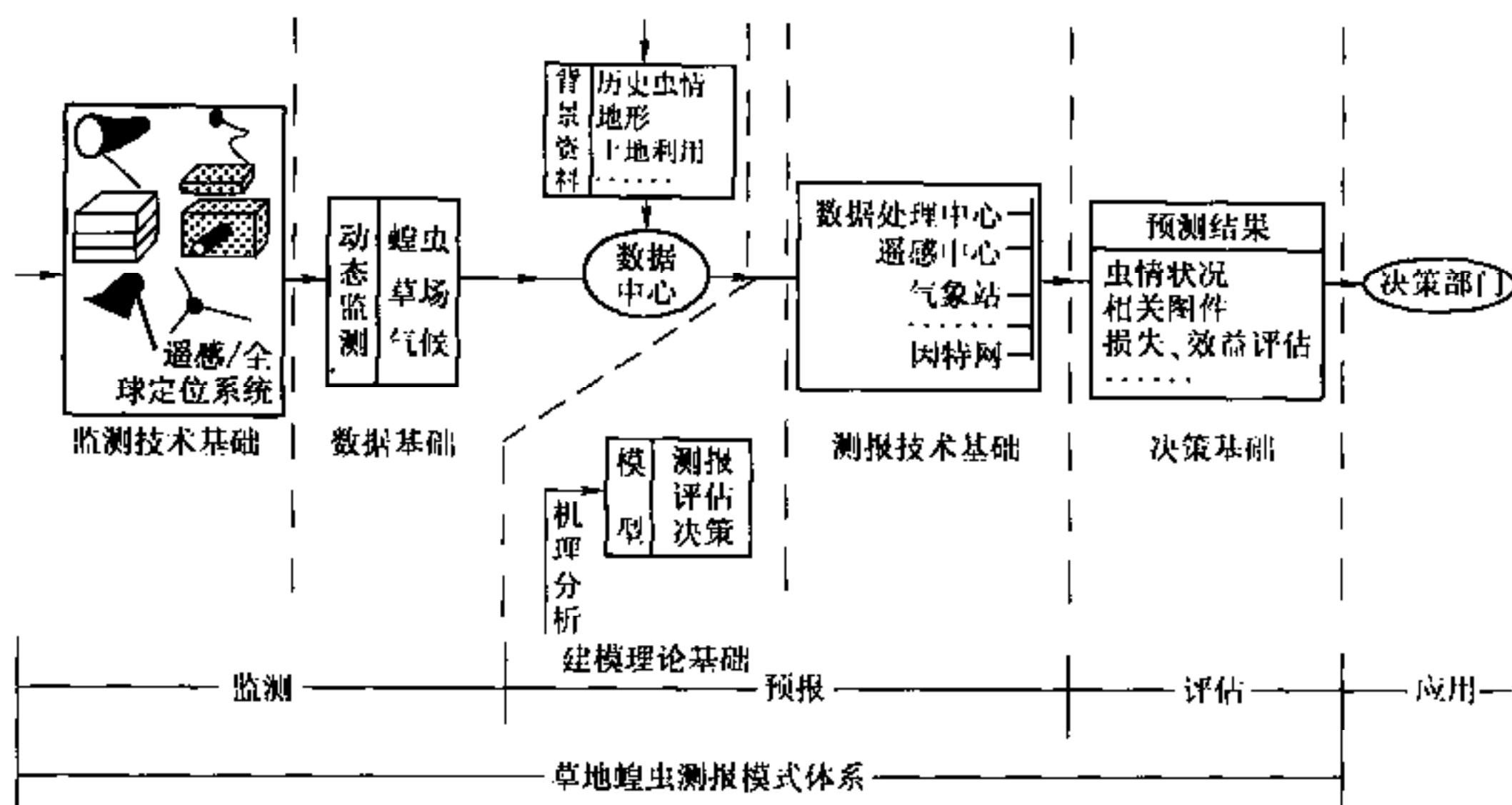


图 1-2 蝗虫测报过程示意图

和预测公式,去预测次年的虫情。

② 预报。是根据所收集的历史虫情记录和生境背景数据以及动态监测的有关结果,利用适用的数学模型,并结合专家经验,定性或定量地预测蝗虫发生的可能性和强度,甚至模拟预测区在未来一定时段内的蝗虫数量及种群结构的时空变化状况,并对预测结果的可靠性做出评价。

③ 评估。是指根据所预测的蝗虫发生范围、数量及可能发生强度,并考虑到人力、物力、财力等条件,确定需进行重点监控与防治的区域,选择防治适期,并进行可能造成的为害损失量估计,以及治理的经济效益评估等,这是作出蝗虫防治决策的重要依据。

1.3.2 草地蝗虫测报技术概述

1. 我国草地蝗虫监测技术现状

目前我国的草地蝗虫测报工作,主要由有关省区的草原总站或专门机构负责组织进行。根据 1990 年农业部颁发的《草原鼠虫害预测预报规程》,该工作一般包括三个部分,即发生期预测、发生量预测以及为害损失预测。为此,在草地蝗虫的监测中,一般首先要确定草地蝗虫的发生范围。其常用方法是,首先邀请熟悉当地情况的技术人员、牧民进行座谈或直接上门访问,并参阅有关文献,做到心中有数。在此基础上,确定调查路线与重点调查区域,然后分组进行野外调查。对重点发生区进行实地定点调查,并在大比例尺地形图上勾绘出蝗虫的分布、种类及为害程度等。为了进行发生期和发生量预测,每年需进行数次定点野外调查,调查内容主要包括查卵、查蛹和查成虫。由于蝗虫密度有一定的随机性,因此在野外调查中,一般可采用对角线法、五点取样法或平行线取样法,取样数量每万公顷一般不少于 120 个样方;在进行蝗虫为害程度调查时,一般采用饲喂方法测定蝗虫的食量,或实地测定牧草的损失量。在蝗虫监测中,一般需要同时调查相关环境因子并予以详细记录,如草场状况(草地类型与覆盖度等)、气候(温度及降水)以及历年蝗虫防治状况等。但在现行测报工作中,这些因素并不作为重点调查对象,不能不说是一个缺陷。

上述蝗虫测报方法尽管已沿用多年,而且已作为行业规程被确定下来,但它存在一些不可忽视的缺点:①工作量很大,而效率较低。这种方法每年需要动用大量人力、物力多次到野外进行调查和监测。尤其是在冬春季,自然条件严酷,加大了调查工作的难度;②监测结果的可靠性较差。因为蝗虫属变温动物,在气温较低的早晨、傍晚或阴雨天,蝗虫的活动受到限制,有时甚至静卧在草丛中,因此即使在同一天的同一地点,在不同时间所测得的蝗虫密度仍可能相差很大;③传统调查方法在调查样点的地理位置与范围的确定上精度较差,而且调查中往往采用以点代面的做法,不能真实地再现蝗虫的实际空间分布状况;④现在普遍采用的有效基数预测法,对蝗虫的生境因子缺乏考虑,相应地在调查中往往忽略这些因素。

2. 国外草地蝗虫监测技术现状

为了快速、准确和经济地进行草地蝗虫监测,近年来国外一些研究者提出了不少蝗虫监测的新技术,并研制出了相关的监测设备。其中有的尚在试验之中,有的已经推广应用,有的可直接用于蝗虫个体的监测,有的可用于生境因子监测。

(1) 高灵敏度监听器

近年来,德国柏林工业大学地理研究所教授 F. Voss 博士在与我们的合作研究过程中研制了这种高灵敏度监听器,并于 1999 年 8 月在青海湖地区进行了初步实地试验,效果良好。其基本原理是,利用一个灵敏度很高的话筒,它可监听到人耳难以辨别的蝗虫鸣叫声以及蝗虫飞翔、跳跃时发出的极微小的声音。将此监听器安装在一定高度的支架上,可接收到半径约 180m 范围内的声波;再利用一个电子装置,通过一个放大器将音频信号的强度放大,附载到固定频率的电磁波信号上并发射出去。如果在蝗虫测报中心安装相应的信号接收与处理设备,就可根据声波的频率范围和在不同频带上的强度,鉴别蝗虫的种类和蝗虫的密度。

在具体使用这种监听器时,首先要在蝗虫发生区域选择有代表性的地段,每个地段在蝗虫发生状况与自然条件上较为一致。此外,在每个区域应布设若干个监听器,这样,整个区域的蝗虫发生情况就可在测报中心加以监测。这种方法获得的数据连续性较好,且可节省野外调查的人力物力。其主要缺点是,它只可用于对草地蝗虫的成虫进行监测,而难于监测蝗蛹。

(2) 数码相机

利用数码相机进行草地蝗虫监测的原理与利用上述监测器类似,不同之处在于数码相机所监测的是草地蝗虫本身,而非蝗虫发出的声音。由于蝗虫个体较小,难以从数码相机获得的图像直接辨别出蝗虫。为此,在实际操纵时,可在草地上覆盖大小约 0.5m^2 的一块白板或一张白纸,由于草地蝗虫偏好较温暖的环境,而白板或白纸受阳光照射,其温度较周围草地要高,蝗虫会趋于跳到白板或白纸上,这样就较容易确定蝗虫个体的数量及种类甚至虫龄。

(3) 地温计

地温计并不能直接用于对草地蝗虫的监测,但对草地蝗虫生境因子之一的地表温度的测定很有用处。地表温度对于虫卵孵化和蝗蛹的发育影响很大,但地表温度的监测通常属于气象台站的工作,而气象台站一般很难提供大范围、高精度的定点连续地温数据。因此,地温计就可发挥这方面的功能。该设备利用可充电电池以太阳能作为能源,将其浅埋在表土中,可自动记录地温并存储在磁介质上,所存储的数据可通过接口传输到计算机中。所得数据可用于间接估测草地蝗虫的活动情况。

(4) 昆虫雷达

自从 Schaefer 成功地将雷达应用于昆虫监测^[82]后,许多研究者竞相发展这一技术,用于监测飞蝗的远距离迁移^[83-85]和迁飞行为学研究^[86,87]。昆虫雷达体积小,可移动性好,可发射出波长为 3.2cm 的不连续电磁波脉冲。目前所使用的昆虫雷达主要有:扫描雷达(ground-based scanning radar)、垂直波速雷达(vertical-looking radar,简称 VLR)以及机载雷达(airborne radar)。此外,还有其他一些特殊类型的雷达可用于昆虫监测,如双稳态多普勒雷达(bistatic and doppler radar)、毫米波雷达(millimetric-wavelength radar)、可调频连续波雷达(frequency-modulated continuous-wave radar,简称 FMCW)、跟踪雷达(tracking radar)等^[88]。上述这些雷达主要用于监测昆虫的迁飞行为,在非洲等地的飞蝗分布区应用较为成功,但在草地蝗虫的监测中还未见到应用。

至于对草地蝗虫的生境因子如植被、气温、降水、土壤状况等的监测,目前主要采用常规遥感技术方法,有关内容将在下一节加以说明。

1.3.3 草地蝗虫测报方法进展

草地蝗虫预测,是指以直接或间接获取的蝗虫及其生境因子信息及有关背景资料为基础,采用一定的数学模型并结合专家经验,定性或定量地从时间、空间和数量上预测蝗虫的发生与消长状况,其中包括发生期、发生量等的预测,目的是为决策部门提供蝗虫的发生、蔓延、消长和为害的有关信息,为正确制定综合防治方案、经济有效地控制蝗虫的种群数量提供科学依据。

1. 传统的草地蝗虫预测方法

① 发生期预测:发生期预测的主要目的,是为了确定草地蝗虫的防治适期。我国广大草原地区的蝗虫由于受气候制约,一年只发生一代,从幼虫期开始为害牧草,因此其防治适期一般在蝗蛹的 3 龄前后。发生期预测,可在测定生活史基础上采用期距预测法进行^{①②}。对蝗虫的生活史观察一般采用饲养法与田间调查法结合进行,观察和统计虫态发育进度与历期,以各发育阶段的平均发育进度和历期作为期距去进行预测。

② 发生量预测:发生量预测目前所采用的方法包括有效基数预测法、生物气候图预测法、经验指数预测法及相关预测法等^③。其中使用最普遍的是有效基数预测法,其他方法因尚不成熟或技术上尚难实现而很少应用。

③ 为害损失预测:主要采用蝗虫采食量推算法和样方对照法两种方法进行。其中,采食量推算法主要应用于为害较轻的情况,此时可将蝗虫的采食总量视为为害损失量;而在为害中度或重度的情况下,一般采用样方对照法,此时除采食量外,尚需考虑蝗虫为害造成的牧草减产量(指因牧草生长不正常和病态所引起的损失量),通过同类草地为害地段与非为害地段牧草产量的对比求得为害损失。

以上方法在草地蝗虫的实际预测工作中已被较广泛采用,重要原因之一是这些方法几

① 青海省草原总站编.青海草地技术工作手册,1989.

② 青海省畜牧厅等编.草地工作法规及技术规范,1996.

③ 李韬.青海省草地鼠虫害的预测预报技术探讨.见:青海省草原总站编.青海省草原总站资料选编(3),1992.

乎全部采用蝗虫的野外监测数据作为数据源。这样,模型本身简单明了,易于计算,且测算结果从理论上说是合理的。然而,这些方法对预测前的监测数据要求很高,预测精度在很大程度上依赖于人为性很强的野外调查,而且后者也影响到预测的及时性。此外,最常使用的预测模型,即用于蝗虫数量预测的有效基数模型过于简单,使用参数偏少,考虑因子不够全面。例如,以综合静态的蝗虫死亡率取代实际上是随时间变化的死亡率,无法真实地反映蝗虫种群数量消长的动态变化情况,而只能给出最终的数量结果。从另一角度而言,尽管我国草地蝗虫的迁飞能力较弱,但仍有一定迁移能力,大型种蝗虫更是如此。因此,以本年度成虫数为基数,预测次年该地点的虫口密度,实际上是假设草地蝗虫固定于该栖息地,这并不符合实际情况。事实上,草地蝗虫作为一种生物也具备选择和更换栖息环境的主动性和能力。因此从理论上说,现有预测模型用于草地蝗虫空间上的测报是有一定缺陷的。

2. 测报方法的发展

近年来,随着现代科学技术的发展,边缘科学、交叉科学不断涌现,不同国家间的学术交流不断加强,以及有关蝗虫研究成果的积累,大大完善和丰富了蝗虫测报的理论、方法与技术。随着计算机技术与信息科学突飞猛进的发展,新兴的“3S”技术为蝗虫测报工作提供了强有力的技术条件。这突出地表现在以下几个方面:

① 采用先进方法,更深入地研究蝗虫的生物学与生理学习性。如通过研究草地蝗虫胃内食料的显微结构和化学成分来分析其食物选择性^[89,90],采用多种数量分析方法,深入研究蝗虫与各种环境因子(如气象^[26,32-34,92]、植被^[36-39,55]、放牧活动^[35]等)之间的关系,以及研究蝗虫产卵、孵化与环境因子间的关系^[41-46,92]等,这些都为建立蝗虫的测报模型提供了坚实的理论基础。

② 由计算机辅助制图、遥感、地理信息系统和全球定位系统、计量地理等构成的地学技术系统,提供了对空间数据快速和有效的获取、处理、分析和输出的能力。尤其是遥感技术的发展,为连续、动态地进行大范围监测和提取各种环境信息提供了有力的工具,这在技术上已相当成熟。而地理信息系统不仅可用于空间数据的组织、管理、分析,而且还提供了许多系统集成平台。目前,国际上已有一些投入运行的蝗虫测报系统在此类平台上开发出来^[93-96],如联合国粮农组织(FAO)沙漠蝗虫信息署的 SWARMS 系统^[93,96],这是一个利用 ARC/INFO 和 INGRES 开发出的运行于 UNIX 平台上的集成系统,美国怀俄明大学(University of Wyoming)也已开发出类似的系统。

③ 计算机科学、信息科学及现代数学的发展,为建立测报模型提供了更为广阔的空间。许多新模型和新概念被提出并应用于蝗虫测报^[97],如空间自相关(spatial autocorrelation)^[98]、灾变论(catastrophe theory)^[99-102]、环境阈值概念(thresholds)^[103,104]、马尔柯夫链模型(Markov chain)、自组织现象(self organized criticality)^[105-108]等。

从预测方法和模型方面看,国外研究者已广泛利用遥感、地理信息系统等空间技术作为支持蝗虫测报的工具,并进行了大量实践。同时,传统的测报方法(包括蝗虫监测和预测模型)也在逐步向间接监测方法过渡。最显著的特点,是更注重对蝗虫生境的研究,通过现代地学方法获取生境参数数据,并利用蝗虫与生境因子间的关系模型,分析不同生境条件下蝗虫生存的适宜程度,从而评价蝗虫潜在发生的可能性与强度,从而衍生出许多基于生境因子分析的蝗虫测报模型。此外,测报模型也有从统计模型逐步向物理(机理)模型过渡的发展趋势。

§ 1.4 遥感与地理信息系统及其在草地蝗虫测报中的应用

1.4.1 遥感

遥感是 20 世纪中后期发展起来的一门现代科学技术。由于遥感涉及到众多科学技术领域,其中特别是信息科学、地球科学和生命科学等学科,因而它的发展受到了来自各方面的支持和促进,同时,其应用也已深入到经济建设和社会发展的各个方面。按照《遥感大辞典》的定义^[106],遥感是指从远距离、高空乃至外层空间的平台上利用可见光、红外、微波等,通过摄影或扫描,信息感应、传输和处理,从而识别地面物质的性质和运动状态的现代化技术系统。可以认为,在遥感从技术发展——目标探测——社会服务的全过程中,信息是一个最活跃的因素,并始终处于核心位置;而遥感过程,从本质上就是获取信息——提取信息——应用信息的过程。下面分别从这三方面对遥感技术的发展作一简要说明。

1. 信息获取

遥感技术在信息获取方面的发展,主要表现在不断研制出新型的传感器。目前,除可见光黑白摄影机、彩色摄影机及彩红外摄影机外,还有全景摄影机、红外扫描仪、多光谱扫描仪、CCD 线阵列扫描仪和矩阵摄影机等传感器获取的影像。其地面分辨率,有高有低,美国的 NOAA/AVHRR 为 1.1km, LANDSAT/MSS 为 80m, LANDSAT/TM 为 30m(热红外波段为 120m),欧洲的 MOM-D1 为 20m,日本 JERS-1 为 18m,法国 SPOT-1,2,3,4 为 10/20m, MON-02 与未来的 SPOT-5 为 5m 等。此外,一些国家还发射了地面分辨率更高的资源卫星,例如早在 20 世纪 70 年代前苏联就发展了一种卫星摄影系统 KWR-1000,其地面分辨率为 0.75m;现在美国 Itek 公司研制的 Eyeglass 卫星,其地面分辨率也可达 1m;美国 Space Imaging 公司研制的 IKONOS 卫星地面分辨率为 1m(全色)~4m(多光谱)^[107]。

当前正在发展的新一代遥感传感器,有两方面的发展趋势。一是增加更多谱段的遥感数据。例如成像光谱仪,它能在较窄的连续光谱波段内同时获取图像,因此十分有利于在对地观测中提高识别地物反射特征的能力。与 LANDSAT/TM 的 7 个波段相比,成像光谱仪的谱段数达到几十个甚至几百个。例如,美国 EDS 地球观测系统空间站研制了包括 192 个波段的高分辨率成像光谱仪(HIRIS);中国科学院上海技术物理研究所早在 20 世纪 80 年代就已研制成航空成像光谱仪(MAIS),它包含 30 个波段,71 个波段的航空成像光谱仪也在 1991 年研制成功并投入应用。

遥感传感器发展的另一个趋势,是发展合成孔径雷达(synthetic aperture radar,简称 SAR)。早在 1978 年,美国 NASA 首次发射了载有 SAR 的“海洋卫星”(Seasat-A),用于探测全球海洋表面状况以及监测全球海洋动态。其后,美国在航天飞机上又相继装备了合成孔径雷达 SAR-A、SAR-B 和 SAR-C。20 世纪 90 年代发射的欧洲 ERS-1 卫星、日本 JERS-1 卫星及加拿大 RADARSAT 卫星都装有 SAR。SAR 的重要特点是具有全天候、全日时、高分辨率等性能,且具有一定的地表穿透能力,它对地质探矿及土壤水分、海洋大气和海水监测及林下植物的生物量测定等都表现出很好的应用价值和潜力。我国从 1976 年起开始研制 SAR 系统,迄今为止,中国科学院电子研究所已先后研制成功单测绘通道单侧视(1983)与多测绘通道多极化(CAS/SAR,1987)两代合成孔径雷达系统。

2. 信息提取

通过遥感传感器获得的地表影像和其他观测数据,需要进一步处理方可应用于各类地表研究。对影像和其他观测数据的处理,包括几何和辐射纠正、降噪滤波、信号增强和相关信息的提取等,其中前三项常称为图像预处理。

早期的遥感信息提取主要手段是图像目视解译;而图像的预处理,则较多使用光学方法,如图像的多波段彩色合成、反差增强及边缘增强等。随着计算机技术的发展,数字图像处理已成为信息提取的主要手段,也成了计算机科学的一个重要分支。同时,图像处理算法得到很大发展,如图像的点运算、代数运算、几何运算以及包括傅里叶变换、滤波变换、小波变换等在内的各种图像变换方法。此外,利用游程编码和 LZW、Huffman 编码的无损压缩以及识别图像上目标物大小、形状、纹理、曲线及曲面的差异度等各种分析方法也得以发展。在图像分类方面,如基于贝叶斯决策准则的最大似然分类法、基于最小距离准则的最小距离分类法、用于非监督分类的 K-均值分析法(亦称 C-means)以及基于循环自组织数据分析的动态分析法都已相当成熟。此外,近年来又发展了基于特征数据的上下文分类法及神经网络方法(neural networks)等,它们也正在开始得到应用^[108]。

在遥感数字图像处理与信息提取中,除了上述基于邻域灰度值计算的特征提取方法外,对一些线性要素,如道路、河流、谷线、地质构造线等,也发展出了相应的专门提取方法,如梯度算子法和模型卷积法,梯度方向剖面分析法,数字形态学分析法以及人工智能方法。这些方法大多与计算机科学中的图像处理方法相似,或直接由其发展而来。

由于地球表面结构的极端复杂性以及研究者对信息提取的要求越来越高(如提取一些不可见的温度、含水量乃至人口分布等信息),单纯利用上述技术和方法还很难完成。因此,许多研究者开始尝试利用遥感数据进行统计分析,即直接利用遥感单波段或多波段组合数据作为变量,分析所需提取的要素(因变量,如地面的生物物理要素、生物地球化学要素或社会经济要素)并建立统计模型^[108]。统计模型较为灵活,但需要大量实测数据来建立模型并对其进行验证。寻找更具普遍性的模型已成为不少学者感兴趣的课题。基于光学辐射传输理论的模型有较严密的物理基础,又有较好的普遍性。较早的辐射传输理论建立在对大气物理状态的研究上,后来发展到对水体的研究。近 30 年来又进一步发展到对较复杂的作物或森林辐射进行模拟^[109—111]。

从信息提取的内容看,早期主要进行地物的分类,如土地利用/土地覆盖分类。后来,随着科学技术的发展,这种分类的发展趋势是越益“细化”。信息提取的另一趋势,是将许多“不可见”的底层信息作为对象加以研究,如确定土壤水分、地表温度及植被盖度,乃至生物量、净初级生产力等生物物理参数。此外,还有人利用遥感技术进行目标运动状况的判定,如海洋遥感中有关油膜漂移探测方面的研究,以及区域发展与变化的研究等。

3. 遥感应用

卫星遥感技术自 20 世纪 60 年代初开始兴起并迅速发展以来,其应用领域也正在不断扩展。从内容上说,可概括为资源调查与应用、环境监测评价、区域规划及全球宏观研究等领域。

将遥感技术应用于资源调查,特别是自然资源调查,我国近年来做了很多工作,所涉及的部门有农业、林业、地质矿产及水利建设等^[112]。在土地资源与土壤调查中,利用 560 幅陆地卫星影像,仅用两年时间就完成了全国 10 种土地利用类型的分析和面积量算统计,提供了全国土地利用基本数据。又如在农业方面,1983—1986 年在京津冀进行了跨省市的较大

范围冬小麦遥感估产试验,“八五”期间完成了国家重点科技攻关项目“重点产粮区主要农作物遥感估产”,并选取黄淮海平原的小麦、松辽平原的玉米、江汉平原和太湖平原的水稻为试验目标。在林业上,完成了“三北”防护林遥感综合调查,涉及西北大部、华北北部和东北西北部的 $1.28 \times 10^6 \text{ km}^2$ 范围。在草地监测方面,“八五”期间,由中国农业科学院草原研究所、北京大学及北方有关省区 19 个草原站等单位共同完成了农业部工程项目“全国草地畜牧业动态监测预报研究”,国防科工委资助项目“卫星遥感技术在我国北方草原产草量动态与灾害监测中的应用研究”,以及国家“八五”科技攻关项目“北方草原草畜平衡动态监测”。在地质矿产方面,遥感也已成为一种先进的探测手段。例如,地矿系统在小秦岭金矿田地区的地质构造遥感调查,煤田总公司在东北大兴安岭西坡采用遥感地质方法发现了 17 个含煤盆地。此外,在工程地质、水文地质及灾害地质等综合地质调查中也广泛应用遥感这一现代技术手段,如长江三峡库区的工程地质分析等。在水文水资源方面,“七五”期间,完成了国家重点科技攻关项目“黄河流域典型地区遥感动态研究”^[113],对黄河流域典型地区进行动态监测,开展对黄河上游的冰雪覆盖、下游的土壤水分以及尾间摆动规律的研究。又如,我国青藏高原根据 150 余次探险考察,发现共有 500 多个湖泊;近年来利用遥感技术,不仅对这些湖泊的面积、形状进行了修正定位,而且还进一步发现了地图上未标明的 300 多个湖泊^[114]。在环境监测与评价方面,如在长春、太原、北京、天津、广州等大中城市,利用航空热红外扫描图像对江河水污染现状进行调查,以及对北起大连、南至海南岛海岸沿线的港口及海上平台的海水污染情况进行了航空红外监测。在气象监测和预报方面,我国“风云一号”、“风云二号”气象卫星相继发射成功,1999 年 5 月 10 日又发射了“FY-1C 卫星”,标志着我国的卫星气象预报技术已发展成为具有综合性、中长期、大范围预报的能力。此外,在森林火灾、草场火灾、农作物病虫害、洪水、雪灾等自然灾害方面,目前也有不少利用遥感技术进行监测的成功事例。

1.4.2 地理信息系统

地理信息系统(GIS)是指采集、存储、分析和显示地理信息的计算机系统,是处理和分析大量地理数据的一种通用技术。它包含若干软件工具,用于输入、编辑、显示空间型与非空间型的地理数据,采用数据库管理系统(DBMS)有效地存储和管理大量的地理信息,并有许多模型工具支持空间分析与决策。

GIS 萌芽于 20 世纪 60 年代初,加拿大的 Roger F. Tomlinson 和美国的 Duane F. Marble 从不同角度提出了 GIS。在过去的 40 年中,GIS 得到了很大的发展,并被公认为是系统和有效地利用地理信息的基本工具与手段。20 世纪 60 年代为 GIS 的开拓期,注重于空间数据的地理学处理;70 年代为 GIS 的巩固和发展期,注重于空间地理信息的管理;80 年代为 GIS 技术的发展时期,注重于空间决策支持分析;90 年代为 GIS 的产业化时代。然而,直到最近 10 年,GIS 的巨大潜力才逐渐为人们所认识,这是因为地球上约 80% 的信息与地理位置有关。管理和处理基于地理位置的应用范例在众多的竞争领域激发了人们的广泛兴趣,引起了整个信息技术(IT)产业界的高度重视,GIS 将在 IT 产业的数据管理和可视化技术中扮演核心角色。

GIS 技术的应用范围非常广泛。从全球范围来说,GIS 技术已用于全球变化与监测的研究,例如美国地质调查局(USGS)的地球资源观测卫星数据中心与加拿大遥感中心合作,将

连续 10 天的 NOAA/AVHRR 数据融合在一起,形成北美植被指数图,并将它与 GIS 中的各种数据结合,从而建立了北美土地利用/土地覆盖数据库,供研究全球变化之用。又如联合国粮农组织(FAO)在意大利建立的遥感与 GIS 中心,负责对欧洲和非洲农作物的病虫害防治提供实时监测服务。在国家范围内,GIS 技术已用于进行全国的自然资源调查、环境研究、土地利用状况监测、森林管理、农作物生长状况监测、各种灾害的预报、国民经济调查和宏观决策等。在一个城市范围内,GIS 技术已用于土地管理、房地产经营、污染治理、环境保护、交通规划、管线管理、市政工程服务和城市规划等。在企业范围内,GIS 技术已用于生产和经营管理。例如德国某露天煤矿,利用基于航测数据的矿区 GIS,进行开采面作业计划、矿石运输线路、废矿石堆放位置等的设计,从而使生产过程达到最佳化。在军事上,GIS 技术应用的一个很好实例,是在海湾战争中美国国防制图局(DMA)的战场 GIS 实时服务。他们在工作站上建立了 GIS 与遥感集成的技术系统,能用自动匹配和自动目标识别技术处理卫星和高低空系统实时获得的战场图像,并及时地将反映战场现状的信息叠加到相关数字地图上,为军事决策提供 24 小时服务。

目前对 GIS 的认识,可归纳为三个相互独立、又相互关联的观点。一是地图学观点;二是数据库观点;三是空间分析与模型分析功能的观点,即认为 GIS 是地球信息科学(geo-informatics)的重要组成部分,这种观点正在被 GIS 界所接受。许多专家认为,GIS 已经从技术发展到了科学,“S”的含义从 System 发展到 Science,即地球信息科学,它主要研究对地理空间的描述、表示、认知的方法和机制^[115]。地球信息科学涉及诸多方面的研究内容,如:空间的认知结构、空间的社会和文化组织、空间关系语言、地理信息结构、时空推理、数据质量、不确定或不精确空间的数据处理、空间数据的集成、地理空间过程的模拟、虚拟现实以及空间信息的协同等。

从当前 GIS 的发展状况来看,各方面的技术都已发展得相当成熟,其中包括各种类型数据尤其是空间数据的采集、转换、检验与编辑、存储、分析和显示等。同时也推出了很多成功的 GIS 软件。目前世界上出售的商用 GIS 软件多达 300 多种,其应用范围涉及测绘、建筑和土木工程、自然资源调查、管理与开发、环保、农业、城乡规划、灾害监测、地籍管理、基础运输行业等许多领域。已投入使用的 GIS 每 2~3 年翻一番。全世界每年的 GIS 产业的产值已接近 100 亿美元。仅美国 1996 年的 GIS 软件、硬件和服务的产值就已达 28 亿美元,其中还不包括数据产品,并且目前还在以每年 35% 的速率递增。

从 GIS 理论的研究方向看,目前主要集中在以下几个方面^[116—119]:①研制适合于建立高度集成的数据结构模型。现已陆续提出了时空数据模型、VORONOI 动态空间数据模型、三维空间数据模型、分布式空间数据模型以及面向对象的数据模型等;②面对海量的数据源,如何解决图形、影像和文字数据的自动采集和自动更新问题,如扫描矢量化、地物识别、分色扫描矢量化技术、利用遥感数据自动提取地形信息等;③多种不同分辨率、不同精度、不同时间数据源的数据的融合;④探索和研究多尺度 GIS 或称“独立于比例尺”的 GIS,以满足一库多用;⑤GIS 的目标/空间建模;⑥地学对象的快速空间查询和分析;⑦建立 GIS 的质量模型和处理 GIS 数据的不确定性;⑧如何建立一个面向用户、与用户友好、易于学习和掌握的“高级傻瓜”式的用户界面;⑨如何从目前的 2 或 2.5 维 GIS 发展到真 3 维 GIS 和带时间坐标的 4 维 GIS。

再从计算机技术发展的角度来看新一代 GIS 的发展趋向。Internet/Intranet 和 Web 技术

的发展开创了分布式计算为核心的计算机网络新时代,引起了 IT 产业的巨大变革,极大地推动了人类从后工业社会迈向信息社会的进程。同时,浩瀚无边的信息资源使 GIS 概念发生了重大变化,给新一代 GIS 的技术重构带来了巨大的机遇与挑战:一是从以应用软件为中心的世界转向以数据为中心的世界(以微软的 OLE2.0 版的推出为标志),GIS 的空间分析方法也由原理驱动转为数据驱动。以分布、异构的数据共享为目标,在技术上采用分布式计算平台与三层客户机服务器结构,支持互操作和元数据库管理;二是从孤立、封闭的 GIS 小圈子进入开放的 IT 产业的大潮流,采用主流技术的标准与协议,为非 GIS 领域访问空间数据提供便利,实现 GIS 空间数据的互操作和全关系化;三是从单纯的 GIS 技术转向同各种专业应用相结合,实现 GIS 软件的组织化,使它易于与专业应用软件相链接,进而使之在全球信息基础设施上得到广泛应用。1994 年,以推动 GIS 的开发、实现互操作为目标的 Open GIS 联盟(OGC)成立,现已有 140 多名成员,包括有微软、IBM 等多家计算机厂商及主要 GIS 厂商、政府机构、大学、集成商等,GIS 的发展从此进入一个新阶段。1999 年初,美国副总统戈尔发表的建立“数字地球”的演说,提出用分布式、可互操作的 GIS 来组织和管理全球的自然、经济、社会和历史数据,模拟地球上人类的各种活动乃至地球的沿革过程,从而更好地认识和管理我们这颗星球,为人类提供更好的服务,这是一个充满想像力的战略动议,他的演说在各界引起了巨大反响。此外,建立全球地理空间基础设施(global spatial data infrastructure, GSDI)的运动已经发起,国家地理空间基础设施(NSDI)、区域地理空间基础设施(RSDI)都在蓬勃发展中,这将是一个长期的、全球的、浩瀚而艰巨的工程,对于推动全球信息化进程,改变下一世纪人类的工作、生活乃至思维方式都将起到不可估量的作用,GIS 也必将在其中获得更大的发展。

1.4.3 “3S”技术在蝗虫测报中应用的现状与前景

长期以来,草地蝗虫测报工作被认为仅仅是草地管理部门或植保部门的工作;由于技术人员的专业构成等的关系,生物学方法被看作是蝗虫的主要测报手段,而地理的概念往往被忽视。然而,草地蝗虫测报的目的,不仅要掌握蝗虫发生数量和发生时间,而且还必须掌握其发生的空间位置。空间定位是否准确,直接影响到蝗虫发生面积的确定以及草地蝗虫为害损失的计算和制订防治计划的制订(如估算人力、物力、用药量以及确定防治区域等)。事实上,在进行草地蝗虫测报时,所使用的绝大部分信息都是与空间位置有关的,其中包括蝗虫本身的调查数据,如蝗虫的分布及种群结构、密度和虫卵分布等。此外,各生境要素也无不与空间位置有关。对于这些空间信息,必需进行空间分析。由此可见,在草地蝗虫测报中,“空间”的概念已经渗透于从数据获取、数据分析到成果输出的全过程中。然而,传统的生物学方法很难解决这类问题,而处理与空间有关的信息正是遥感、地理信息系统、全球定位系统所构成的“3S”技术的特长。由此可见,“3S”技术在蝗虫测报工作中可以发挥重要的作用。

让我们简要地回顾一下国内外利用遥感、GIS 技术进行蝗虫测报的情况。在国外,从 20 世纪 80 年代初期起就已将卫星遥感技术应用于蝗虫监测。由于蝗虫个体小,不可能从遥感图像上直接对它们进行监测,因此这些研究几乎无一例外地都采用间接监测方法,即通过对蝗虫所栖息的生境(habitats 或 biotopes)的监测去实现对蝗虫发生地点的评估。在研究工作的早期,几乎都是采用 LANDSAT/MSS 图像资料^[119-128],后期则多应用 LANDSAT/TM 与

NOAA/AVHRR 图像资料^[8,129—132]。从生境要素的提取来看,早期只是利用遥感图像划分出几种较粗略的蝗虫生境类型,如冲积平原、阶地、山地、沙丘等,并评价各种生境类型中蝗虫潜在发生的可能性及其程度^[121,126—128];后来,研究者普遍将植被作为最重要的蝗虫生境要素加以监测,利用遥感技术进行较细致的植被类型划分,并利用植被指数(vegetation index, VI)等方法获取植被生长状况及生物量,以及评定不同植被条件下蝗虫的可能发生状况^[9,124,131—135]。此外,部分研究者还利用 TM 或 MSS 图像与气象卫星 NOAA 图像相结合的方法,并获取部分气象参数(如温度、降水),实现对蝗虫发生的监测^[8,124,134]。可以说,这一阶段研究的特点,主要是以遥感技术为主,其研究目标尚停留在“监测”阶段,结果也局限于对蝗虫生境类型的划分、制图与定性评估,还未及开展对蝗虫生境类型及其参数与蝗虫种群结构和数量的关系的深入研究。

随后,一些昆虫学家开始利用生物数量分析方法定量地研究蝗虫发生与生态环境因子之间关系的机理,并成功地建立了灾变模型、空间自相关模型及阈值模型等蝗虫发生的测报模型,从此时起,GIS 技术便开始逐步应用于蝗虫的预测预报。这类研究尝试将数据、方法与用户需求集成一体,建立测报技术系统,并已取得较大的成功,如 FAO 研制的“SWARMS”系统及美国怀俄明大学研制的蝗虫测报系统。其中,SWARMS 系统是一个用于沙漠蝗预警的 GIS 系统,运行于 FAO 沙漠蝗信息服务署以 UNIX 为操作系统的工作站上,并与卫星地面站相连,通过因特网及时获取有关国家补充收集的野外监测信息,并能将测报结果及时反馈给这些国家。此外,澳大利亚蝗虫防治委员会(APLC)近年来已建立基于“3S”技术的决策支持系统(DSS),该系统以 Arcview 为平台,并有专门的蝗虫监测模型(GENSECT),该系统具有数据管理、分析及决策等功能,现已在该国蝗虫的监测中获得应用^[136]。

在我国,遥感、GIS 与 GPS 组成的“3S”技术直接应用于蝗虫测报的研究还刚刚起步。然而,如前所述,“3S”技术的应用研究在我国的一些领域开展得已相当广泛,如农作物长势的动态监测,草地资源的监测与评价,以及森林病虫害监测和农作物估产等等。不仅如此,在部分应用中已实现了“3S”技术集成,并建立了可运行的软件系统。由此可见,利用“3S”技术进行我国草地蝗虫的测报乃至建立测报系统,应该说完全有可能,而且已有了相当好的基础。

参 考 文 献

- [1] 印象初. 青藏高原的蝗虫. 北京: 科学出版社, 1984
- [2] 陈永林. 蝗虫和蝗灾. 生物学通报, 1991, 11: 9—12
- [3] Meinzingen W Fed. A guide to migrant pest management in Africa. FAO, Rome. 1993
- [4] 李鸿昌, 陈永林. 内蒙古典型草原蝗虫食性的研究(II): 优势蝗虫在自然植物群落中的取食特性. 见: 中科院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第1集). 北京: 科学出版社, 1985, 154—163
- [5] 李鸿昌, 席瑞华, 陈永林. 内蒙古典型草原蝗虫食性的研究(I): 罩笼供食下的取食特性. 生态学报, 1983, 3(3): 214—228
- [6] 巩爱岐. 论青海省草地鼠虫害的现状与防治对策. 青海草业, 1997, 6(3): 8—10
- [7] 马耀, 李鸿昌, 康乐. 内蒙古草地昆虫. 杨凌: 天则出版社, 1991
- [8] Tucker C J, Hielkema J U, Roffey J. The potential of satellite remote sensing of ecological conditions for survey and forecasting desert locust activity. *The Int J of Remote Sensing*, 1985, 6: 127—138
- [9] Bryceson K P. The use of Landsat MSS data to determine the distribution of locust eggbeds in the Riverina Region of New South Wales, Australia. *The Int J of Remote Sensing*, 1989, 10: 1749—1762
- [10] Latchininsky A V. Grasshopper problems in Yacutia (eastern Siberia, Russia) grasslands. *J of Orthoptera Research*, 1995, 4: 29—34
- [11] Joern A, Gaines S B. Population dynamics and regulation in grasshoppers. In: Chapman R F, Joern A eds. *Biology of Grasshoppers*. New York: John Wiley, 1990, 415—482
- [12] 夏凯龄主编. 中国动物志(昆虫纲), 第4卷(直翅目: 蝗总科). 北京: 科学出版社, 1994
- [13] 陈永林. 新疆维吾尔自治区的蝗虫研究: 蝗虫的分布. 昆虫学报, 1981, 24(1): 17—27
- [14] 陈永林. 新疆维吾尔自治区的蝗虫研究: 蝗虫的分布(续). 昆虫学报, 1981, 24(2): 166—173
- [15] 夏凯龄. 中国蝗科分类概要. 北京: 科学出版社, 1958
- [16] 陈永林, 夏凯龄, 马世骏. 新疆蝗虫地理的研究. 科学通报, 1957, 7: 211—212
- [17] 郑哲民. 云贵川陕宁地区的蝗虫. 北京: 科学出版社, 1985
- [18] 刘举鹏. 中国蝗虫鉴定手册. 杨凌: 天则出版社, 1990
- [19] 刘举鹏, 席瑞华, 李炳文等. 中国蝗卵图鉴. 杨凌: 天则出版社, 1990
- [20] 李鸿昌, 马耀, 张卓然等. 内蒙古蝗总科(Acridoidea)的区系组成及其区域分布的研究. 昆虫分类学报, 1990, 12(34): 171—193
- [21] 黄人鑫, 何斌. 新疆天山西部果子沟山区蝗虫的垂直分布. 昆虫知识, 1984, 21(5): 201—203
- [22] 任春光. 河北蝗虫的垂直分布. 昆虫知识, 1990, 27(2): 85—87
- [23] 钦俊德, 郭鄂, 郑竺英. 东亚飞蝗的食性和食物利用以及不同食料植物对其生长和生殖的影响. 昆虫学报, 1957, 7(2): 143—166
- [24] 钦俊德. 植食性昆虫食性的生理基础. 昆虫学报, 1980, 23(1): 106—123
- [25] 李鸿昌, 王征, 陈永林. 典型草原三种蝗虫成虫期的食物消耗量及其利用的初步研究. 生态学报, 1987, 7(4): 331—338
- [26] 张爱国, 李鸿昌. 自然环境温度和食物含水量对狭翅雏蝗食物消耗量的影响. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京: 科学出版社, 1992, 77—80
- [27] 康乐, 陈永林. 草原蝗虫的营养生态位. 昆虫学报, 1994, 36(2): 179—186
- [28] 康乐, 陈永林. 典型草原蝗虫种群数量、生物量和能值的比较研究. 见: 中国科学院内蒙古草原生态

- 系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京: 科学出版社, 1992, 141—150
- [29] 李鸿昌, 范伟民, 邱星辉. 狭翅雏蝗取食牧草掉落毁损的研究. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京: 科学出版社, 1992, 99—108
- [30] 张爱国, 李鸿昌, 陈永林. 狭翅雏蝗的食物消耗量和对牧草危害的研究. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京: 科学出版社, 1992, 89—98
- [31] 范伟民, 李鸿昌, 邱星辉. 草原蝗虫危害损失的概念及其计算方法. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京: 科学出版社, 1997, 283—287
- [32] 邱星辉, 李鸿昌, 范伟民. 狭翅雏蝗对三种植物的利用效率及温度对其排粪效应的研究. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京: 科学出版社, 1997, 196—201
- [33] 王智翔, 陈永林. 内蒙古锡林河流域典型草原狭翅雏蝗种群动态与气象关系的研究. 生态学报, 1987, 7(3): 246—255
- [34] 王智翔, 陈永林, 马世骏. 温、湿度对狭翅雏蝗实验种群的影响. 生态学报, 1988, 8(2): 125—132
- [35] 康乐. 蝗虫群落动态对草原放牧活动的反应. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 科学出版社, 1997, 43—61
- [36] 邱星辉, 李鸿昌, 范伟民. 三种不同植物群落中狭翅雏蝗的种群数量特征分析. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京: 科学出版社, 1997, 202—208
- [37] 邱星辉, 李鸿昌, 范伟民. 冷蒿草原4种蝗虫的空间格局及其种间关联的研究. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京: 科学出版社, 1997, 209—214
- [38] 邱式邦, 林汉达, 蒋元辉等. 蝗虫的分布消长和活动与植物关系的研究. 植物保护学报, 1962, 1(2): 17—22
- [39] 康乐, 李鸿昌, 陈永林. 内蒙古锡林河流域直翅目昆虫生态分布规律与植被类型关系的研究. 植物生态学与地植物学学报, 1989, 13(4): 341—349
- [40] 李世纯, 刘喜悦, 谭耀匡等. 粉红掠鸟的食性及其对蝗虫种群密度的影响. 动物学报, 1975, 21(1): 71—77
- [41] 黄心华, 尤端淑, 马世骏. 高温低湿土壤对东亚飞蝗卵孵化的影响. 植物保护学报, 1965, 4(2): 119
- [42] 刘举鹏, 席瑞华. 蝗虫产卵选择的初步研究. 昆虫知识, 1984, 21(5): 204—207
- [43] 钦俊德, 郭郭, 翟启慧. 蝗卵的研究(II): 蝗卵在孵化时的变化及其意义. 昆虫学报, 1956, 6(1): 37—60
- [44] 钦俊德, 郭郭, 翟启慧. 蝗卵的研究(IV): 浸水对于蝗卵胚胎发育和死亡的影响. 昆虫学报, 1959, 9(4): 287—305
- [45] 钦俊德. 蝗卵的研究(III): 东亚飞蝗卵的失水和耐旱能力. 昆虫学报, 1958, 5(3): 207—225
- [46] 尤端淑, 马世骏. 东亚飞蝗产卵及蝗卵孵化与土壤含盐量的关系. 植物保护学报, 1964, 3(4): 333—344
- [47] 侯天爵. 我国草地病虫害及防治研究. 见: 中国草地科学与草业发展. 北京: 科学出版社, 1989, 103—106
- [48] 陈永林, 刘举鹏, 黄春梅等. 新疆蝗虫地理的研究. 科学通报, 1957, 7: 211—212
- [49] 郑哲民, 韩荣坤. 青海省海南藏族自治州蝗虫调查. 昆虫学报, 1974, 17(4): 428—440
- [50] 李典谟. 系统分析与害虫的综合管理. 昆虫知识, 1985, 22(3): 125—129
- [51] 李鸿昌, 阎承守. 内蒙古草原蝗害调查与防治问题. 昆虫知识, 1977, 14(4): 111—113
- [52] 李鸿昌, 阎承守. 内蒙古地区土蝗及其防治问题. (内蒙古)植保知识, 1979, 1: 9—14
- [53] 吴亚, 金翠霞. 试论草原蝗虫的发生与防治. 中国农业科学, 1981, 4: 81—85
- [54] 阿斯郎, 徐绍庭, 宋银芳等. 科尔沁草原的蝗虫及其防治. 中国草地, 1988, 3: 16—18
- [55] 康乐, 陈永林. 草原蝗虫时空异质性的研究. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京: 科学出版社, 1992, 109—123

- [56] 马世骏. 昆虫种群的空间、数量、时间结构及其动态. 昆虫学报, 1964, 13(1): 38—55
- [57] 丁岩钦. 昆虫数量生态学. 北京: 科学出版社, 1994
- [58] 丁岩钦, 李典谟, 陈玉平. 东亚飞蝗的分布型的研究及其应用. 昆虫学报, 1978, 21(3): 243—259
- [59] 贺答汉, 田涛, 任国栋. 荒漠草原昆虫的群落结构及其演替规律初探. 中国草地, 1989, 3: 24—28
- [60] 吴亚, 金翠霞. 荒漠开垦与昆虫群落演替. 昆虫学报, 1978, 21(4): 393—406
- [61] Lockwood J A, DeBrey L D. A solution for the sudden and unexplained extinction of the Rocky Mountain Locust, *Melanoplus spretus* (Walsh). *Entomol*, 1990, 19: 1194—1205
- [62] Everts J W, Ba L. Environmental effects of locust control: state of the art and perspectives. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 331—336
- [63] Balanca G, Viassier M-N de. Side-effects of insecticides on non-target arthropods in Burkina Faso. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 361—368
- [64] Valk H van der, Niassy A. Side-effects of locust control on beneficial arthropods; research approaches used by the Locustox project in Senegal. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 337—344
- [65] Peveling R, Hartl J, Kohne E. Side-effects of the insect growth regulator triflumuron on spiders. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 345—360
- [66] Lahr J, Diallo A O. Effects of anti-locust insecticides in surface waters in the Sahel: a summary of five years of research. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 377—382
- [67] Stephan D, Welling M, Zimmermann G. Locust control with *Metarhizium flavoviride*; new approaches in the development of a biopreparation on blastospores. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 151—158
- [68] Lomer C J, 1997. *Metarhizium flavoviride*; recent results in the control of locusts and grasshoppers. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 159—170
- [69] Delgado F X, Britton J H, Lobo-Lima M L, et al. Small-scale field trials with entomopathogenic fungi against *Locusta migratoria capito* in Madagascar and *Oedaleus senegalensis* in Cape Verde. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 171—176
- [70] Milner R J, Baker G L, Hooper G H S, et al. Development of a mycoinsecticide for the Australian plague locust. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 177—184
- [71] Riley J R. Remote sensing in entomology. *Ann Rev of Entomol*, 1989, 34: 247—271
- [72] Liebhold M A, Rossi R E, Kem W P. Geostatistics and geographic information systems in applied insect ecology. *Ann Rev of Entomol*, 1993, 38: 303—327
- [73] Connell J H, W P Sousa. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Am Nat*, 1983, 121: 789—824
- [74] Lockwood J A, Kemp W P, Onsager J A. Long-term, large-scale effects of insecticidal control in rangeland grasshopper populations. *J Econ Entomol*, 1988, 81: 1258—1264
- [75] Chara B. Control of the desert locust: strategy, organisation and means. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 475—486
- [76] Babah M A O. Strategy for controlling the desert locust in Mauritania. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 487—493
- [77] Latchiminsky A V. Grasshopper control in Siberia: strategies and perspectives. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 493—504
- [78] Showler A T. Proaction: strategic framework for today's reality. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 461—466

- [79] Huis A van. Can we prevent desert locust plagues? In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 453—460
- [80] Hewitt G B, Onsager J A. Control of grasshoppers on rangeland in the United States; a perspective. *J of Range Management*, 1983, 36: 202—207
- [81] Lecoq M, Duranton J -F, Rachadi T. Towards an integrated strategy for the control of the desert locust. In: Krall S et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 467—474
- [82] Schaefer G W. Radar studies of locust, moth and butterfly migration in the Sahara. *Proc R Entomol Soc*, London. 1969, 34: 33, 39—40
- [83] Drake V A, Farrow R A. The nocturnal migration of the Australian plague locust, *Chortoicetes terminifera* (Walker) (*Orthoptera: Acrididae*): quantitative radar observations of a series of northward flights. *Bull Entomol Res*, 1983, 73: 567—585
- [84] Riley J R, Reynolds D R. Radar-based studies of the migratory flight of grasshoppers in the middle Niger area of Mali. *Proc R Entomol Soc*, London. Ser B, 1979, 204: 67—82
- [85] Schaefer G W. Radar observations of insect flight. *Symp R Entomol Soc*, London. 1976, 7: 157—97
- [86] Riley J R. Collective orientation in night-flying insects. *Nature*, 1975, 253: 113—13
- [87] Riley J R, Reynolds D R. Orientation at night by high-flying insects. In: Danthanarayana W ed. *Insect Flight Dispersal and Migration*. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag, 1986, 55—62
- [88] Riley J R, Reynolds D R. Vertical-looking radar as a means to improve forecasting and control desert locusts. In: Krall S et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 47—55
- [89] 康乐, 陈永林. 草原蝗虫食料植物叶片表皮显微结构的研究. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京: 科学出版社, 1992, 125—139
- [90] 陈永林, 李鸿昌, 章惠麟等. 内蒙古草原主要蝗虫及其嗜食植物的无机化学元素特征初步研究. 生态学报, 1986, 6(3): 217—228
- [91] Hanrahan S A, Horne D. Modeling brown locust outbreaks in relation to rainfall and temperature. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 69—74
- [92] Burt P J A, Colvin J, Smith S M. Forecasting the early-season eclosion of *Oedaleus senegalensis* in Sahel: the role of remotely sensed rainfall data. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 55—62
- [93] Cressman K. SWARMS: A geographic information system for desert locust forecasting. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 27—36
- [94] Antonov A G, Kambulin V E. Forecasting seasonal dynamics of the Asiatic migratory locust using *Locustae migratoria migratoria*—*Phragmites australis* forecasting system. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 81—92
- [95] Odiyo P O. Anti-locust early warning systems: recent experiences from eastern Africa. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 95—98
- [96] Magor J I, Pender J. Desert locust forecasters' GIS: a researchers' view. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 21—26
- [97] Cressman K. Results and recommendations of the working group forecasting and modeling. In: Krall S, et al eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 99—104
- [98] Johnson D L. Spatial autocorrelation, spatial modeling, and improvements in grasshopper survey methodology. *Can Entomologist*, 1989, 121: 579—588.
- [99] Lockwood J A. Rangeland grasshopper population dynamics: insights from catastrophe theory. *Ent Entomol*, 1991, 20(4): 970—979

- [100] Latchininsky A V, Gapparov F A. Locust situation in the zone of the Aral Sea ecological catastrophe. *Proc of the Int Cong of Entomol*, Firenze, 1996, 25—31
- [101] Lockwood D R, Lockwood J A. Application of catastrophe theory to population dynamics of rangeland grasshoppers. In: McDonald L L, et al eds. *Estimation and Analysis of Insect Populations*. New York: Springer-Verlag, 1988, 268—277
- [102] Lockwood J A, Lockwood D R. A unified paradigm of rangeland ecosystem dynamics through the application of catastrophe theory. *J of Range Management*, 1993, 46: 282—288
- [103] Friedel M H. Range condition assessment and concept of thresholds; a viewpoint. *J of Range Management*, 1991, 44: 422—426
- [104] Laycock W A. Stable states and thresholds of range condition on North American rangeland; a viewpoint. *J of Range Management*, 1991, 44: 427—433
- [105] Lockwood D R, Lockwood J A. Evidence of self-organized criticality in insect populations. *Complexity*, 2(4). London: John Wiley & Sons, 1997
- [106] 陈述彭主编. 遥感大辞典. 北京: 科学出版社, 1990
- [107] 文沃根. 高分辨率 IKONOS 卫星影像及其产品的特性. 遥感信息, 2000, 1: 37—38
- [108] 陈述彭, 童庆禧, 郭华东主编. 遥感信息机理研究. 北京: 科学出版社, 1998
- [109] Li X, Strahler A. Geometric-optical modeling of a coniferous forest canopy. *IEEE Trans on Geoscience and Rem Sen* V, 1985, GE-23: 207—221
- [110] Li X, Strahler A. Geometric-optical bidirectional reflectance modeling of a coniferous forest canopy. *IEEE Trans on Geoscience and Rem Sen* V, 1986, GE-24: 281—293
- [111] Li X, Strahler A, Woodcock C. A hybrid geometric optical-radiative transfer approach for modeling albedo and directional reflectance of discontinuous canopies. *IEEE Trans on Geoscience and Rem Sen*, 1995, 33(2): 466—480
- [112] 赵锐, 刘玉机, 傅肃性主编. 中国环境与资源遥感应用. 北京: 气象出版社, 1999
- [113] 田国良主编. 黄河流域典型地区遥感动态研究. 北京: 科学出版社, 1990
- [114] 王之卓. 遥感、地理信息系统和全球定位系统的发展过程及其集成. 见: 杜道生、陈军、李征航主编. RS、GIS、GPS 的集成与应用. 北京: 测绘出版社, 1995, 1—8
- [115] 阚国年, 吴平生, 周晓波. 地理信息科学导论. 北京: 中国科学技术出版社, 1999
- [116] 黄裕霞, 陈常松, 何建邦. 开放式地理信息系统及其相关技术. 遥感信息, 1998, 2: 25—28
- [117] 蒋景瞳, 刘若梅. 国外 GIS 标准化进展和我国的对策. 遥感信息, 1996, 3: 19—22
- [118] 张祖勋, 黄明智. 时态 GIS 的概念、功能和应用. 测绘通报, 1995, 2: 12—17
- [119] Bryceson K P, Wright D E. An analysis of the 1984 locust plague in Australia using Landsat multispectral data and a simulation model of locust development. *Agr Ecos Env*, 1986, 16: 87—102
- [120] Bryceson K P. The use of Landsat MSS data to determine the distribution of locust eggbeds in the Riverina Region of New South Wales, Australia. *The Int J Rem Sens*, 1989, 10: 1749—1762
- [121] McCulloch L C, Hunter D M. Identification and monitoring of Australian plague locust habitats from Landsat. *Rem Sens of Envir*, 1983, 13: 95—102
- [122] Rencz A N, Nemeth J. Detection of mountain pine beetle infestation using Landsat MSS and simulated thematic mapper data. *Can J of Rem Sens*, 1985, 11: 50—58
- [123] Tucker C J, et al. The potential of satellite remote sensing of ecological condition for survey and forecasting desert-locust activity. *Int J Rem Sens*, 1985, 6(1): 127—138
- [124] Hielkema J U, et al. Assessment of ecological conditions associated with the 1980/81 desert locust plague upsurge in West Africa using environmental satellite data. *Int J Rem Sens*, 1986, 7(11): 1609—1622

- [125] Sinha P P, Chandra S. Monitoring desert locust breeding habitats through satellite imagery. *Plant Prot Bull*, 1985, 37(3—4): 29—32
- [126] Hielkema J U. Remote sensing technique and methodologies for monitoring ecological conditions for desert locust population development. Tech/series, FAO/USAID/INT/349/FAO, Rome. 1980
- [127] Hielkema J U, Howard J A. Application of remote sensing technique for desert locust survey and control. Tech/series, AGP/ LCC/76/4. FAO, Rome. 1976
- [128] Hielkema J U, Ayyangar R S, Sinha P P. Satellite Remote Sensing; a new dimension in international desert locust survey and control. *Plant Prot Bull*, 1981, 33(3—4): 165—173
- [129] Dreiser U. Mapping of desert locust habitats using remote sensing techniques. *Proc Int Symp on Operationalization of Remote sensing*, ITC, Enschede, 1993, 63—69
- [130] Voss F, Dreiser U. Mapping of desert locust habitats using remote sensing techniques. In: Krall S *et al* eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 37—46
- [131] Sinha P P, Chandra S. Mapping of locust prone areas in western Rajasthan using remote sensing data of 1986 and 1981; a case study. *Plant Prot Bull*, 1994, 46(1): 38—42
- [132] Voss F, Dreiser U. Mapping of desert locust and other migratory pests habitats using remote sensing techniques. In: Krall S, Wilps H, eds. *New Trends in Locust Control*. GIZ, Berlin, 1994, 23—40
- [133] Voss F, Dreiser U. Mapping of desert locust habitats using remote sensing techniques, In: Krall S *et al* eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 37—46
- [134] Tappan G G, Moore D G, Knausenberger W I. Monitoring grasshopper and locust habitats in Sahelian Africa using GIS and remote sensing technology. *Int J Geog Infor Sys*, 1991, 5: 123—135
- [135] Launois M. The SGR biomodel: a synoptic model for surveillance and early warning specific to the desert locust over the whole of its distribution habitat. In: Krall S, *et al* eds. *New Strategies in Locust Control*. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 93—94
- [136] APLC. Annual report (1996—1997). Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Australia. Canberra. 1998

第2章 环青海湖地区的生态环境与草地蝗虫概况

§ 2.1 青海湖及环湖地区概况

2.1.1 青海湖

青海湖又称库库诺尔,错鄂博,古称西海、鲜禾羌海和错温布。湖水清澈碧蓝,湖面广袤如海,故名。库库诺尔系蒙语译名,意为青色的海;错鄂博系藏语音译名,意即西海。青海得名于北魏,《魏书》卷一〇一之《列传》“吐谷浑”条中载:“青海周回千余里,中有小山,……东西对峙。水色青绿,冬夏不枯不溢。自日月山望之,如黑云冉冉而来”^[1]。

青海湖形成于早—中更新世,成湖初期,属外流淡水湖,流入黄河。晚更新世初,盆地东部地壳强烈上升,青海湖逐渐演变为内陆湖^[2]。

青海湖地处青藏高原东北隅,青海省东部,所跨地理经纬度为 $36^{\circ}32'—37^{\circ}15'N$, $99^{\circ}36'—100^{\circ}47'E$ (图2-1)。从卫星遥感图像上看,青海湖的外形似梨状,长轴呈西北至东南向,西宽东窄。1981年实测湖面海拔3193.69m,东西长约109.0km,南北宽约65.0km,最大宽67.0km,平均宽39.8km,湖周长360km,湖泊面积4340.0km²,最大水深27.0m,平均水深17.9m,蓄水量 $7.78 \times 10^{10}m^3$;若与1961年中国科学院兰州地质研究所等单位所测得的数据相比,20年内青海湖面

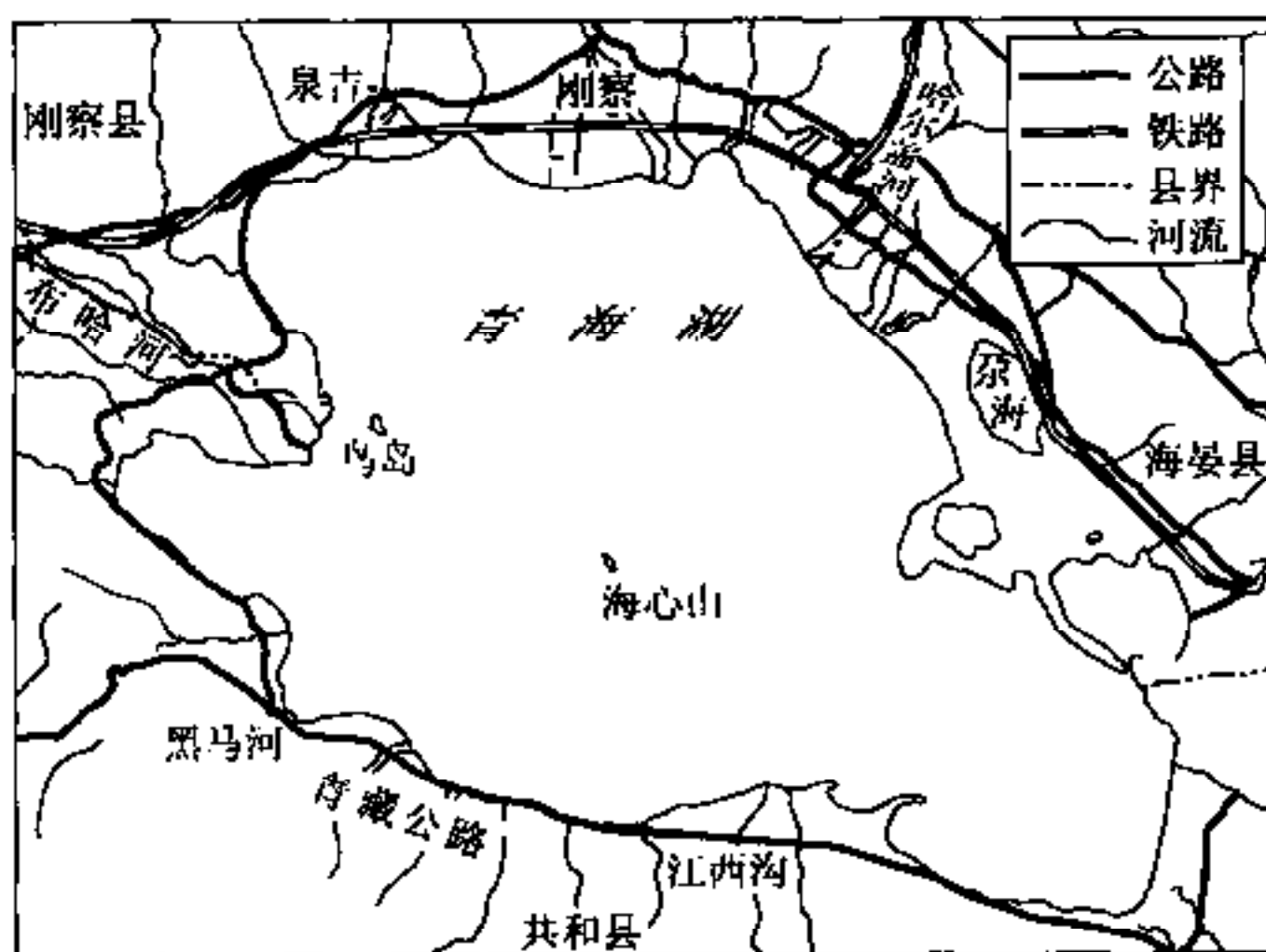


图2-1 环青海湖地区地理概况图

积减少了295.0km²,蓄水量减少了 $7.6 \times 10^9m^3$ 。湖东分布有尕斯库勒湖、耳海、新尕斯库勒湖和海晏湾泻湖,湖中有沙岛、海心山、鸟岛、三块石等岛屿,其中沙岛面积最大,近10.0km²,次为海心山,面积为0.94km²。

青海湖的集水面积约29661km²。湖水主要依赖于地表径流和湖面降水补给。由于青海湖地处高寒半干旱地区,湖面蒸发量大,因此湖水的矿化度较大,1961年为12.49g/L,1986年增至13.84g/L,咸化趋势明显,它已成为我国第一大微咸水湖。

青海湖地区在石器时代就有人类活动,这从黑马河、江西沟等地的黄土层中发现的石器和木炭,以及海晏县三角城、尕斯库勒城和刚察县的阳古城、共和县石乃亥的石头城等考古

出土的珍贵文物、古城池以及多处古代岩画都可得以证明^{[3]①}。青海湖的南岸和北岸地区,历史上为有名的丝绸南路——青海道和唐番古道的必经之地,对联系西域、吐番和中原的文化和经济交流起了重要的作用。青海湖周围为少数民族为主的多民族聚居地区,青海湖一向被少数民族视为神灵。此外,自唐玄宗天宝十年(公元751年)起,历代王朝都给青海湖封号。从清雍正起,朝廷每年都要派钦差大臣千里迢迢来到青海湖举行隆重的祭湖仪式。

2.1.2 环湖地区社会经济概况

1. 行政区域及人口

本书所论述的环青海湖地区(以下简称“环湖地区”)实际上是整个青海湖流域的一部分,它涉及青海省东部的三个县,即海北州的刚察县、海晏县及海南州的共和县。三县共有22个乡和130个行政村,其中牧业乡16个,牧业村86个^[4]。这些牧业乡和牧业村大部分包括在环湖地区之内(表2-1)。

表2-1 环青海湖地区所包括的县和乡

县	驻地	乡
刚察县	沙柳河	沙柳河、伊克乌兰、泉吉、吉尔孟、哈尔盖
海晏县	三角城	银滩、金滩、青海湖、托勒、甘子河
共和县	恰卜恰镇	恰卜恰、铁盖、东巴、倒淌河、黑马河、石乃亥、江西沟、切吉

建国前环湖地区人口很少。建国以后,随着人民生活水平的不断提高和医疗卫生条件的不断改善,婴儿成活率的增加,人口死亡率的下降,平均寿命的延长,人口数量一直保持着增长的势头。1949—1957年间,本区人口平均增长率为6.63%。1958—1961年间,因大规模农垦的开展,外来人口大量拥入本地区,使得人口急剧增长,人口年平均增长率高达10.69%。1978—1987年间,人口平均增长率虽降为1.41%,但仍高于全国人口平均增长率。截止1987年底,本地区人口总数为90458人。然而,由于本地区地域辽阔,因此人口密度不高,每平方千米平均只有3.05人,远低于全国人口密度水平。目前本地区有农业人口(含农林牧副渔各业)68547人,占总人口的75.78%。有汉、藏、蒙、回、土、撒拉族等12个民族,从事畜牧业的主要是藏族和蒙古族。

2. 交通状况

环湖地区交通条件较差。但由于近年来各级政府的重视,交通条件有了明显的改善。目前,青藏铁路及青康、宁张、湟冰公路以及在建的西宁—拉萨高等级公路均穿越本地区。此外,各乡(镇)也都已通行汽车,这为本地区的社会经济发展创造了非常有利的条件。尽管如此,目前本地区的交通运输条件还不能很好地满足经济建设和人们生活的需求。特别是面积辽阔的广大牧区,人口稀少,居住分散,交通不便,信息闭塞,这已成为制约本地区经济进一步发展的重要因素之一。

① 中国科学院西北高原生物研究所,青海省环境保护局大自然保护调查队,青海湖地区生态环境规划研究,1993.

3. 资源状况

环湖地区尽管自然条件比较恶劣,但自然资源仍相当丰富。本地区有一定特色和优势的自然资源主要有以下几类:

(1) 草地资源

环湖地区草地面积占该地区土地总面积的比例高达 90% 左右,其中一、二等优质或质量较高的草地的面积比例较大。尤其是位于青海湖以北和西北部的刚察县,一、二等草地的面积比例高达 74%;青海湖南岸属于共和县的部分,因绝大部分为海拔很高的青海南山,因此一、二等草地的面积比例较低,仅为 29%。但从总体上说,环湖地区畜牧业生产水平和草地产值较低,经济效益较差。

近一二十年以来,由于国家对草地资源建设和保护的日益重视,环湖地区的草地管理工作正在得到不断加强。同时,国家和地方制定和颁布了一系列法律、法规,如《中华人民共和国草原法》,农业部的《草原灭鼠治虫实施规定》和《草原鼠虫害预报规程》,以及青海省的《青海省草原承包办法》,它们为本地区草地资源的合理利用和科学管理发挥了重要的作用。然而,本地区在发展畜牧业上目前尚未根本摆脱“靠天养畜”的被动局面,人工草地数量较少,冬春草场与夏秋草场的面积不平衡,尤其是冬春牧草缺乏,以至牲畜普遍存在“夏壮、秋肥、冬瘦、春死”的现象。此外,由于长期超载过牧,天然草场尤其是冬春草场的牧草产量下降,草场退化现象相当严重,鼠虫害频繁发生,毒杂草不断蔓延,严重地影响牲畜的正常采食(表 2-2)。另外,牲畜棚圈简陋,特别是草地的水利设施管理不善,且年久失修,草场干旱和牲畜饮水问题尚未根本解决^[5]。表 2-3 为刚察县 1980 年到 1997 年各类草场鲜草量的变动情况表,由表可见,在这一时段内,该县草场的鲜草产量均有明显下降,其中亚高山草甸下降幅度最大,其次为高寒沼泽化草甸。下降最少的是高寒草原,下降数也高达 33.97%。

表 2-2 环湖地区三县草地资源状况

县 名	土 地 总面积 (km ²)	草 场 总面积 (km ²)	可利用 面 积 (km ²)	退 化 草 场					人工 草场 (km ²)	缺水 草场 (km ²)
				总面积 (km ²)	比例 (%)	轻度 (km ²)	中度 (km ²)	重度 (km ²)		
刚 察	7895.7	6902.4	6381.8	152.5	2.21	/	152.5	/	2.6	363.0
共 和	14338.6	12883.1	12149.0	5060.1	39.28	637.9	4122.5	299.7	3.3	773.3
海 晏	2906.3	2409.1	2361.3	827.3	34.34	529.1	253.9	44.4	2.7	500.0
总 计	25140.6	22194.6	20892.1	6039.9	27.21	1167.0	4528.9	344.1	8.6	1636.3

资料来源:① 青海省草原总站.全国重点牧区青海省环湖片草场资源调查统计.1985.

② 青海省草原总站.全国重点牧区青海省环湖片草场资源调查报告.1986.

表 2-3 刚察县各类草场鲜草产量对比表

年份	山地草原 (kg/hm ²)	高寒草原 (kg/hm ²)	高 寒 草 甸			平均 (kg/hm ²)
			亚高山草甸(kg/hm ²)	沼泽化草甸(kg/hm ²)	灌丛草甸(kg/hm ²)	
1980	3375.7	1787.0	2906.4	2531.0	3026.6	2607.2
1992	1924.2	1212.9	1303.1	1296.0	1675.3	1399.8
1997	1425.0	1180.0	1256.3	1258.4	1570.9	1338.1

(2) 野生动植物资源

在特定的地理位置和自然条件影响下,环湖地区出现了较为丰富的野生动植物资源^[6]。据初步统计,本地区有种子植物 52 科、174 属、445 种,其中裸子植物 3 属 6 种,北温带分布型科属占有较大比重。植物资源以草本植物为主,其中大多属优良牧草。其他资源植物有药用植物、纤维植物、油脂植物、淀粉类植物、观赏植物、饮料类植物等,珍贵的冬虫夏草、枸杞、发菜、蕨麻等闻名中外。

据不完全统计^①,环湖地区现有野生鸟、兽 175 种,约占全省野生鸟、兽种数的 45%。其中鸟类所占比例最高,共 136 种,隶属 14 目、34 科。其次为兽类,共 39 种,隶属 7 目、17 科。在这些野生动物中,属国家一类保护动物的有 11 种,如雪豹、藏野驴、普氏原羚、野牦牛、黑颈鹤、玉带海雕等;属国家二类保护动物的有 24 种;有显著经济价值的动物约 30 种左右。

青海湖属贫营养型湖泊,浮游生物不多,湖内的鱼类区系比较简单,计有鱼类 23 科 122 种^[1]。主要鱼种有隶属裸鲤属的青海湖裸鲤及隶属条鳅科、条鳅属的甘子河条鳅、背斑条鳅、硬刺条鳅和隆头条鳅等。其中的青海湖裸鲤(俗称湟鱼)为青海湖最重要的经济鱼类。

4. 产业概况

(1) 农业

从 1949 年至 1987 年,环湖地区耕地面积的年平均增长率为 8.17%,但呈现单峰变化趋势。1949—1957 年间耕地面积的平均年增长率为 2.91%。从 1958 年起在青海湖湖盆滩地及湖滨平地上进行大面积垦荒,使该区耕地面积大幅度上升,1957—1960 年耕地面积的平均增长率高达 224.84%。据不完全统计,1960 年时环湖地区耕地总面积曾达 489.6km²,当年各类农作物播种面积达 397.7km²,此耕地面积为 1957 年的 34.28 倍。然而,由于受严酷的自然条件的限制,部分新垦农田几乎颗粒无收,因此先后陆续被迫弃耕,导致耕地面积迅速下降,到 1962 年底环湖地区耕地总面积降至 238.9km²。此后,耕地面积基本稳定在 210~240km² 之间。截止 1987 年底,环湖地区耕地总面积为 224.2km²,各类农作物的播种面积仅为 150.9km²,即占耕地总面积的 67.29%。农作物以油菜、青稞为主,另有小麦、豌豆及青饲料(以燕麦为主)等。油菜平均产量约 640.8kg/hm²,青稞平均产量约 1245kg/hm²。

(2) 畜牧业

环湖地区草地面积辽阔,畜牧业历史悠久,至今畜牧业仍是本区国民经济的主导产业。目前,本区不仅是青海省最重要的畜牧业基地,而且也是我国 11 大畜牧业生产基地之一。食草牲畜主要有藏系绵羊、牦牛、马、山羊等,其中以绵羊和牦牛为主,在牲畜总头数中分别占 80% 和 15%。环湖区的牲畜普遍耐寒、耐粗饲。畜产品有很高著名度,尤其是牦牛,其畜产品在国内外市场有很高的声誉。青海羊毛“西宁毛”是驰名中外的优质地毯毛,羔羊皮以其美观大方、质地优良、保暖性能好而闻名。

本区牲畜数量整体上一一直呈增加趋势。建国初期,各类牲畜总头数为 92.14 万头,1957 年增至 188.33 万头,年平均增长率为 9.35%。1958—1961 年间牲畜总头数略有下降,此后则继续上升,1987 年底,湖区各类牲畜总头数为 247.89 万头,折合 465.98 万个羊单位。本区各类牲畜的仔畜成活率平均为 71.05%,牲畜出栏率平均为 24.26%,商品率为 12.64%。

(3) 工业

① 中国科学院西北高原生物研究所.青海湖地区生态环境保护与持续发展可行性研究报告,1994.

由于经济落后,加上能源、交通等条件的限制,环湖地区在 1956 年工业生产几乎为空白,1957 年起才在刚察和天峻两县建起了主要以手工业为基础的工业企业。20 世纪 70 年代后,刚察、天峻等县先后建起了农机修造厂、五金厂、砖瓦厂、清真罐头厂、皮革厂及煤矿。整个地区的工业总产值自 70 年代后期起呈较快增长趋势。截止 1987 年底,本区共有工矿企业 21 个(不包括乡办和村办企业),主要集中于西部和北部地区,工业总产值为 2498 万元。

(4) 旅游业

环湖地区的旅游资源十分丰富,它为本区发展旅游业创造了得天独厚的条件。近年来,青海湖地区的旅游业发展很快,由富有特色的自然环境、人文历史及民俗风情等构成的青海湖旅游资源已吸引了越来越多的中外游客。据初步统计,1982 年以来每年到青海湖地区游览考察的人数平均达 2 万多人次,近年来游客人数更是成倍地增加。

早在 1975 年,青海省人民政府就已批准设立青海湖鸟岛自然保护区,1980 年又将大、小泉湾划归自然保护区。1986 年,经国务院批准,青海湖自然保护区被列为国家级自然保护区,这是青藏高原第一个以水禽为保护对象的国家级保护区,也是世界为数不多的被列入《水禽栖息地国际重要湿地公约》的保护区之一。自然保护区的建立和建设,在保护好自然和环境的前提下,也为环湖区旅游业的进一步发展创造了有利条件。

§ 2.2 环湖地区自然环境概况

2.2.1 地质与地貌

1. 地质

青海湖地区在地质构造上属于祁连—秦岭褶皱系,在地质历史上先后经历了加里东期、华力西期、印支期、燕山期构造运动,形成了以北西—西和北—西走向为主的区域性深大断裂。本区海侵的历史在燕山期运动的早期结束,并全面上升为陆地,此后经历了漫长的相对稳定阶段,在外动力作用下发展成为准平原。第四纪新构造运动使准平原解体,喜马拉雅山崛起,青藏高原开始形成。伴随青藏高原的整体隆升,环湖地区自身的差异性升降更加明显,日月山崛起,新分水岭形成,湖盆正负地形差别加大,从此结束了青海湖湖水外泻的历史^[2]。

环湖地区出露的地层,自老至新有元古界(以云母片岩、片麻岩、大理岩为主)、下古生界、中生界、新生界。前第三系地层主要分布于湖盆的底部及周边山区;第三系地层在湖区西部和北部有所见,以红色砾岩、砂砾岩、砂岩、粉砂岩为主;第四系地层除见于山麓及河谷外,主要分布于广阔的湖滨平原,它的主要部分为湖相地层,而且有明显的上下两个沉积旋回;上旋回以灰、深灰、灰黑色淤泥为主,常夹腐殖层和黄铁矿、小结核层;下旋回为灰黄色粉、细砂夹细砾层及粉红色薄黏土层或黄土状沉积物。

2. 地貌

青海湖的周围分布着众多的高山。北面为大通山,走向近东西,主峰的海拔高度在 4200m 以上;东面为日月山,走向北北西,自北而南分作三段,即北段的团保山(海拔 4025m)、中段的达板山(海拔 4389m)及南段的野牛山(海拔 4832m),它们组成青海湖区与湟水流域的分水岭;南面为青海南山,呈北西西向延伸,自西而东也可分作三段,它们成为青海

湖区与柴达木盆地、共和盆地和贵德盆地的分水岭。此外,在青海湖西部还有海西山,但高度不大。

环湖地区的地貌类型较为复杂,主要有湖成阶地、河流阶地、构造台地及陡峻的中、高山地等类型(图 2-2)^[2]。青海湖四周山地呈现出鲜明的多层性结构,这些山地广泛分布有三级夷平面(图 2-3)^[2]。其中,I 级夷平面海拔约 4200~4600m,由于形成最早,故保存最差,其上常见峥嵘尖削的冰蚀地形;II 级夷平面海拔 3800~4000m,形成较晚,故保存较完好,只在边坡有沟谷切割;III 级夷平面海拔 3500~3600m,形成最晚,故保存最好,局部地区还有新沉积物覆盖。这三级夷平面或以断裂相接触,在地形上表现为走向平行、被深沟分隔的长条形山脉;或形成位于山地两侧的山前高、低台地,并以山地斜坡上的阶梯式陡坎相过渡,这是环湖地区新构造运动时期几次大规模间歇性上升的标志,在青海南山北坡、大通山和日月山南坡表现得最为清楚。

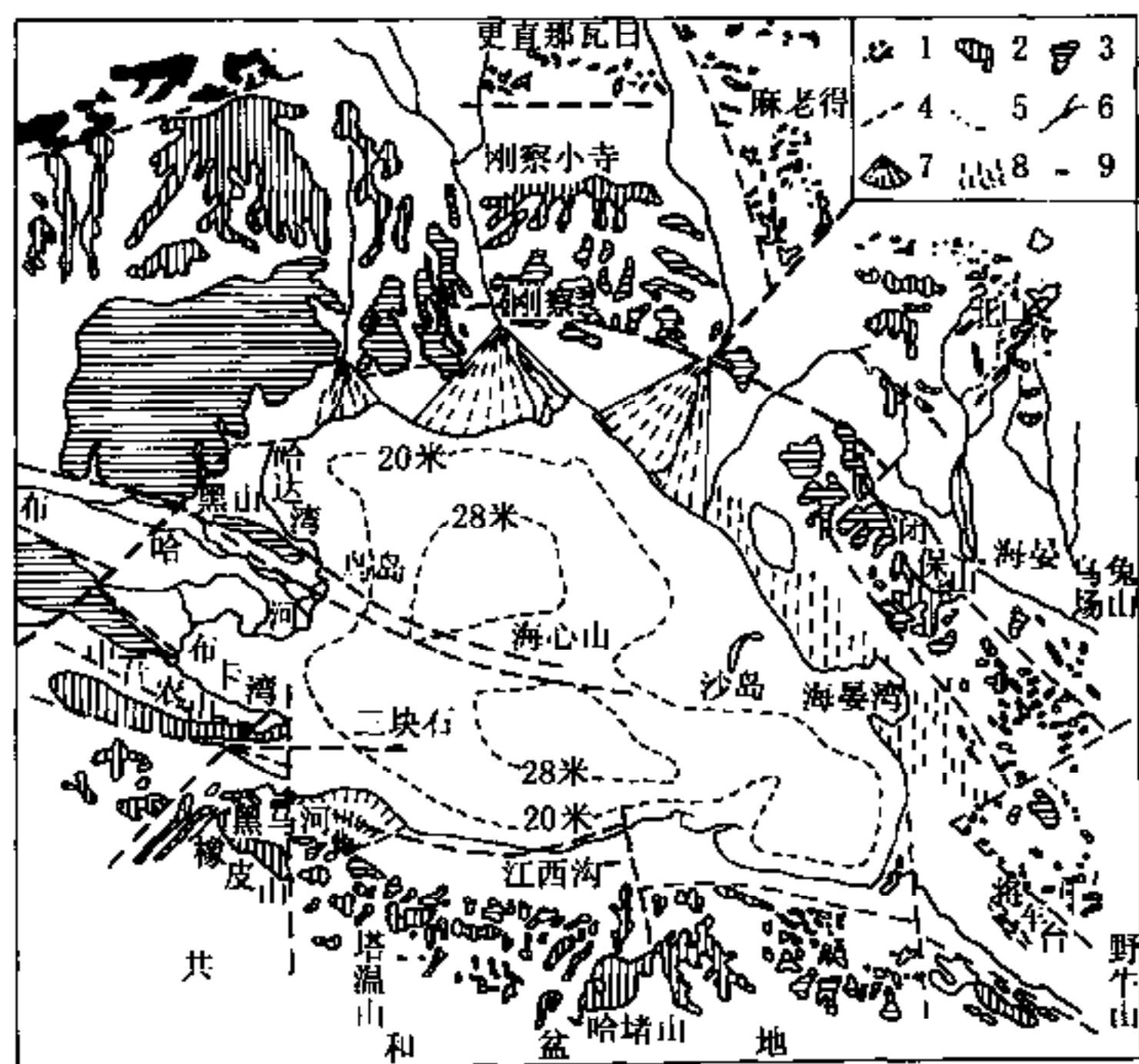


图 2-2 环青海湖地区地貌略图^[2]

1. I 级夷平面,组成高山带,形成于新第三纪初; 2. II 级夷平面,组成中山带或高山带的山前高台阶,形成于第四纪初; 3. III 级夷平面,组成低山带或高、中山带的山前低台阶,形成于晚更新世初; 4. 新构造断裂; 5. 湖水等深线;
6. 河流; 7. 大型冲积扇; 8. 风沙堆积带; 9. 居民点

在 III 级夷平面以下,常见面积广大的湖滨阶地,从成因来说包括侵蚀阶地和堆积阶地两类。侵蚀阶地有 3~5 级,它们组成低山带的多层地形和谷中谷地形,这在湖盆西部表现得十分清晰,其海拔高度分别高出青海湖湖面约 50m、70m、100m、150m、175m。堆积阶地海拔高度较小,主要是内迭式,在布哈河、倒淌河、沙柳河等河流两岸普遍发育有 3 级河成内迭式阶地;在青海湖西岸和南岸的哈达湾、二郎尖、黑马河一带,多处发育有 1~3 级湖成堆积阶地。

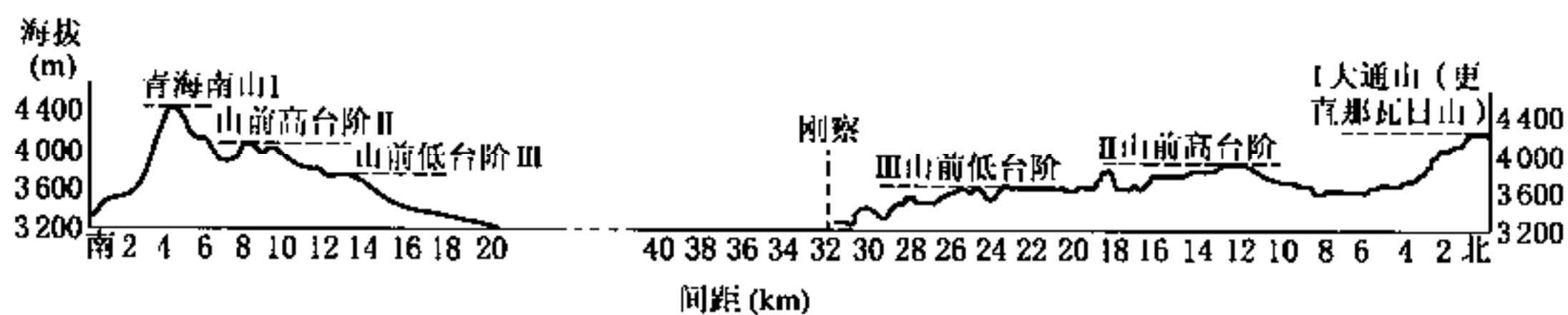


图 2-3 青海湖湖盆中部地形剖面与三级夷平面示意图^[2]

环湖地区地貌的另一特色,是在山麓倾斜平原带上分布有规模不一的冲积扇。湖盆南缘山麓的倾斜平原带较窄,宽度一般只有 1~6km;从倒淌河镇向西,冲积扇沿环湖公路连绵波状起伏,坡度陡且保存差;湖盆北缘的倾斜平原带很宽,可达 6~16km,由几个大型冲积扇连接而成,坡度较缓,保存也较好(表 2-4)。

表 2-4 环青海湖地区的大型冲积扇

	湖盆南缘		湖盆北缘		
	黑马河北	黑马河东南	乌克阿兰河	沙柳河	哈尔盖河
坡角	43'	1°10'	24'	21'	22'30"
半径(km)	9	8	9	16	17

在青海湖滨湖地带,特别是在湖湾地区,常见成行的湖堤垄,堤宽一般 8~15m,高出湖面不到 15m。在青海湖东岸,北起甘子河口,南至海晏湾以南,出现大片风沙堆积地貌,沙丘成群分布。沙丘形状有金字塔形和新月形两种,最大高度接近 100m。许多沙丘已紧迫青海湖湖岸,在沙丘中间常出现湖水受淤塞后形成的沼泽洼地。

2.2.2 气候

环湖地区属高寒半干旱气候区,其主要特点是具有明显的高原大陆性气候特征。气温年变化和日变化剧烈,四季交替不分明,仅有冷季和暖季之分,但由于区内地形复杂多样,海拔高度差异明显,因此不同地点的气候状况有显著差别。从整个青海湖地区来说,年平均气温为 -1.5℃(天峻)~7.2℃(贵德);1 月平均最低气温为 -15℃(天峻、海晏)~-6.7℃(贵德);7 月平均最高气温为 10.5℃(天峻)~18.3℃(贵德); $\geq 0^{\circ}\text{C}$ 年积温为 1228.8℃(天峻)~3122.3℃(贵德);年平均降水量为 254.2mm(贵德)~397.4mm(海晏);年平均蒸发量为 1502.0mm(刚察)~2110.0mm(贵德);年平均相对湿度为 50%(共和、贵德、兴海)~63%(海晏);年平均日照时数为 2768.2h(海晏)~3036.8h(刚察)(表 2-5)。区内蒸发量一般为降水量的 4~9 倍,年有霜期长达 200~350 天。

环湖地区年平均气温的分布基本呈南高北低趋势,但青海湖南、北两岸年平均气温仅相差约 1.3℃,即由南向北气温每公里约递减 0.02℃,其递减幅度远小于周边陆地,显然这与青海湖对于气温的调节作用有很大关系。再如位于青海湖南岸、离湖面很近的江西沟气象站,其气温年较差在湖周各站中属最小,而离青海湖较远的天峻气象站气温年较差较大,这再次说明了青海湖对周围地区气温的调节作用。

环湖地区气温的年变化曲线大致呈一峰一谷型,7 月为峰,1 月为谷。春秋季节,尤其是

3、4月和11月,气温日变化幅度明显大于其他月份。秋季降温速度远比春季增温速度快。日平均气温稳定通过各界限温度的初、终日,因测站下垫面状况和局部环境不同而有所区别。但从总体上说,本区各界限温度初、终期间的日数与积温分布具有两个特征:一是南部比北部持续时间长、积温多;二是靠近湖面的地区比远离湖面的地区持续时间长、积温多。

表 2-5 青海湖周围地区的气候要素概况

地点 (县)	观测 年数	测站 海拔 (m)	全年日 照时数 (h)	年平均 相对湿 度(%)	年平均 蒸发量 (mm)	降水量(mm)		气温(℃)			年积温(℃)		
						年平均	6—9月	年均温	1月平 均最低	7月平 均最高	≥0℃	≥5℃	≥10℃
海晏	11	3080.00	2768.2	63	1538.4	397.4	321.7	-0.3	-15.0	11.8	1481.6	1235.0	473.6
刚察	23	3301.50	3036.8	54	1502.0	370.3	290.2	-0.6	-14.0	10.7	1299.8	1011.5	272.8
天峻	23	3417.10	2996.0	53	1749.2	324.7	249.1	-1.5	-15.0	10.5	1228.8	961.5	257.7
共和	28	2835.00	3001.3	50	1841.1	306.6	234.6	3.3	-11.0	15.2	2236.4	2056.0	1478.7
贵德	24	2237.10	2913.9	50	2110.0	254.2	186.8	7.2	-6.7	18.3	3122.3	2976.4	2506.2
兴海	21	3323.20	2790.7	50	1573.5	340.5	260.2	0.9	-12.2	12.1	1628.4	1398.3	595.5
贵南	24	3200.60	2701.0	55	1558.1	398.6	396.6	2.0	-11.4	13.4	1876.5	1661.6	892.6

根据环湖地区现有气象台站的多年观测记录,可以看出本区气候具有以下特点①②。

① 气温低,且较差大。本区大部分地区年平均温度在0℃以下,其中1月最低,极端最低气温可达-30℃以下,7月最高,极端最高气温可达25℃以上,故气温的年较差很大,一般在20.7℃~27.5℃之间,从地区来说,气温年较差东南部较小,西北部较大。同时,本区气温的日较差也很明显。因此,尽管本区≥0℃持续期间的活动积温只有1200℃~3100℃左右,远比我国东部同纬度地区低,但由于昼间太阳辐射强烈,增温迅速,光合作用时间长,制造有机物多,夜间散热冷却迅速,植物呼吸作用减弱,消耗有机物少,非常有利于植物有机物质的积累,所以牧草的营养价值较高。

② 日照时间长,太阳辐射强。环湖地区是我国日照时数最多的地区之一,全年日照时数一般为3000h左右,太阳辐射量年平均值为550~590kJ/(cm²·a),仅次于西藏高原,居全国第二位,较同纬度的华北平原、黄土高原高出42~160kJ/(cm²·a)。日照时数在年内的变化有两个低值期,分别出现于2月和9月。年平均日照百分率冬季大、夏季小。11、12月和1月为日照百分率的高值期,6、7月则为低值期。

③ 降水分布地区差异显著,季节变化大,雨热同期。在干冷的西风环流与温暖的印度洋西南季风余泽的周期性交替控制下,环湖地区的降水量在冷、暖季有明显的变化。冷季降水少,降水强度也小;暖季降水多,降水强度也大。全年降水集中在5—9月,此期降水量占年降水量的85%~89%。雨热同季的气候条件,有利于牧草的生长发育,这也是本地区农牧业生产有利条件。

环湖地区降水的水汽来源主要来自东南方。由于受副热带高压与高原热低压及高原季风的综合作用,暖湿气流一般由四川经甘肃沿黄河、湟水溯流而上到达本区,当大气环流条

① 中国科学院西北高原生物研究所.青海湖地区生态环境保护与持续发展可行性研究报告,1994.

② 青海省草原总站.全国重点牧区青海省环湖片草场资源调查报告,1986.

件适宜时便产生降水。本区降水的时空分布除具有内陆气候特点外,还受青海湖“气候效应”的影响。从总体上说,由东南向西北降水量逐渐增加,蒸发量则逐渐减少。但降水量的地区分布情况比较复杂,如沿布哈河顺流而下,年降水量呈现逐步增加的趋势,布哈河河口一带的年降水量比上游地区要多 78mm;但由沙柳河溯流而上年降水量则逐步增加,如热水的年降水量比刚察增加近 200mm,显然这与地形的作用密切相关。

④ 风大、干旱。环湖地区的年平均风速在 2.1~4.4m/s 之间,年大风日数一般为 25~85d。大风引起土壤风蚀和草场沙化。如在青海湖的湖东沙山附近,大风所吹起的流沙已吞没了大量的草地和农田,这一趋势现仍在进一步发展。同时,由于本地区气候干燥、多风,蒸发量较大。从地区来说,湖盆区的蒸发量较周围山丘区大,且蒸发量年内分配不均,但年际变化较小,变差系数一般在 0.10~0.15 之间。

2.2.3 水文

环湖地区的河流均属内陆水系,除布哈河外大多为间歇性河流。其特点是,干流较短,但雨季流量颇大。水系分布明显不对称,本区西部和北部河流数量较多,源远流长,流量也较大;东部和南部则与此相反。本区入湖河流主要有 7 条(图 2-4),即布哈河、伊克乌兰河、沙柳河、哈尔盖河、倒淌河和黑马河等,它们的流量约占入湖总径流量的 95%(表 2-6)。其中,以布哈河最大,全长 286km,集水面积达 14384km²,多年平均年径流量达 1.064×10⁹m³,约占入湖总径流量的 67%。在布哈河末端,已形成一个伸入湖中达 13km 的大三角洲。本区河流主要由天然降水和冰雪融水补给,一般在春汛至盛夏期降水量较为丰沛,因而此期河流的径流量也较多。

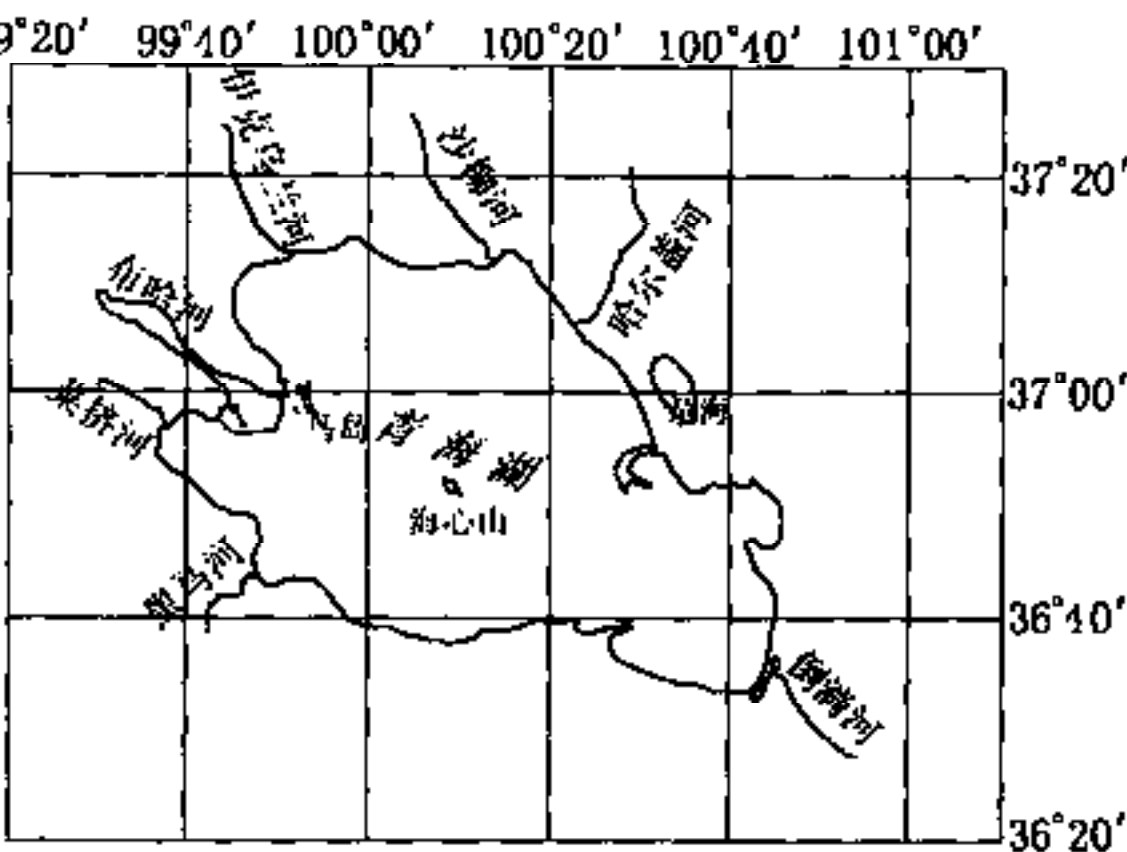


图 2-4 环青海湖地区水系略图

表 2-6 环青海湖地区主要河流概况

河 流	河长 (km)	集水面积 (km ²)	多年平均 年径流量 (×10 ⁸ m ³)	最大值		最小值		最大值/ 最小值
				径流量 (×10 ⁸ m ³)	年份	径流量 (×10 ⁸ m ³)	年份	
布哈河	286	14384	7.85	16.63	1967	1.986	1973	8.4
沙柳河	105.8	1442	2.46	3.92	1988	1.054	1979	3.7
哈尔盖河	109.5	1425	2.42	3.35	1988	1.96	1960	1.7
伊克乌兰河	63.4	567	0.546	0.856	1988	0.079	1960	10.8
黑马河	17.2	107	0.109	0.407	1967	0.0157	1978	25.9

环湖地区的地下水储量较为丰富,含水层厚度一般在 20~50m 以上,潜水埋深在 2~33m 之间,湖滨地区地下水动储量为 59.33m³/s,地下水静储量为 2.4432×10¹⁰m³。本区的地下水主要靠河流补给,仅青海湖北部湖滨平原上的大小河流每年就有约 3.33×10⁸m³ 水量

补给地下水^[2]。

青海湖本身是一个巨大的天然水库,湖水容积约 $7.4288 \times 10^{10} \text{ m}^3$ (1992 年)。按多年平均计算,地表水入湖量为 $1.5192 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$,地下水入湖量为 $6.149 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$,湖面降水总量为 $1.448 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$,而蒸发量高达 $4.0387 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$ 。由于青海湖湖面的蒸发量大于补给水量,因此湖水逐年浓缩,导致青海湖成为我国最大的内陆低矿化咸水湖。湖水比重已达 $1.008 \sim 1.010$ ($16^\circ\text{C} \sim 20^\circ\text{C}$),主要离子总量的年平均值为 12.49 g/L ,pH 值介于 $9.1 \sim 9.4$,属半干旱高山草原地区的内陆弱碱性微咸水体。湖区主要河流的 pH 值变动于 $8.2 \sim 8.6$ 之间,一般在 8.3 以上,河水矿化度以倒淌河为最高,年平均值为 833.3 mg/L ^[2]。

2.2.4 植被

1. 主要植被类型及其群落特征

在中国植物区系分区上,青海湖地区属泛北极植物区、青藏高原植物亚区的唐古特地区。这是一个在青藏高原隆升过程中形成的年轻植物区系,北温带成分和中国—喜马拉雅成分在本区均占有重要地位,并形成了一些青藏高原的特有成分^[6,7]①。本区植被以北温带分布型科属占较大优势,重要的科有禾本科、菊科、莎草科、豆科、龙胆科和玄参科,超过 10 种植物以上的属有苔草属、风毛菊属、蒿属、龙胆属、马先蒿属、针茅属、早熟禾属、黄芪属、嵩草属及萎陵菜属。

本区地势高亢,地形相对高差变化较大,加上复杂的地貌类型以及巨大的青海湖对湖区气候所起的调节作用,使本区的气候水热状况和土壤等自然生态因子具有明显的地区差异性。与此相适应,本区的植被基本上可分为两大类型,即:在山前湖盆四周以及河谷阶地广泛分布的温性草原和高寒草原;以及在周围中、高山地带发育的高寒灌丛、高寒草甸及其他高寒植被。此外,在位于海拔相对较低的湖区局部低洼积水地段和沙地上,分别分布有较大面积的沼泽化草甸和沙生植被。

环湖地区的主要植被类型及其特点如下。

(1) 针叶林

仅见于青海湖以西的切吉沟以南面山坡的深切沟谷地带,分布在海拔 $3350 \sim 3600 \text{ m}$ 之间。建群种祁连圆柏零星分布,呈疏林状态,并沿沟谷地形交替出现。生长缓慢,树形矮小。灌木层有金露梅等,草本植物有波伐早熟禾、落草、二裂萎陵菜、乳白香青、火绒草等,林下缺乏苔藓层。总盖度为 $50\% \sim 65\%$ 。由针叶林向上,为以毛枝山居柳等为优势的高寒灌丛,并逐渐向高寒草甸过渡。

(2) 灌丛

环湖地区的灌丛有以下三种类型。

① 高原河谷灌丛:多以斑块状、条带状或岛状出现在河流滩地上。群落中的草本植物以河漫滩草甸或草原成分为主,常见的草本植物有垂穗披碱草、赖草、草地早熟禾、白花蒲公英、萎陵菜、多枝黄芪、甘肃马先蒿等。群落总盖度为 $60\% \sim 85\%$,而灌木层分盖度为 $50\% \sim 70\%$ 。

① 草原勘察规划队.刚察县草场类型及评价.见:青海省草原总站编.青海省草原总站资料汇编(1), 1982.11—29.

本区的灌丛植被有两个群落类型:一是三春柳群落,集中分布于布哈河、沙柳河等河流下游、海拔 3200~3300m 的河漫滩和一级阶地上;二是以肋果沙棘为优势的灌丛,集中分布于布哈河中上游、海拔 3300~3700m 的沙砾质河漫滩上。

② 高寒灌丛:由耐寒的中生或早中生落叶阔叶灌木组成,有两个群落类型。

第一个群落类型,是毛枝山居柳、鬼箭锦鸡儿、金露梅灌丛,这是本区高寒灌丛最有代表性的群落类型。主要出现于青海南山和日月山海拔 3350~3800m 的山地阴坡及沟谷地带,呈斑块状分布。常见的草本植物有线叶嵩草、北方嵩草、喜马拉雅嵩草、黑褐苔草、珠芽蓼、藏异燕麦、垂穗鹅冠草等。灌木层高 50~120cm,最高可达 200cm,群落总盖度为 75%~95%,灌木层分盖度为 45%~85%。

第二个群落类型是金露梅灌丛,主要分布于青海南山、日月山等海拔 3300~3500m 的山地阴坡及沟谷下部,常呈扇形镶嵌于高寒草甸中。以金露梅为优势种,草本植物有北方嵩草、高山嵩草、矮嵩草、黑褐苔草、圆穗蓼、珠芽蓼、美丽风毛菊等。金露梅植株低矮,高 30~60cm。群落总盖度达 80%~95%,灌木层分盖度为 40%~70%。

③ 沙生灌丛:主要分布于青海湖东北岸附近海拔 3200~3350m 的固定、半固定沙丘地带。它往往沿沙丘边缘分布,形成具有一定固沙作用的沙丘边缘植被带。此外,还分布在沙丘洼地内,即呈孤岛状点缀于沙丘之间,构成了特殊的小生境。优势种有圆头沙蒿、刺叶柄棘豆、沙地柏等,草本植物有赖草、冰草、粗壮嵩草等。群落总盖度较低,仅为 15%~35%。

(3) 草原

包括以下两个类型。

① 温性草原:集中分布于青海湖湖盆地区的冲、洪积平原和山地坡麓上。优势种有芨芨草、克氏针茅、短花针茅、青海固沙草、冰草、高山苔草等,它们可形成单优势种群落,也可形成多优势种群落。温性草原又可进一步分为以下两个群落类型:

I. 芨芨草草原:分布于青海湖北部和东南部海拔 3200~3350m 的湖滨冲积平原,如倒淌河、哈尔盖、泉吉、青海湖农场等地,形成一条宽 1~15km 的弧形植被带^[8]。土壤为栗钙土。芨芨草为群落优势种。常见伴生植物有短花针茅、克氏针茅、冰草、落草、青海固沙草、赖草、大花嵩草、猪毛蒿、沙蒿、青甘韭等。群落结构层次分异明显,第一层为芨芨草,高 60~90cm,其他植物构成第二层,高 15~45cm。群落总盖度 45%~85%,芨芨草分盖度 35%~65%。

II. 克氏针茅、短花针茅草原:主要分布于青海湖周围海拔 3200~3400m 的干燥冲、洪积平原上,尤其集中分布于江西沟、湖东种羊场、甘子河、石乃亥等地。克氏针茅、短花针茅为群落优势种,青海固沙草、早熟禾常为次优势种。伴生植物有冰草、落草、赖草、大针茅、高山苔草、沙蒿、猪毛蒿、二裂萎陵菜、阿尔泰狗娃花、异叶青兰、黄纓菊等。群落总盖度 50%~80%,优势种分盖度 30%~60%。

② 高寒草原:集中分布于青海湖北部和西北部海拔 3300~3600m 的山地阳坡,并沿布哈河干旱宽谷延伸。以紫花针茅为优势种,次优势种有高山苔草、冰草等,伴生植物有落草、赖草、冷蒿、乳白香青、阿尔泰狗娃花、柴胡等。群落总盖度 55%~85%,优势种分盖度 45%~70%。在一些相对湿润的山坡还常见矮嵩草、高山嵩草等出现在群落中,形成草甸化高寒草原。

(4) 草甸

有以下三个类型。

① 高寒草甸：这是由耐寒的中生多年生草本植物为优势种组成的群落。主要分布于青海湖四周海拔 3200~4100m 的山地、滩地和宽谷。优势种以嵩草属为主，如高山嵩草、矮嵩草等。此外，圆穗蓼、珠芽蓼等也常为优势种或次优势种出现。典型的群落有：

I. 高山嵩草草甸：主要分布于环湖地区海拔 3300~4100m 的高山地带。以高山嵩草为优势种，具毡状草皮层。常见伴生植物有矮嵩草、北方嵩草、密生苔草、圆穗蓼、珠芽蓼、白花蒲公英、矮火绒草、刺芒、龙胆、美丽风毛菊等。群落总盖度 65%~90%，优势种分盖度 45%~80%。

II. 矮嵩草草甸：主要分布于环湖地区海拔 3200~3700m 的山坡上。以矮嵩草为优势种，伴生植物有高山嵩草、黑褐苔草、落草、紫羊茅、二裂萎陵菜、甘肃马先蒿等。群落总盖度 65%~85%，矮嵩草分盖度 40%~65%。

III. 北方嵩草草甸：主要分布于环湖地区海拔 3300~3800m 的山坡，多呈小片状，常与高寒灌丛相邻分布。优势种为北方嵩草。伴生种有高山嵩草、黑褐苔草、异针茅、圆穗蓼、珠芽蓼、矮火绒草、线叶垂头菊、黄花棘豆等。总盖度 65%~85%，优势种分盖度 35%~65%。

IV. 线叶嵩草草甸：常见分布在环湖地区海拔 3350~3800m 的山地阴坡，但其分布不集中连片。优势种为线叶嵩草，常混生有金露梅、鬼箭锦鸡儿等单株灌木。伴生植物有喜马拉雅嵩草、落草、异针茅、高原早熟禾、紫羊茅、珠芽蓼、圆穗蓼、北方嵩草、高山唐松草等。群落总盖度 65%~85%，优势种分盖度 40%~65%。

② 沼泽化草甸：是在寒冷潮湿的自然环境综合作用下形成的一种植被类型。植物种类组成以湿生、湿中生植物为主。本区面积最大的沼泽化草甸群落有：

I. 西藏嵩草沼泽化草甸：集中分布于青海湖北部海拔 3300~4000m 的河源地区以及河流两旁的低洼滩地，以沙柳河、哈尔盖河、布哈河等河源滞水滩地最为集中。多呈片状分布，与高寒草甸呈复合镶嵌状态。西藏嵩草为优势种。伴生植物有黑褐苔草、亮囊苔草、高山嵩草、圆穗蓼、火绒草等。由于气候寒冷，土层的融冻作用常形成半球形的草丘，西藏嵩草常丛生于突起的小丘上或小丘的周围。在丘间季节性积水洼地内多为其他沼泽草甸植物。群落总盖度 80%~90%，优势种分盖度 45%~75%。

II. 华扁穗草沼泽化草甸：主要分布于海拔 3200~3300m 的青海湖湖滨滩地及河流两侧洼地。优势种为华扁穗草。伴生植物有亮囊苔草、鹅绒萎陵菜、西藏嵩草、斑唇马先蒿、水麦冬、海韭菜、星状风毛菊等。在局部积水地段常见有狸藻、莴苣眼子菜、小灯芯草等沼泽性植物。群落总盖度 85%~95%，优势种分盖度 65%~85%。

③ 轻度盐渍化草甸：分布于青海湖东部海拔 3200~3250m 的河滩或湖滨低湿滩地。分布面积较小，集中于倒淌河河谷等地。以马蔺为优势种。伴生植物有青海野青茅、垂穗披碱草、海乳草、西伯利亚蓼、假水生龙胆等。马蔺呈斑块状丛生，顶部齐整或密集连片，高 30~45cm。群落总盖度 70%~85%，优势种分盖度 50%~75%。

(5) 高寒流石坡植被

分布于青海湖周围海拔 4100m 以上的山坡与山体顶部，呈孤岛状分布。植物的形态特征特殊，如矮小、呈垫状、密披绒毛、节间缩短等，群落结构极为单调。

2. 植被的分布规律

植被的分布规律主要受制于气候水热条件,而地貌特征可导致气候水热条件的重新分配,从而影响植被的具体分布状况。环湖地区植被的分布规律简述如下。

(1) 水平分布规律

环湖地区的植被表现出较明显的水平变化规律^{[6,9]①②}。在湖盆地区和河谷地带以草原植物为主,从草原植被的分布来看,由东向西呈现出更加适应耐寒、旱的特点。植被的水平分布规律大致表现为:在青海湖以北刚察县的泉吉以东及青海湖南岸的青海湖渔场以东地区,芨芨草草原占主导地位;在青海湖南岸江西沟以东湖盆及山前洪积扇,主要分布着以克氏针茅和短花针茅占优势的温性草原;在青海湖以西和刚察县的泉吉以西的湖盆地带,则以冰草和高山苔草等为优势种的温性草原为主。流域的西北部和北部山坡地势高亢,且易受山地冷气流侵袭,年平均气温比青海湖以南和以东低 $1.5^{\circ}\text{C} \sim 2.0^{\circ}\text{C}$,致使在铁卜加草原改良实验站附近、鸟岛以西的布哈河谷以及青海湖北部的哈尔盖河谷和山前洪积扇,出现大面积的以紫花针茅为主的高寒草原;在本区一些相对湿润的地区,还分布有以紫花针茅、高山嵩草、矮嵩草等为优势种的高寒草甸化草原。

(2) 垂直分布规律

从环湖地区植被的垂直分布来说,草原植被构成了基带植被,由其向上,以高寒植被为优势。如图2-5所示,在青海湖以南山地的阴坡,自下而上依次是温性草原(3200~3350m)—高寒灌丛(3350~3800m)—高寒草甸(3400~4000m)—高寒流石坡植被(4000m以上);在青海湖以北,植被的垂直变化依次是温性草原(3200~3300m)—高寒草原(3300~3600m)—高寒灌丛与高寒草甸(3500~4000m)—高寒流石坡植被(4000m以上);在布哈河以

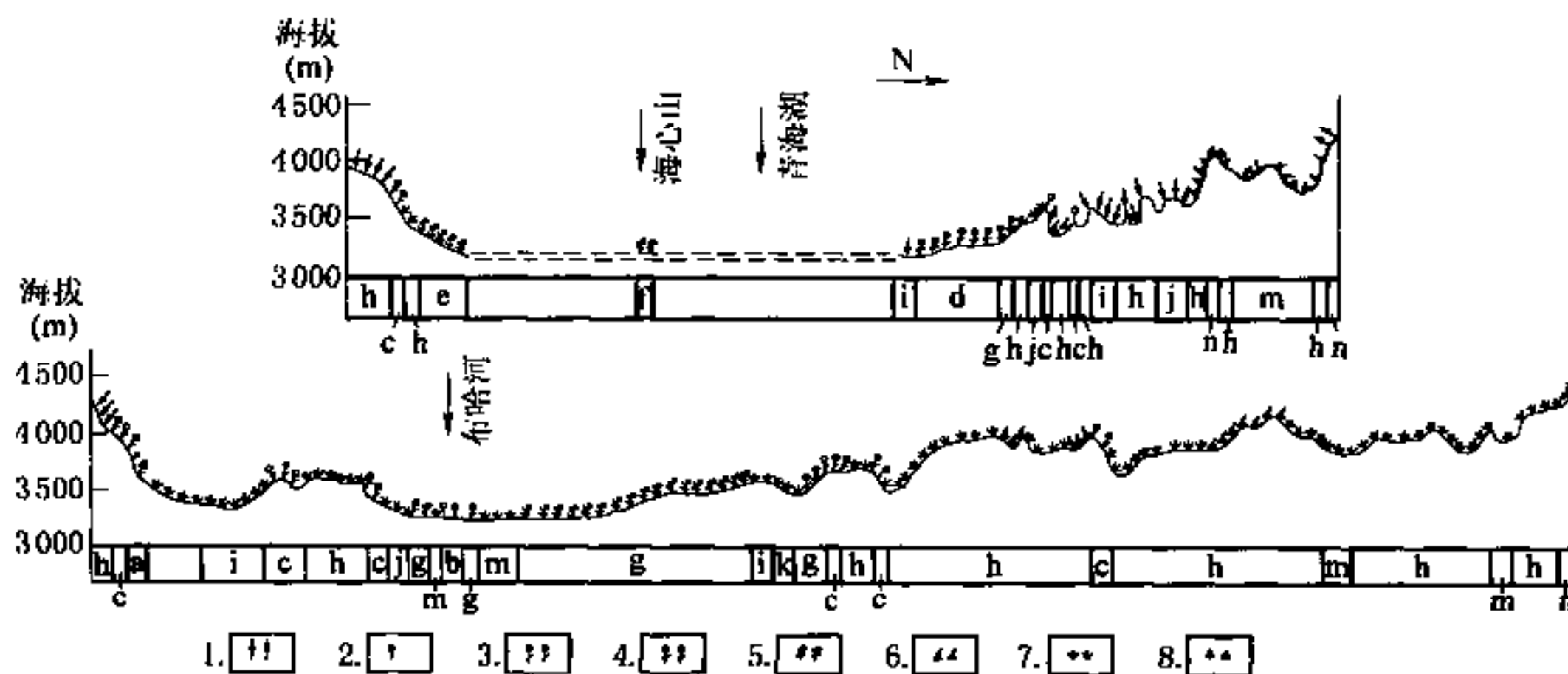


图2-5 环青海湖地区植被垂直分布示意图^[6]

1. 寒温性针叶林; 2. 高寒河谷灌丛; 3. 高寒灌丛; 4. 温性草原; 5. 高寒草原; 6. 高寒草甸; 7. 沼泽化草甸; 8. 高寒流石坡植被。a. 祁连圆柏林; b. 三春柳灌丛; c. 毛枝山居柳、鬼箭锦鸡儿、金露梅灌丛; d. 芨芨草草原; e. 针茅草原; f. 针茅、早熟禾草原; g. 紫花针茅草原; h. 高山嵩草草甸; i. 矮嵩草草甸; j. 线叶嵩草草甸; k. 北方嵩草草甸; l. 华扁穗草沼泽化草甸; m. 西藏嵩草沼泽化草甸; n. 高寒流石坡植被

① 青海省草原总站编. 青海草地资源, 1988.

② 俞锡章. 青海湖毗邻地区的草场类型特征及其利用问题. 见: 青海省草原总站编. 青海省草原总站资料汇编(1), 1982. 73—88.

南山地阴坡,植被垂直变化依次为高寒草原(3300~3500m)—寒温性针叶林(3350~3600m)—高寒灌丛与高寒草甸(3400~4100m)—高寒流石坡植被(4100m以上);在布哈河以北山地阳坡,植被垂直变化依次是高寒草原(3300~3600m)—高寒灌丛与高寒草甸(3500~4200m)—高寒流石坡植被(4200m以上)。由此可见,环湖地区不同地段在植被垂直带的带谱构成、带的幅度等方面有一定差别,但仍明显地反映出一个总的规律,即以青海湖为中心,从湖滨地带随海拔升高,依次出现草原带(3200~3600m)、高寒灌丛和高寒草甸带(3250~4100m)、高寒流石坡植被带(4100m以上)。

2.2.5 土壤

受地形、气候、母质和植被等各类成土因素的综合影响,环湖地区的土壤不仅类型较多,而且分布也非常复杂。本区的主要土壤类型如下^{[10]①②③}。

① 栗钙土。广泛分布于环湖地区海拔2900~3300m的湖滨平原及山丘的前沿地带,在一些山间盆地也有分布。土壤母质为冲、洪积物及湖积物。植被为草原类型,由旱生多年生草类组成,以丛生禾草为主,其次为根茎型草类,如芨芨草、针茅、多枝黄芪、柴胡、细叶苔草、扁穗冰草、早熟禾、捻珠芥、赖草等,盖度50%左右。因成土时间和地形的差异,土层厚度不一。有机质层较薄,含量为2%~6%。土壤剖面中有明显的钙积层,全剖面都有石灰反应。

② 亚高山草原土。这是在高寒干旱气候和草原植被下形成的土壤。植被以禾本科植物紫花针茅为优势种,其他如早熟禾、嵩草、赖草、披碱草、艾菊、紫菀、披针叶黄华等。土壤生草过程微弱,难于在土壤表层形成草皮层。这类土壤主要分布在青海湖湖盆周围的山地、湖成阶地、山前洪积扇等地形部位,母质多为坡积、冰积物或洪积、冲积物,土壤质地多为砂壤和轻壤。土壤中有机质分解较强烈,有机残体和腐殖质积累较少,表层有机质含量为4%~5%。全剖面呈强石灰反应,pH值为7.7~8.3。土层厚度为15~50cm不等。

③ 亚高山草甸土。或称山地草甸土,分布在海拔3500m左右的山地平缓分水岭及河谷阶地上,是本区分布面积较广的一种土壤类型。母质比较复杂,有残积、坡积、洪积、冲积物及第三纪红土。土壤质地多为中壤或轻壤。植被均属山地草甸类,主要植物有高山嵩草、矮生嵩草、珠芽蓼、早熟禾、美丽风毛菊、米口袋、披碱草、蒲公英、披针叶黄华、唐松草、羊茅等。这是在寒冷、半湿润气候和高寒草甸植被下形成的一类土壤,主要特点是具有很强的生草化过程,表层有较厚的草皮层。在此海拔高度范围内的山地阴坡或半阴坡,则出现亚高山灌丛草甸土,它是亚高山草甸土的一个亚类。

④ 高山草甸土。分布于海拔3700m以上的高山土壤带范围内,往往出现于山体的阴坡。由于海拔高,长年低温,常有永冻层。冬季寒冷,土壤冻结,微生物活动受阻,有机质得不到充分分解;来年春季土温升高时,土壤解冻,土壤内的湿度和水分含量也相应增加,通气条件仍然不良,好气性细菌活动受到限制,有机质分解仍是缓慢。久而久之,使土壤有机质含量很高,表层有机质含量达7%~16%。植被为以嵩草属为主的各种草类,主要植物有高

① 青海省草原总站编,全国重点牧区青海省环湖片草场资源调查报告,1986。

② 青海省草原总站编,青海草地资源,1988。

③ 林永昌,青海土壤资源评析,青海省草原总站编,青海省草原总站资料汇编(3),1992.43—45。

山嵩草、苔草、矮生嵩草、珠芽蓼、圆穗蓼、美丽风毛菊、头花蓼、蒲公英、龙胆、唐松草等,此外还有稀疏、低矮的高山柳、金露梅等。成土母质为残积、坡积物。土壤上层平均厚度约45cm,草皮层厚度超过10cm。土壤呈中性至弱酸性反应。

此外,本区还有棕钙土、高山寒漠土以及局部分布的沼泽土、草甸土、盐土、风沙土等土壤类型。

环湖地区土壤的水平分布规律不甚明显,垂直分布规律则较显著,但土壤垂直带谱的组成大多较为简单。从总体上说,海拔3400m以下的滩地和坡地以栗钙土为主;海拔3400~4300m的山地,因气温低、降水多、湿度大,土壤多为亚高山草甸土或高山草甸土;海拔4300m以上的山地则主要为高山寒漠土。非地带性土壤多出现在环湖低海拔地区,如青海湖湖滨沙丘带或沙质地上的风沙土;在湖滨及入湖河流的河漫滩地段的草甸土、沼泽化草甸土和盐化草甸土。

§ 2.3 环湖地区草地蝗虫概况

2.3.1 草地蝗虫的种群结构

环青海湖地区属青藏高原的一部分。在青藏高原地区,由于海拔高、气温低、风大、天气多变,以及植被稀疏和生长期短等特殊生态环境条件,形成了一些具有特殊生态适应性的蝗虫种群。印象初在1984年出版的《青藏高原的蝗虫》一书中,根据青藏高原的自然条件,特别是植被情况,并结合蝗虫的地理分布,将青藏高原的蝗虫划分为9个蝗区(图2-6)。

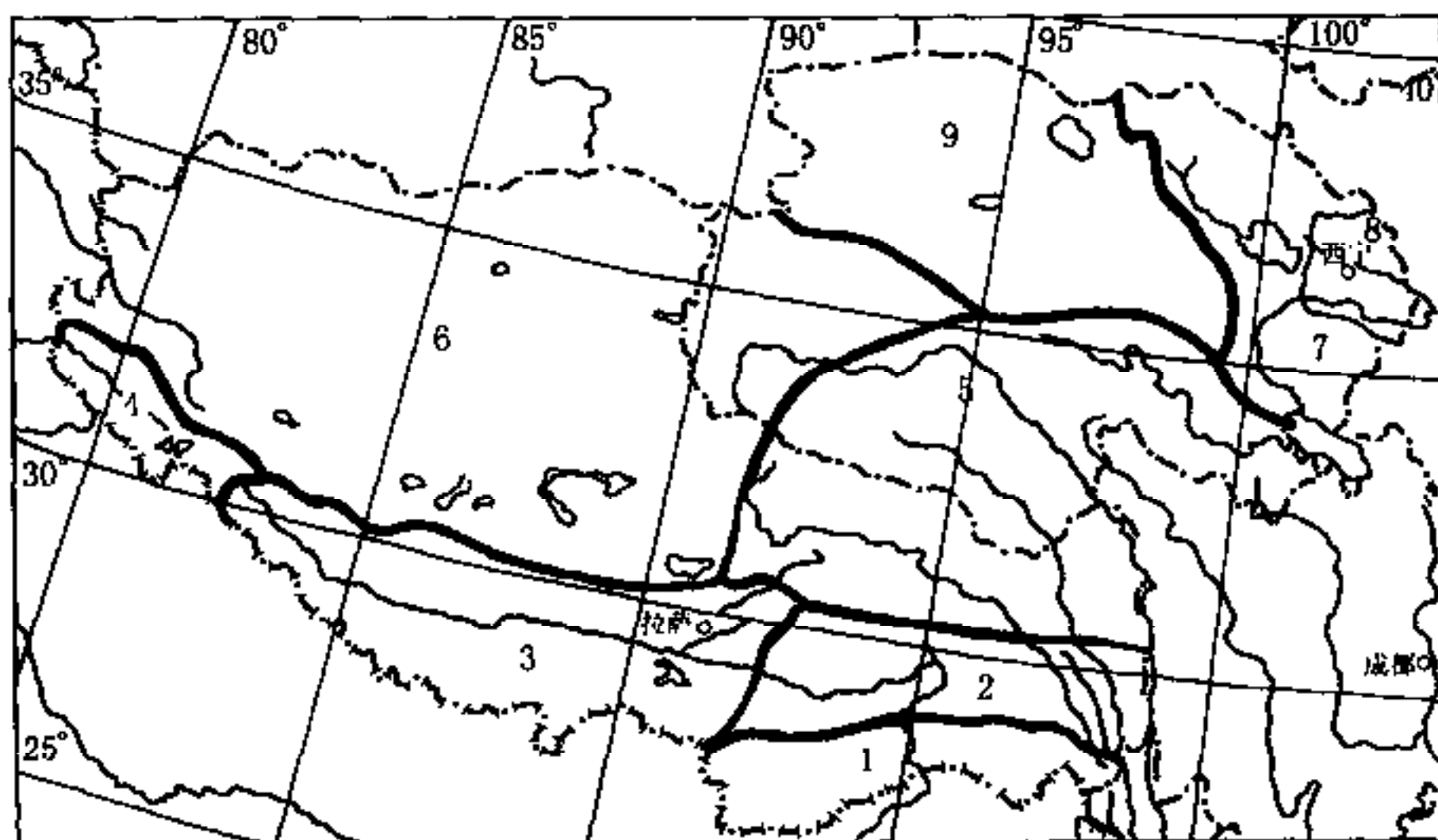


图2-6 青藏高原蝗虫分布图

1. 墨脱察隅热带稻作蝗区; 2. 东喜马拉雅林间草地蝗区; 3. 中喜马拉雅灌丛草原蝗区;
4. 西喜马拉雅山地荒漠蝗区; 5. 藏东北青南高寒灌丛草甸蝗区; 6. 羌塘高寒草原高寒荒漠蝗区;
7. 青海高山灌丛草甸蝗区; 8. 青海东部麦作蝗区; 9. 柴达木荒漠蝗区

依此分区方案,环湖地区属于“青海高山灌丛草甸蝗区”。本区的南界为积石山,北界为祁连山,西临柴达木盆地,东为日月山,包括青海省黄南州、海南州、海北州的几乎全部,以及海西州的天峻县。青海省的草地蝗虫有5科33属73种,青海湖环湖地区约有40种,而较

常见的有以下 10 种:

- ① 宽须蚁蝗 *Myrmeleotettix palpalis* (Zub.), 属槌角蝗科、槌角蝗亚科、蚁蝗属, 为早生 - 中生种。
- ② 狭翅雏蝗 *Chorthippus dubius* (Zub.), 属丝角蝗科、网翅蝗亚科、雏蝗属, 为早生 - 中生种。
- ③ 小翅雏蝗 *Chorthippus fallax* (Zub.), 属丝角蝗科、网翅蝗亚科、雏蝗属, 为早生 - 中生种。
- ④ 鼓翅皱膝蝗 *Angaracris parabensis* (Pall.), 属丝角蝗科、痲蝗亚科、皱膝蝗属, 为早生 - 中生种。
- ⑤ 红翅皱膝蝗 *Angaracris rhodopa* (F. - W.), 属丝角蝗科、痲蝗亚科、皱膝蝗属, 为早生 - 中生种。
- ⑥ 李槌角蝗 *Gomphocerus licenti* (Chang), 属槌角蝗科、槌角蝗亚科、槌角蝗属, 为中生种。
- ⑦ 毛足棒角蝗 *Dasyhippus barbipes* (F. - W.), 属槌角蝗科、槌角蝗亚科、槌角蝗属, 为早生 - 中生种。
- ⑧ 短星翅蝗 *Calliptamus abbreviatus* (Ikorn), 属丝角蝗科、斑腿蝗亚科、星翅蝗属, 为广布种。
- ⑨ 白边痲蝗 *Bryodema luctuosum luctuosum* (Stoll), 属丝角蝗科、痲蝗亚科、痲蝗属, 为早生种。
- ⑩ 轮纹异痲蝗 *Bryodemella tuberculatum dilutum* (Stoll), 属丝角蝗科、异痲蝗亚科、异痲蝗属, 为广布种。

在以上 10 种草地蝗虫中, 主要为害种为宽须蚁蝗、小翅雏蝗、狭翅雏蝗等小型种, 并伴有少量的白边痲蝗及红翅皱膝蝗等中型种。其中, 宽须蚁蝗及狭翅雏蝗、小翅雏蝗占优势, 它们所占种群数量在 90% 以上。在滩地和丘陵地区, 宽须蚁蝗约占 40%, 狭翅雏蝗和小翅雏蝗约占 59%; 在溪滩地和河滩地草甸地区, 宽须蚁蝗约占 20%, 狭翅雏蝗和小翅雏蝗约占 79%。

2.3.2 草地蝗虫的生物学与生态学特性

1. 形态学特征

环湖区常见或较常见蝗虫的形态学特征分述如下:

(1) 宽须蚁蝗

雌雄两性的前、后翅较短, 其顶端略不到达、到达(雄虫)或明显不到达(雌虫)后足股节端部。触角较粗短, 其中段一节的长度大约为宽度的 1.5 倍。体型较小。体长: 雄虫 9.2 ~ 12.2mm, 雌虫 12.6 ~ 15.2mm。前翅长: 雄虫 6.5 ~ 8.8mm, 雌虫 6.2 ~ 10.6mm。

(2) 狭翅雏蝗

前胸背板侧隆线呈角状弯曲, 后横沟位于中部之后。体长: 雄虫 10.7 ~ 11.9mm, 雌虫 11.7 ~ 15mm。前翅长: 雄虫 6.8 ~ 8mm, 雌虫 5.7 ~ 7.1mm。

(3) 小翅雏蝗

雄虫后翅甚短, 不到前翅的 1/2 处。前翅中脉域的宽度为肘脉域宽度的 3 ~ 5 倍。音齿钝圆形。雌虫前翅在背部不毗连, 其顶端仅到达第三腹节。体长: 雄虫 9 ~ 15mm, 雌虫 14 ~

22mm。前翅长:雄虫 6~13mm,雌虫 3.4~6.5mm。

(4) 鼓翅皱膝蝗

前翅缘前脉域较窄。后翅外缘无暗色横带纹。体长:雄虫 22.9~25.8mm,雌虫 26.7~31.9mm。前翅长:雄虫 27~29.2mm,雌虫 24.5~28.5mm。

(5) 红翅皱膝蝗

后翅无暗色横带纹,仅在第一翅叶基部具不完整的暗色条纹。后足胫节膨大部分的内侧通常全部黑色;后足股节近膝部处的内侧及上侧具黑色横纹。后足胫节内侧红色、污黄色或浅色。体长:雄虫 23~29mm,雌虫 28~32mm。前翅长:雄虫 23~31mm,雌虫 23~32mm。

(6) 李槌角蝗

雄虫前翅的前、后肘脉不合并,全长明显分开,肘脉域狭而明显。前胸背板后横沟较近中部,沟前区的长度大约为沟后区长度的 1.3 倍(雄虫)或 1.2 倍(雌虫)。后足胫节通常橘红色。体长:雄虫 16.5~21.5mm,雌虫 21~24.5mm。前翅长:雄虫 10~13.5mm,雌虫 11~12.5mm。

(7) 毛足棒角蝗

雄虫前足胫节膨大,比中足胫节略粗,其低侧具有明显的、较密的细长绒毛。雄虫肛上板具有黑色边缘。雌雄两性的头部顶端呈锐角形。后足胫节基部淡色,无黑色环。体长:雄虫 15~19mm,雌虫 16~21mm。前翅长:雄虫 9.5~13mm,雌虫 10.5~14mm。

(8) 短星翅蝗

雄性体中小型,粗壮,具有细密刻点和稀疏的绒毛。头略大,头顶凹陷。颜面近垂直,隆起宽平。触角 24 或 25 节。前胸背板宽短。前翅较短,后足股节粗短。雌性比雄性大而粗壮。尾须短锥形。产卵瓣外缘光滑无齿。体长:雄虫 14~20mm,雌虫 22~32mm。前翅长:雄虫 8~12mm,雌虫 16~20mm。

(9) 白边痲蝗

颜面隆起在中单眼之下略窄。头侧窝不明显,略可见。后翅基部暗黑色,外侧淡色部分较宽。后足胫节暗蓝色。体长:雄虫 26~32mm,雌虫 25~38mm。前翅长:雄虫 35~43mm,雌虫 15~20mm。

(10) 轮纹异痲蝗

雌雄两性无明显区别;前、后翅均发达,其顶端略不到达或超过后足胫节的端部(雄)、或至少到达后足胫节 1/3 处(雌)。后足胫节污黄色,顶端暗色。后足鼓节下膝侧片不较宽,下缘几乎呈直线状。前脉中脉域具有较弱的中闰脉。后翅基部玫瑰色。中部具有较狭的暗色横斑纹,外缘淡色,仅前缘具暗色斑点。体色通常黄褐色。体长:雄虫 29~39mm,雌虫 34~48mm。前翅长:雄虫 30~38mm,雌虫 29~36mm。

2. 生活史

蝗虫的个体生活史可分为三个阶段,即卵、蝗蛹(若虫,幼虫)和成虫。每一阶段的时间长短以及它们在年内出现的具体时间因不同蝗虫种类而异,此外还与蝗虫的栖息环境有密切关系。如非洲的沙漠蝗每年可以繁育 5~6 代^[11],北美洲大草原地区少数种草地蝗虫可在冬季以蝗蛹形式越冬^[12]。环湖地区的草地蝗虫均为一年一代,即在当年秋冬季以卵的形式存在于土中,次年春夏季蝗卵孵化出土,在夏秋季成虫交配后雌性成虫在土中产卵,之后,随气温降低成虫逐渐死亡。环湖地区主要种类草地蝗虫的生活史阶段见表 2-7。

表 2-7 环青海湖地区优势种草地蝗虫的发育阶段

蝗虫种类	孵 化 期		羽 化 期		产卵期
	最 早	最 盛	最 早	最 盛	最 早
宽须蚁蝗	4/下、5/下	5/下	6/下	7/下	7/下
狭翅雏蝗	6/中	7/中、下	8/上	8/中	9/上
小翅雏蝗	6/下	7/中、下	8/上	8/中	9/上
红翅皱膝蝗	5/下	6/上、中	7/上	7/下、8/上	8/下
李槌角蝗	4/中	5/中、下	6/下	7/中	7/中、下
毛足棒角蝗	4/中、下	5/中	6/中	6/下	7/中
白边痂蝗	5/上	6/上、中	7/上	7/下、8/上	8/上
轮纹异痂蝗	6/上、中	7/上	7/中	7/下	8/上

注：表中的“上”、“中”、“下”分别代表上旬、中旬、下旬，如“4/中”意指4月中旬。

现将各发育阶段的主要特点简述如下：

① 蝗卵发育阶段。环湖地区所有已知的草地蝗虫种，在冬季均在土层内以卵的形式越冬。在那些地形有显著变化的地区，蝗卵通常产在温度较高和热量条件较好、且土壤稍坚实和干燥的向阳坡地上。有少数种蝗虫在产卵时明显地表现出对土壤性质的选择性；但在较小空间尺度范围内，多数种蝗虫的产卵地点与土壤性质之间似无明显的联系。本区草地蝗虫在土壤中的产卵深度一般在3~5mm左右。蝗卵产下后不久，便开始胚胎发育。但随着气温的逐渐下降，胚胎发育到一定阶段就会停止，这种现象通常称为“滞育”，滞育可使胚胎在冬季保持成活状态，直到来年春季。在春季，随气温上升和土温增高，胚胎逐渐完成发育，并进入孵化阶段。在蝗卵孵化期间，其孵化速率随日平均气温的增高而增大，但蝗卵完成孵化所需时间因不同蝗虫种而异。

影响蝗卵发育的另一个因素是土壤湿度。如果土壤含水量过低，即过于干燥，有时会发生“倒渗透”现象，即水分从蝗卵渗向土壤，结果会引起蝗卵失水、干瘪而死亡。反之，如土壤水分含量过高，同期气温又较高，也不利于蝗卵的发育，有时甚至可能会引起蝗卵发生霉变。

② 蝗蝻发育阶段。在环湖地区，每年4月中、下旬到6月中、下旬，蝗卵通过孵化、出土而成为蝗蝻，也称“若虫”。蝗蝻发育阶段的一个显著特点是发生周期性蜕皮。昆虫学家称蝗蝻每蜕皮一次为一“龄”，从蝗蝻开始孵化到第一次蜕皮称为第一龄，依此类推。环湖地区的优势种蝗虫，在蝗蝻发育阶段蜕皮次数总计4~6次（雄虫一般为4次），这与北美洲草地蝗虫的情况类似（一般为4~7龄）^[12]，而与非洲地区的沙漠蝗明显不同（可达8龄）^[11]。蝗蝻完成最后一次蜕皮后就羽化成为成虫，在本区，蝗蝻羽化大多发生在6月下旬至8月上旬。此外应指出，蝗蝻的发育速率在很大程度上受到气温和食料数量的制约，如果蝗蝻发育期气温较高，且食料较充分，蝗蝻的发育速率就较高。

③ 成虫阶段。通过羽化而形成的成虫虽然已长有翅膀，但还无生殖能力。雌虫须有1~2周的生殖预备期，在此期间，体重逐渐增加，并发育出成熟的卵，然后开始交配和产卵。环湖地区的宽须蚁蝗和狭翅雏蝗每头雌虫产卵2~3次，每次产卵1块，每个卵块含卵最多17~18粒，最少7~8粒，平均12~13粒，每头雌蝗产卵约24~39粒；皱膝蝗和白边痂蝗每头雌虫产卵也是2~3次，每次产卵2块，每个卵块含卵约25粒，每头雌蝗产卵

50~75粒^①。雌虫产卵后经过20天左右即死亡,随后雄虫也跟着死亡。然而,也发现有少量晚发种蝗虫(如狭翅雏蝗、小翅雏蝗及皱膝蝗),如遇低温,在蝗蛹羽化为成虫后不到产卵期就会因受冻害而死亡。

3. 行为学特征

蝗虫与其他类昆虫一样属变温动物,其体温随环境温度变化而变,生长发育所需能量主要依赖从外界环境获得。同时,蝗虫的生长也需要一定的适宜温度范围,在此温度范围内,蝗虫的生命力最为旺盛,发育、繁殖能正常进行。若环境温度过高或过低,都会抑制其发育。

青海湖环湖地区的草地蝗虫肤色较深,近于土壤颜色,从而能更多地吸收太阳辐射能。据观察,在环湖地区,当地面温度升至7℃~8℃时草地蝗虫(成虫)苏醒并开始在地面爬行;地面温度升至10℃以上时开始采食;地面温度在15℃~25℃之间采食最旺盛,并进行跳跃、飞翔、交尾、产卵等活动。从上午9时到下午5时有飞翔能力的草地蝗虫会出现4次左右的飞翔活动,每次飞行时间约1~2min。中午地面温度达26℃以上时便停止活动,抱于草上或静伏于草根附近。到下午5—6时气温下降至13℃~14℃,又开始第二次采食和跳跃等活动,直到太阳落山、气温降低,然后在植物或石缝、草丛中过夜^[13]。若遇大风、阴天、降雨等不利天气,蝗虫则静伏于草叶下不活动。由此可见,环湖地区草地蝗虫的活动规律在很大程度上取决于环境温度状况。据姜衍春的实验测定^[13],在草地蝗虫的成虫阶段,地面温度每升高1℃,其生理、生化速率约提高9.8%,采食量也有明显增加。

环湖地区草地蝗虫的个体都较小,如宽须蚁蝗和狭翅雏蝗体长仅1.3cm左右;小翅雏蝗的雄虫长1.32~1.48cm,雌虫长1.8~2.0cm;红翅皱膝蝗的雄虫长2.85~3.25cm,雌虫长2.4~2.76cm;白边痂蝗的雄虫长3.88~3.45cm,雌虫长3.04~3.33cm。因此,宽须蚁蝗、狭翅雏蝗和小翅雏蝗被称为“小型种”,它们只能跳跃,无飞翔能力;而红翅皱膝蝗、白边痂蝗等被称为“大型种”,其雄虫有作短距离飞翔的能力,而雌虫一般仅能作跳跃式活动。

从草地蝗虫的栖息环境来说,在环湖地区它们大多分布于海拔3100~3500m范围内。在此区域,宽须蚁蝗和狭翅雏蝗喜栖居于较为干旱、植被盖度较低的禾本科牧草占优势的草地上;小翅雏蝗性喜湿,喜栖居于禾本科牧草生长茂密的滩地上;而红翅皱膝蝗和白边痂蝗则喜栖居于较干旱的傍山坡地及土壤沙性大、植被稀疏的地段。

从草地蝗虫的食性来说,一般可将其分为单食性、寡食性和多食性三类。如同其他类昆虫一样,草地蝗虫的食性特点也是其进化过程的必然结果,并表现出一定的适食范围^[14]。美洲西部大草原的大多数草地蝗虫表现为多食性,少数表现为适食范围较窄的寡食性,甚至已发现有极少数种类的草地蝗虫只采食某一种植物^[15]。而在环青海湖地区,所有优势种草地蝗虫无一例外地都表现出多食性,而且草地蝗虫对食物的选择也与虫体结构和发育阶段有关^[16](表2-8)。

从食量来说,环湖地区草地蝗虫(成虫期)的日食鲜草量在0.05~0.15g之间,其食量大小与个体大小直接相关,即个体愈大食量愈大。此外,在草地蝗虫发育的不同阶段,其食量亦有所变化。据张爱国等在内蒙古草原生态系统定位站对狭翅雏蝗食量的实验测定^[17],发现狭翅雏蝗在蝗蛹期食物消耗量逐渐增加,在3~4龄时其食物消耗量已接近甚至超过成虫期的食物消耗量;此外,不同性别的个体,其平均日食量也有明显差异,雌性个体约为雄性个

① 青海省草原总站编,青海草地技术工作手册,1989。

体的2倍;在成虫期,日食量较为稳定,且雌性个体日食量明显高于雄性。

表 2-8 环青海湖地区主要种类草地蝗虫的食性

蝗虫 种名	采食量 (g/d)	食 性				
		最喜食	喜 食	较喜食	可 食	不 食
宽须 蝗	0.09	紫花针茅,小 蒿草,多枝黄芪, 异穗苔草	—	二裂萎陵 菜,阿尔泰紫 菀,戟片蒲公英	波伐早熟禾,扁穗冰草,垂 穗披碱草,披针叶黄华,艾 菊,康滇火绒草,阿拉善马先 蒿,短穗兔耳草,达乌里龙 胆,异叶青兰,藜,芨芨	落草,矮蒿草,莫氏苔草, 多裂萎陵菜,白里金梅,茵陈 蒿,鳞叶龙胆,藏蓝石草,高 山唐松草,唐古特翠雀,忍 冬,麻黄
狭翅 雏蝗	0.073	紫花针茅,波 伐早熟禾,小蒿 草,多枝黄芪,阿 尔泰紫菀	异穗 苔草	—	扁穗冰草,垂穗披碱草,披 针叶黄华,二裂萎陵菜,艾 菊,戟片蒲公英,康滇火绒 草,茵陈蒿,阿拉善马先蒿, 短穗兔耳草,达乌里龙胆,异 叶青兰,藜,芨芨	落草,矮蒿草,莫氏苔草, 多裂萎陵菜,白里金梅,鳞叶 龙胆,蓝石草,高山唐松草, 唐古特翠雀,忍冬,麻黄
小翅 雏蝗	0.073	禾本科幼叶、 茎、苜蓿,草木 樨,刺儿菜,羊耳 朵,灰绿藜	—	—	—	—
红翅 皱膝 蝗	0.073	小蒿草,紫花 针茅,多枝黄芪, 紫菀,赖草,羊胡 子	—	—	—	—
白边 蝗	0.154	紫花针茅,小 蒿草,多枝黄芪	异穗 苔草	波伐早熟 禾,披针叶黄 华,二裂萎陵 菜,阿尔泰紫 菀,康滇火绒 草,短穗兔耳 草	扁穗冰草,垂穗披碱草,艾 菊,戟片蒲公英,阿拉善马先 蒿,达乌里龙胆,异叶青兰, 藜,芨芨	矮蒿草,莫氏苔草,多裂萎 陵菜,白里金梅,茵陈蒿,鳞 叶龙胆,藏蓝石草,高山唐松 草,唐古特翠雀,忍冬,麻黄

注:① 据青海省草原总站编,青海省草地技术工作手册,1989。

② 有“—”号者暂无资料。

2.3.3 草地蝗虫的发生与为害状况

整个青海湖流域的土地面积占青海全省土地总面积的1/4左右,这里广阔的草地养育着全省约42%的牲畜。环湖地区属于青海湖流域的一部分,是青海省草地的精华所在。这里牧草营养价值较高,草质和草的适口性较好,草地的耐牧性较强,平均约0.87hm²草地就可养活1头羊,此指标高于内蒙古和新疆草地,而与四川省的草地相近。

然而,包括环湖地区在内的青海湖流域也是青海省草地蝗灾发生最为严重的区域。据1998年青海省草地蝗虫为害调查(表2-9),全省蝗虫为害面积达2459.9km²,它们基本都分布在青海湖环湖地区及其附近地区,仅环湖地区的刚察、共和、天峻和海晏4县,草地蝗虫为害面积就达1413.3km²,占到全省蝗虫为害总面积的57.4%,其中,刚察县833.0km²,共和县

233.3km²,天峻县 160km²,海晏县 187km²。就蝗虫密度而言,刚察县最高,最多可达 1200 头/m²;其次为海晏县,最高达 406 头/m²。

表 2-9 1998 年青海湖周围地区草地蝗虫为害统计

地 区	为害面积 (×10 ² km ²)	蝗虫密度(头/m ²)		牧草损失量 (×10 ⁴ kg)	折合人民币 (万元)
		最高	平均		
黄南州 泽库县	0.500	240	105.09	200	20.0
尖扎县	0.300	206	112.50	125	12.5
海北州 海晏县	1.870	406	265.08	1500	150.0
刚察县	8.300	1200	98.00	3250	325.0
祁连县	2.667	116	40.26	1000	100.0
海西州 天峻县	1.600	68	40.22	750	75.0
海南州 共和县	2.333	128	49.80	875	87.5
贵德县	2.133	164	38.00	800	80.0
同德县	2.333	160	79.60	1250	125.0
贵南县	2.533	76	44.90	950	95.0
合 计	24.599		87.345	10700	1070.0

表 2-10 为环湖地区刚察、海晏与共和三县 1989—1998 年草地蝗虫发生频次统计。由表可见,环湖地区草地蝗虫发生区域有相对集中的趋向。其中最为频繁发生的是刚察县的吉尔孟乡、泉吉乡和共和县的石乃亥乡;其次为刚察县的伊克乌兰乡和哈尔盖乡。再从草地蝗虫发生的年际变化来看,由于近几年环湖地区气候变化异常,再加上草场负荷过重和草场退化,在多种因素的综合影响下,造成草地蝗虫为害呈上升态势。以刚察县为例,该县草地蝗虫为害面积在 1990 年仅有 66.7km² 左右,1993 年约 133.3km²,1995 年达 166.7km²,1996 年增至 433.3km²,到 1998 年进一步扩大到 833.0km²。尤为明显的该县的哈尔盖乡,草地蝗虫从无到有仅仅发生在短短几年时间之内。

表 2-10 环湖地区刚察、海晏与共和三县草地蝗虫发生频次统计表(1989-1998)

县 乡	年 份										记录 频次
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	
刚察 吉尔孟			✓		✓	✓		✓	✓		5
泉吉	✓		✓					✓	✓	✓	5
伊克乌兰			✓				✓	✓		✓	4
哈尔盖								✓	✓	✓	3
海晏 甘子河								✓		✓	2
石乃亥			✓	✓			✓	✓		✓	5
曲沟			✓					✓			2
共和 倒淌河			✓				✓			✓	3
江西沟			✓				✓				2
黑马河			✓				✓				2
各年记录频次累计	1	0	8	1	1	1	5	7	3	6	

注:有“✓”者代表该年为蝗虫发生年。

草地蝗虫的空间分布与植被的空间分布关系十分密切。近几年环湖地区的连续观测发现:环湖地区的草地蝗虫主要分布在海拔 3200 ~ 3400m 左右的青海湖盆地四周以芨芨草或克氏针茅或短花针茅为主的温性草原上;其次是海拔较温性草原略高、以紫花针茅为主的高寒草原;在海拔比高寒草原低的青海湖湖滨沼泽化草甸,以及海拔比高寒草原高的高寒草甸和高寒灌木草甸上,虽有草地蝗虫出现但其密度不大;在青海湖鸟岛附近的盐渍化沙地及青海湖湖东的大片沙漠化地区,则基本未见有草地蝗虫出现。至于本区的农田区域,如青海湖北侧的三角城农场和青海湖农场,也未见有草地蝗虫出现。

由于环湖地区草地蝗虫对草场造成了频繁和严重的为害,因此国家和地方政府已投入大量人力、物力和资金进行防治,并取得了一定的防治效果。然而,由于技术力量和经费不足等多方面原因,在草地蝗虫严重发生和成灾年份,一般也只能对少数重灾区进行灭治。例如,1998 年共完成 653.3km^2 草地的蝗虫治理任务,仅占为害总面积(2459.9km^2)的 26.6%。从防治效果来看,防治过的地区在其后一些年份往往仍会在某些地方发生蝗虫。例如在高发区——刚察县泉吉乡的哈达滩等地,几乎年年防治,但又几乎年年出现蝗害,只是为害程度不同而已。此外,由于草地蝗虫本身产生的抗药性,以及在防治过程中对鸟类等天敌所带来的不利影响等原因,草地蝗虫的防治效果有越来越差的趋势。在这种情况下,只能逐年增加用药量,但用药量的增加不仅要增加资金支出,而且还会带来环境污染问题。这进一步说明,借助遥感和 GIS 等先进技术手段进行草地蝗虫的防治,已成为当务之急;从长远着眼,这是提高草地蝗虫防治效率的一条必由之路。

参 考 文 献

- [1] 王苏民, 窦鸿身主编. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998
- [2] 中科院兰州地质研究所, 中科院水生生物研究所, 中科院微生物研究所等. 青海湖综合考察报告. 北京: 科学出版社, 1979
- [3] 周立华, 陈桂琛, 彭敏. 人类活动对青海湖水位下降的影响. 湖泊科学, 1992, 4(3): 32—36
- [4] 青海省农业区划办公室编. 青海省农业与农村经济总览. 西宁: 青海人民出版社, 1995
- [5] 蒋建军, 倪绍祥, 查勇等. 青海省刚察县草场退化及持续发展对策研究. 南京师大学报(自然科学版), 1999, 22(3): 115—120
- [6] 陈桂琛, 彭敏. 青海湖地区植被及其分布规律. 植物生态学与地植物学学报, 1993, 17(1): 71—81
- [7] 黄金嗣, 范青慈. 海南州草地类型的基本特征. 青海草业, 1998, 7(3): 19—22
- [8] 陈桂琛, 彭敏. 青海省芨芨草草原群落特征及其分布规律. 西北植物学报, 1993, 13(2): 154—162
- [9] 彭敏, 陈桂琛. 青海湖地区植被演变趋势的研究. 植物生态学与地植物学学报, 1993, 17(3): 217—223
- [10] 赵海群. 青海土壤十大类组的划分. 青海草业, 1993, 2(2): 19—21
- [11] Meinzingen W F, ed. A guide to migrant pest management in Africa. FAO. 4—5. 1993
- [12] Lockwood J A, Hongchang Li, Dodd J L, *et al.* Comparison of grasshopper(Orthoptera: Acrididae) ecology on the grasslands of the Asian steppe in Inner Mongolia and the Great Plain of The North America. *J of Orthoptera Research*, 1994, 2: 4—14
- [13] 姜衍春. 青海草原蝗虫与环境温度. 青海草业, 1994, 3(1): 1—3
- [14] 马耀, 李鸿昌, 康乐. 内蒙古草地蝗虫. 杨凌: 天则出版社, 1991, 15—16
- [15] Lockwood J A. Grasshopper population dynamics: a prairie perspective. In: Gangwere S K, Muralirangan M C, Muralirangan M, eds. *Bionomics of grasshoppers and their relatives*. London: CABI, 1997, 103—127
- [16] 严林. 青海三种土蝗的食性研究. 青海草业, 1996, 5(1): 36—39
- [17] 张爱国, 李鸿昌, 陈永林. 狭翅雏蝗的食物消耗量和对牧草危害的研究. 见: 中科院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京: 科学出版社, 1992, 89—98

第3章 环青海湖地区草地蝗虫的生境

§ 3.1 草地蝗虫的生境

3.1.1 昆虫生境的概念与涵义

生态学上的所谓生境(habitat 或 biotop),是指生物的个体、种群或群落所在的具体地段或完成生物过程的空间,生境内包括生物所必须的生存条件以及其他的生态因素。一个生物种群生活的地方及其周围环境,无论是生物的还是非生物的,都是该生物种群的生境。昆虫也不例外,它在长期进化过程中形成了对一定生态条件的适应和需要,这些生态条件即构成昆虫的生境;一旦这些生态条件发生变化,就会对昆虫产生不同程度的影响。

如同任何其他种类的生物一样,昆虫的发生和演化都不是孤立进行的,而是与其周围环境有密切联系的。昆虫的生活方式呈多样性,这是昆虫在复杂的环境条件综合影响下所产生的反应和结果。在昆虫演化过程中,昆虫和生境内各种有关因素(生物条件和非生物条件)相接触,结果有些种或个体发生了对外界环境的适应性,即它们能忍受不良的生存条件或能改变这些生存条件。在自然选择规律的作用下,最具适应性的种类,表现出其有机体与环境间能建立明显的统一,这种统一表现在个体的形态、生理或生态及不同的生活方式上。因此,昆虫的生活方式,反映了这种昆虫生活环境的主要特点,亦称为生活型。从另一角度来说,一种昆虫得以生存,乃决定于在长期生活过程中对外界环境的适应性,亦即有机体与环境矛盾的统一。由于环境常有变动,因此昆虫的生存条件也不常固定。这些条件的变化对于昆虫的生存或是有利,或有抑制作用。从长远年代看,这样的变化能导致昆虫种类的生存或灭绝;在短时期内,这类变化会引起昆虫种群在自然界发生密度的变动。因此,一种昆虫在某一地区某时期繁殖数量的多少,可作为测定该种昆虫对生存条件适应能力的一个指标。

让我们再从另一角度来进行说明。每种生物都有其生存的对策,这种对策就是能使生物在其环境中的适应性发展到最大限度。因此,生物的栖息环境塑造了生物的生态对策,同时也使生物适应了其生存的环境。自然界中的昆虫群落是由许多共存物种组成的。不同的物种以均匀或随机或聚集的方式占据一定的生存空间,取决于物种的生物学特性和其生存的环境条件。不同的物种之间存在着一定的相互关系——互惠共生、竞争或中性作用等^[1]。就同一类群的昆虫而言,它们为分享共同的资源而各自占据一定的生态位。

但应指出,昆虫在不同的发育阶段对于外界环境条件的适应度是相对的,这种适应度可分为适宜、不适宜及致死三类^[1]。同时,外界环境条件对于昆虫种间及种内各阶段的作用可以引起不同的反应。这种反应表现为发育速度的快慢、繁殖力的强弱和死亡率的高低等,这称为昆虫对外界环境条件的忍受律(law of tolerance)。

昆虫对外界环境条件的忍受限度(limit of tolerance)有以下三个特点:①昆虫生存在复杂的环境中,对某些因素能广泛忍受,但对另一些因素的忍受限度极为狭窄;②当昆虫遇到某

一不适宜的生态因素时,会降低对其他生态因素的忍受限度;③昆虫对物理因素的忍受限度和适宜范围,因地理或季节而不同。凡能忍受外界环境条件很大的种,称为广适应性种;而仅能在狭窄外界条件下生存的种称为狭适性种。如果环境条件不能满足昆虫各阶段发育的要求,就会导致昆虫异常发育或减弱对外界环境的抵抗能力。对于这种情况,有人用 Liebig 的“最低定律”(law of minimum)来解释;该定律指出:“有机体的生长与繁殖受制于有效营养物质的最低提供量。”

最后应指出,昆虫的外界环境条件不是静止不变的,而总是发展和变动着的,同时,生存于其中的昆虫群落亦随之不断地演变。因此,对于昆虫群落必须从动态的角度进行研究。

3.1.2 昆虫生境因子及其作用

任何一类昆虫生境都是由一系列自然因子组成;正是这些生境因子的复杂组合和相互作用,才形成具体的昆虫生境及其固有特性。然而,这些生境因子对于昆虫生长、发育的影响是有区别的,我们在研究昆虫的生境时必须注意这一特点。

下面,对主要的昆虫生境因子及其作用作一简要说明。

1. 气候因子

影响昆虫生长、发育的气候因子主要包括光照、温度、湿度等。

(1) 光照

昼夜间光照的有无,决定着许多类昆虫日夜动息的规律性;而一年四季内全日照时间的长短对昆虫生理、生态学影响,早已成为昆虫学家的重要研究课题。例如已发现,有不少类昆虫的滞育期的始末,均符合一定的光照周期性规律(photoperiodicity)。此外,研究已表明,光照对昆虫的体色和体型变异、生长速率及遗传性等均有一定影响。

(2) 温度

影响昆虫的温度主要指气温,此外,对于像蝗虫那样在土壤中产卵的昆虫来说,土壤温度不可忽视。所以,下面除有特别说明外,所说的温度均指气温。

一般昆虫的生长、发育及活动,主要依赖于温度的高低。而且,不同种类的昆虫及同一种类昆虫在其不同发育阶段对温度的要求也不同。昆虫生活过程中的最适温度,一般接近于高限温度,但在可忍受的温度范围内,生命在低温区的安全度比高温区大。

昆虫在低温下活动停止,到低温临界点以下发育终止并引起体内结冰。昆虫能发育的最低温度称发育起点温度。在最低有效温度下,昆虫进入冻冷昏迷状态,而能生存的最低温度称为最低生存温度。

昆虫在高温范围内活动非常活跃,但到高温临界点以上则停止发育,如温度进一步上升,生命即终止,此温度亦称致死高温。总之,昆虫在两个极端温度下停留时间长短,与其死亡率高高低呈正相关。在有效温度范围内,昆虫才能正常活动。而昆虫发育的最适温度,随昆虫种类及不同虫期而有显著差别,例如东亚飞蝗,蝗卵的起点发育温度为 15℃,蝗蛹的起点发育温度为 20℃,成虫的适宜发育温度为 25℃~40℃,最适发育温度为 28℃~34℃^[2]。研究者还发现,环境温度对昆虫的食量也有一定影响,原因是环境温度影响昆虫体内各种酶的活力。例如张爱国等的研究表明^[3],在内蒙古锡林郭勒益拉乌和地区,日均温低于 7℃时狭翅雏蝗的食量较小(20mg),而当日均温达到 15℃时其食量最大(35mg),且趋于稳定。

(3) 湿度

不同种类昆虫对湿度有不同要求,这是因为它们在生理上必须维持的水分量不同。昆虫体内水分,一是来自食物中的水分,这是昆虫获得水分的主要途径,尤其是如蝗虫这样的植食性昆虫,体内水分主要来源于食物,一般体内含水量与食物含水量成正比;二是来源于从空气中吸收的水分;三是由新陈代谢作用产生的水分。昆虫体内水分的丧失,一是皮肤蒸发,二是呼吸时由气孔渗出,三是随粪便排出。一般来说,幼龄期昆虫的含水量比老龄期高;体壁较厚的比体壁较薄的低。根据昆虫生长发育对湿度因子的反应,可将昆虫分为好湿昆虫与好干昆虫两类。

如同对温度一样,昆虫对湿度的要求也有其相应的范围,如适湿范围、不适湿范围、致死干燥度、致死过湿度等,而只有在最适湿度和最适温度下,才能出现生命的最高活动。研究表明,很多昆虫的最高生殖力出现在一定的适宜湿度范围。大气中湿度的高低,不仅影响昆虫活动和寿命长短,而且亦关系到昆虫新陈代谢的速率。一般昆虫在适宜湿度下新陈代谢最为活跃,湿度过高或过低均不利于昆虫发育。

最后应指出,在研究湿度对昆虫发育的影响时,必须考虑到湿度与温度的协同作用,而不可将两者分割,否则很可能得出不正确的结论。

2. 土壤因子

土壤的许多性质都对土居昆虫的活动和存活施加重要影响^[4]。与土居昆虫关系密切的土壤因子主要有土壤温度、土壤湿度以及土壤的化学与物理性质。

(1) 土壤温度

土壤温度简称土温。土壤的表土层温度随大气温度的变化而变,在昼夜和四季都有显著的变化。如果土壤表面被草本植物所覆盖,则作用面转移到草本植物的表面,在温暖季节,土表的最低温度接近日出时的温度。在夜间,土壤的冷却程度随土壤深度的增加而减少。土表的最高温度一般出现在下午1时左右。土层加深,昼夜和四季温度的变化逐渐减小,一般在45cm以下的土层,日温的变化已经很小。此外,土温又因土壤成分、颜色等不同而有差异。

土温是影响昆虫活动的重要因素之一,土居昆虫更是如此。蝗虫虽不属土居昆虫,但它们的卵需在一定深度的土壤中越冬,因此冬春季表土的温度高低对蝗卵的存活或死亡率高高低有重要影响。如果冬季表土温度过低,部分蝗卵就有可能被冻死,以至影响来年蝗蛹乃至成虫的数量。然而,土温对蝗卵发育的影响是很复杂的。例如,据美国蝗虫生态学家 Lockwood 等在美国西部大草原地区的研究^[5],发现如果在晚秋季节土温较高,会促使蝗卵提前进入发育阶段;如果在随后的冬春季节土温比正常年份过于偏低,那些提前进入发育阶段的蝗卵有可能会受到损害甚至死亡。

(2) 土壤含水量

土壤水分来自雨、雪、灌溉,并通过自然或人工排水而消耗,而排水情况则随地形、土壤物理性质等而异。土壤水分有四种存在状态,即吸着于土粒表面的吸着水,位于吸着水膜外面、在土壤颗粒表面呈液体状态的薄膜水,存在于土粒间隙的毛细管水,以及存在于土粒间、可随重力作用自由移动的重力水。土内所含的这四种水分的多少,视土壤物理性质、当地气候状况及地面生长的植物而异。吸着水虽难被植物利用,但在不太干旱的气候条件下,能使土壤颗粒间保持一定的湿度。毛细管水不仅可为植物根部吸收,同时也为土居昆虫提供了一定的湿度。重力水在土壤中流动较快,存在于表土的时间不长(除非在低洼地),对昆虫的

影响比较复杂。

由于土居昆虫要从周围土壤颗粒间吸收水分,以使其体内保持一定量的水分;特别是在卵期,体内如无较高的水分含量,胚胎就难以发育。因此,土壤含水量的多少和水的存在形式,对土居昆虫的生长发育和分布有显著影响。而且,不同种类的土居昆虫对土壤含水量的要求也不一样。

蝗虫不属于土居昆虫,但蝗卵在发育过程中也必须有适量的土壤水分含量,如果土壤含水量过高或过低,即土壤过于潮湿或过于干燥,都会对蝗卵的正常发育带来不利影响。但土壤含水量对昆虫的影响常因土壤的物理性状不同而异,例如据尤其微等研究^[6],东亚飞蝗产卵的最适宜土壤含水量,黏土为 18%~20%,壤土为 15%~18%,持水力最差的沙土低至 10% 仍属适宜范围。此外,产卵的深度也因土壤含水量即干湿程度的不同而异,一般规律是土壤湿度较大者产卵深度浅,反之则深^[7]。

(3) 土壤理化性质

影响昆虫生长发育的土壤理化性质,主要有土壤质地、pH 值、含盐量等。土壤理化性质的不同,不仅影响生长在土壤中的植物,同时也影响着土居昆虫和某些地面昆虫的种类及数量。例如研究已发现,土壤含盐量是东亚飞蝗发生的重要制约因素。对我国蝗区的调查表明:土壤含盐量在 0.5% 以下的地区是东亚飞蝗的常年发生区,其产卵的最低含盐量临界值为 0.3%;含盐量在 0.7%~1.2% 的地区是其扩散区或轮生区;含盐量在 1.2%~2.5% 的地区则无此虫分布^[5]。因此,土壤含盐量成了东亚飞蝗自然分布的界限。实验证明,在同样条件下,飞蝗的产卵量与卵的孵化率都随土壤含盐量的增高而降低。对于蝗虫而言,土壤质地即土壤颗粒大小的组成,主要影响蝗虫产卵的难易,土壤质地过沙或过黏均不利于蝗虫产卵。此外,土壤质地还通过影响土壤温度与土壤水分含量间接地对蝗卵的生长发育施加影响。一般而言,沙性土壤不能提供蝗卵保存和成活所必需的水分;但如土壤过黏,则不利于土温的升高,从而影响蝗卵的孵化。

3. 食物因子

每种昆虫都有其特殊的代谢形式,适于某种昆虫取食、消化和吸收的食物,对该种昆虫就有营养价值。食物种类不同,对同种昆虫的营养效应就不一样,例如取食不同植物的东亚飞蝗,其生长速度、存活率和生殖力都有差别。蝗蛹至成虫性成熟的存活率,以取食红草、稗草者最高,取食高粱、小麦者次之,大豆为食者再次之,取食油菜的较低。实际上,即使同一种食物,对不同昆虫种类的营养效应也不一样。

昆虫在漫长的演化过程中,逐渐形成了对食料的特殊选择,这就是昆虫对食物的嗜食性(food preference)。按食物的性质和来源,昆虫的食性可分为植食性、肉食性、尸食性、腐食性和粪食性五类;按食物的范围大小,昆虫的食性可分为单食性、寡食性、多食性和杂食性等不同类型。显然,无论是普通类型蝗虫还是草地蝗虫,它们都属于植食性昆虫,其食物范围则多为杂食性。

对于多食性或杂食性昆虫来说,不同种类昆虫选食的次序有差别。不仅如此,即使同一种昆虫,在不同植物群落内的选食顺序也有所不同。例如,李鸿昌等在位于内蒙古锡林河流域益和乌拉地区的中科院内蒙古草原生态系统定位站的试验研究^[8],他们将毛足棒角蝗、宽须蚁蝗和狭翅雏蝗作为试验对象,同时取三种植物群落即羊草群落、大针茅群落和冷蒿群落进行试验。结果发现:毛足棒角蝗和宽须蚁蝗的取食全部集中于禾本科和莎草科植物,而对

藜科、毛茛科、蔷薇科、伞形科、菊科及百合科则无取食者;狭翅雏蝗除也明显地取食禾本科和莎草科植物外,还程度不等地取食菊科、豆科、蔷薇科及百合科植物。他们的研究还发现,在上述三种不同植物群落内,各蝗种对可食植物的选食次序,因群落结构(组成成分及其生物量、水平格局等)的明显差异而有所不同。他们指出,同种蝗虫的不同种群,在不同、甚至相同类型或同一植物群落内,其选食次序所表现出的不同,是由于植物群落结构间的差异及试验所选用的不同样方间的结构差异所致;对于不同蝗种,其选食次序的不同,是由于上述原因及蝗种各自的食性特点两者综合作用的结果。

由于大多数植食性昆虫从食物中获取体内水分,因此昆虫一方面通过对取食不同含水量的食物,另一方面通过对食物消耗量的大小,来实现对水分需求的控制,这也是食物对昆虫影响的一个重要方面。例如沙漠蝗(*Schistocerca gregaria*)在取食含水量高的植物时其食量相对较低,当取食含水量低的植物时其食量则相对较高。张爱国等在内蒙古草原的研究也表明^[3],食物中的含水率在一定范围内直接影响到狭翅雏蝗对食物的消耗量。以羊草为供食植物,当羊草的含水率在55%~65%时,狭翅雏蝗的食物消耗量明显上升;而当含水率为60%时,其食量为最高。

4. 其他因子

昆虫的生境因子十分复杂,除以上提到的几类主要因子之外,还有昆虫的各类天敌及农业耕作、放牧等人为活动等。在自然界,昆虫的天敌包括两大类,即捕食性天敌(如益鸟、蛙类等)与病原微生物(如真菌、细菌、原生动物等)。对于蝗虫来说,最重要的天敌是食蝗虫的鸟类,它们在捕食蝗虫中的作用不可忽视;至于病原微生物,主要是各类真菌、细菌,它们通过感染急性病或慢性病而对蝗虫带来不利影响。

农业耕作对蝗虫的影响,如通过增加某些覆盖度较大的作物群体数量,可改变田间小气候,从而不利于喜干性昆虫的活动。例如在牧区,生长较高、密度较大、种类单一的人工草地上蝗虫一般很少见,其原因很可能与此有关。此外,翻耕土壤,会直接破坏蝗卵着生的环境,因而也会对蝗虫造成不利影响。在放牧过度的草地,因草地退化,常常成为草地蝗虫发生的重要场所。

以上我们简要讨论了昆虫生境因子与包括蝗虫在内的昆虫发生的关系。应指出的是,这些生境因子对昆虫发生的影响不是孤立地起作用的,而是综合起作用的。而正是由于这样的综合作用,便导致形成每一类昆虫的各种独具特色的生境。

3.1.3 草地蝗虫生境类型及其特性

1. 草地蝗虫生境的涵义

草地蝗虫生境,简单地说,是指在一定的时间、空间范围内,对草地蝗虫生存具有相同或相似的生境因子的自然集合体,它是草地蝗虫完成生命周期的场所。

如前所述,昆虫的生境因子是多种多样的,它们对昆虫生长、发育的影响是十分复杂的。而且,这些生境因子是密切联系、相互影响和相互制约地对昆虫施加影响的。草地蝗虫也不例外,正是影响其生长发育的各种生境因子的相互作用和相互影响,构成了类型各异的草地蝗虫生境。在某一个具体草地区域,同一类型的草地蝗虫生境不仅具有与其他类型草地蝗虫生境不同的特性,而且还常常有它自己所特有的草地蝗虫种群类型和结构。

草地蝗虫生境类型的概念来自生物学上的生境类型。后者是指根据生物的生态学特

性,并依据气候、地貌、土壤及生物群落的类聚特点等,对生境所进行的类别划分和归并。从生物学原理角度来说,生物群落中各物种之间存在着互相依存、相互制约的复杂种间关系,有些物种呈现正相组合状态趋于一起出现,而另一些物种则呈现负相组合状态而趋于分隔出现。这样,生物群落中的每一物种都呈现在一定空间范围内个体扩散分布的一定形式,这种形式也称为种群的“空间分布型”。而且,这种空间分布形式又呈错综复杂的关系与环境内的其他物种的分布型相关联,从而形成群落的水平分布格局。从理论上讲,群落所处的空间是客观存在的实体,是环境因子与多个物种相互作用的多维结构,群落中每个物种既有其独特的空间位置,同时又受到不同种间的关系的影响。因此,我们就可从研究草地蝗虫的生境类型,特别是生境类型及其组成因子与草地蝗虫发生与成灾等的关系机理入手,摸清草地蝗虫的活动规律,从而为草地蝗虫发生的预测预报提供科学依据^[9]。

2. 草地蝗虫生境类型的特性

草地蝗虫的生境类型,是指根据一定分类原则和分类指标对草地蝗虫生境的类别划分。在所划分出的同一种草地蝗虫生境类型内,不仅制约草地蝗虫发生和活动的主要生境因子有相对一致性,而且其整体特征也有基本的同一性。具体而言,属于同一类型草地蝗虫生境的地域或地段,在地形、小气候条件、植被和土壤等方面都基本相似,而且在草地蝗虫的种群结构包括其蝗虫优势种和主要伴生种也有其相对一致性。

草地蝗虫的生境类型有以下主要特点。

(1) 草地植被在其中起着主导性作用

草地蝗虫是隶属于直翅目的地栖昆虫,它们喜居于温度日较差较大、气候较为干旱以及食料较为丰富的草地区域^[10]。草地蝗虫的存在,一要有适宜的生存环境,二要有充足的食物来源,两者缺一不可。例如,在气候阴湿冷凉的高寒草地,虽然有较丰富的食料来源,但因光照和热量不足,故不利于草地蝗虫的生长发育;再如在植被稀疏的荒漠草原地区,虽有较为适合的光热条件,但因缺乏足够的食物来源和庇护地,因此虽然可能在局部地段出现草地蝗虫,但一般不会猖獗成灾。由此可见,草地植被在草地蝗虫生境类型的形成和划分中起着主导作用。实际上,在草地蝗虫的一生中,除蝗卵发育阶段外,其他时间都在地表草地植被中进行采食、栖息和交尾等活动。从另一方面来说,也正是主要由于草地植被类型和结构等的不同,造成了草地蝗虫种群结构的差异。

草地蝗虫的生境类型与草原科学中所划分的草地类型有许多相似性,这些相似性不仅表现在草地的外观特征上,而且还反映在草地群落的种群结构特征和分布范围上。草地类型是指在一定的时间和空间范围内,具有相同自然和经济特征的草地单元。实际上,草地类型是一个非常综合的概念,它不仅指草地组分,还包括与草地组分相关的、一定时空范围内的草地的自然特征和经济特征。换言之,草地类型是指对生长于草地上的草本植物群体以及这些群体的不同组合的高度抽象和概括。正是由于草地植被在草地蝗虫生境类型的形成和分异中起主导作用,因此在实际研究中划分草地蝗虫生境类型时,在很大程度上要考虑到草地类型的性质和特性。

然而也应指出,草地蝗虫的生境类型与草地类型之间还是有一定区别的,这种区别主要表现在:草地类型的划分主要从草地生态学角度出发,考虑草地的群落结构特点及优势种、次优势种和伴生种的组分和生态学特点;而草地蝗虫生境类型的划分,则主要从昆虫生态学角度出发,紧密结合草地蝗虫的生理、生态学特征,研究草地蝗虫的种群结构及其与周围环

境因子间的相互制约、相互依存关系。

(2) 季节变化明显

由于草地蝗虫生活在草地植被中,而分布于半干旱地区的草地植被虽大多由多年生草本植物组成,但它们具有显著的季节性变化特点,即草本植物的季相变化十分明显。从草地蝗虫来说,它们基本上为一年一代,而且从春夏之交的蝗卵孵化开始到晚秋的成虫死亡为止仅仅经历短短数月时间。鉴于这两个特点,在研究草地蝗虫生境类型时,要特别注意到草地蝗虫的不同生活阶段的特征,同时要高度重视在此期间草地蝗虫生境类型的动态变化特点及其与草地蝗虫发生发育之间的关系。

(3) 空间变化尺度较小

与具有远距离迁飞能力的飞蝗不同,草地蝗虫仅能跳跃或作近距离飞翔。与此相适应,草地蝗虫生境类型的水平空间分布尺度相对较小。实际上在野外常可发现,随着地形、土壤和植被类型等生境条件在不大的水平距离内的变化,草地蝗虫的种群结构往往会有较显著的变化,甚至有时在不大的水平距离内会发现草地蝗虫密度显著变化。

草地蝗虫生境类型的这一特点在山地区域表现得尤为显著。山地的重要特点是气候水热条件随海拔高度的变化而发生变化,从理论上说,海拔每升高 100m 气温下降 0.6°C ,具体下降幅度随不同地区情况略有不同;同时,不同的地形坡度和坡向也导致气候水热条件的明显差异。相应地,植被、土壤等也有显著的变化,这最终导致草地蝗虫生境类型的垂直分异现象,同时又造成草地蝗虫种群结构和特征的垂直变化,这一现象早已被研究者发现^[11]。事实上,这种变化不仅表现在草地蝗虫生境类型随海拔高度的变化上,即出现明显或较明显的垂直分异现象,同时也表现在草地蝗虫生境类型在不同坡度尤其是坡向的变化上。

(4) 旱化特征比较鲜明

草地蝗虫主要生活在我国北部和西北部的干草原地区,而干草原是半干旱气候区域的典型地带性植被类型,在其群落组成中以各类耐干旱的草本植物占主导。因此,草地蝗虫生境类型一般具有比较鲜明的旱化特征,如草本植被生长得较为稀疏和低矮,并有较强的耐旱性,再如土壤以栗钙土为主,土壤水分含量较低等等。

§ 3.2 环湖地区草地蝗虫生境的分类

3.2.1 草地蝗虫生境分类的原则与方法

1. 草地蝗虫生境分类的原则

草地蝗虫生境的分类,是指从草地蝗虫的生理学、生态学特点出发,通过对草地蝗虫生境的各种组成因子及其与草地蝗虫发生的相互关系的详细分析,按生境的相对一致性对它们作出类别的划分。

草地蝗虫生境分类一般可遵循以下原则。

(1) 相对一致性与差异性相结合的原则

属于同一类型的草地蝗虫生境,在其各种组成因子及其与草地蝗虫发生的相互关系上具有最大程度的相似性;反之,不同类型的草地蝗虫生境,在其各种组成因子及其与草地蝗虫发生的相互关系上应具有最大程度的差异性。无论在野外实地调查和辨别草地蝗虫生境类型,还是在室内依据光谱特征从遥感图像数据上识别草地蝗虫生境类型,都应遵循这一原

则。然而,草地蝗虫生境类型的一致性与差异性是对而言的,在自然界不可能存在绝对一致或绝对不同的草地蝗虫生境类型。特别应注意的是,在自然界经常会遇到一些过渡性类型。对这些过渡性类型的分类归属,切不可简单行事,而应在详细观察分析的基础上作出决定。如果确实属于无法进行分类归属的过渡性类型,则可考虑在分类系统中另列一类;有时,或可将其作为某一类内的亚类处理。

(2) 综合分析主导因素相结合的原则

如前所述,草地蝗虫生境由各种不同的生境因子组成,正是这些生境因子之间的相互作用、相互制约和相互依存,导致形成具体的生境类型。因此,在识别与划分草地蝗虫的生境类型时,十分重要的是,要首先对这些组成因子及其与草地蝗虫发生的关系逐一进行详细的分析,并力求阐明其间的作用机理。但应指出,草地蝗虫生境因子对草地蝗虫发生的影响和作用并非是等同的,而往往有程度不同之分;从另一角度来说,不同的草地蝗虫生境因子在某一具体生境形成中的作用也是不等同的。因此,在识别和划分草地蝗虫生境类型时,既要全面分析草地蝗虫生境因子及其作用进行全面分析,但又不能主次不分;反之,应在全面分析的基础上力求找出主导性因子,即对草地蝗虫生境类型的分异起关键性作用的因子,并在分析主导性因子与非主导性因子相互关系的前提下,对草地蝗虫生境类型作出科学和正确的划分和归类。

(3) 粗细划分相结合的原则

草地蝗虫生境类型的划分,其最终目的,在于通过揭示不同草地蝗虫生境类型的区别,为摸清草地蝗虫发生和可能成灾的规律,从而为草地蝗虫为害的预测预报及有效防治提供科学依据。因此,在对草地蝗虫生境类型进行分类时,应对不同的生境类型适当地有所区别对待。换言之,对那些从未发生或即使有蝗虫出现但数量不多、长期不出现蝗虫为害、且分布面积不大的生境类型,可采取相对较粗略的划分方法;反之,对那些分布面积较大、且常出现蝗虫为害的生境类型,应尽可能作较详细的划分,以通过分类去反映草地蝗虫生境的差异。

2. 草地蝗虫生境分类的步骤与方法

在某一个地区进行草地蝗虫生境的分类,可借鉴土地分类的方法^[12]。具体说来,一般包括以下几个步骤。

(1) 确定分类对象

草地蝗虫生境分类的对象,无疑是草地蝗虫生境。然而,这些生境是可以分成不同级别的;正是这些不同级别的生境,构成了一个地区草地蝗虫生境的分类体系。因此,在进行分类前,必须确定具体的分类对象,即确定分类体系中的哪一级别作为基本的分类对象。如果还要求对草地蝗虫生境类型进行制图,此分类对象便相当于草地蝗虫生境类型图的基本制图单位。

在确定基本分类对象时,主要应考虑到研究区范围的大小及与其有关的草地蝗虫生境类型制图的比例尺的大小。一般来说,研究区范围较大,相应的制图比例尺较小,基本分类对象的级别就可高些,换言之,分类可稍微粗些;反之,如研究区范围不大,相应的制图比例尺较大,基本分类对象的级别应低些,也就是要分得细一些。诚然,这一原则也不是绝对的。例如,如果某个地区的范围尽管较大,但是草地蝗虫的发生不仅较为严重,而且其发生或为害情况也相当复杂,用粗略调查方法难以摸清草地蝗虫发生或为害的详细情况,在这种情况下

下,如果时间和人力、物力许可,就应采用详细调查方法,即草地蝗虫生境分类的基本对象在级别上应相对低些。此外应指出,如果是在一个较大的区域,并由若干个小组同时进行调查,从成果统一的角度考虑,基本分类对象应力求一致。

(2) 确定分类依据

如前所述,草地蝗虫生境是由各种生境因子相互作用、相互制约所形成,而这些生境因子在生境形成中的作用又不是等同的。因此,在确定基本分类对象之后,紧接着就应确定不同生境类型的分类依据,特别是要找出主导性分类依据,并兼顾非主导性分类依据。

由于植物为草地蝗虫提供了食物来源,并为其营造了栖息环境,因此在一般情况下,草地植被类型可作为主导性分类依据;而草地植被类型的划分,主要应考虑其建群种或优势种及次优势种和主要伴生种的组分,此外还应考虑到其群落结构及其特点。这里应再次指出的是,尽管草地蝗虫生境类型与通常的草地植被类型在很大程度上有相似之处,在空间分布范围上也可能有所重叠,但两者存在一定的差别。这种差别主要表现在:草地植被类型的划分,主要是从植物群落本身的特点作为出发点,去研究草地植被的空间分异规律;而草地蝗虫生境类型的划分,则是从草本植被的特点及其与草地蝗虫发生的关系作为出发点,也就是将草地植被视为草地蝗虫食物来源和栖息环境的“生境”。因此,在将草地植被类型作为草地蝗虫生境分类的主导性依据时,应特别重视分析和研究草地植被类型与研究区草地蝗虫种群结构及其动态变化之间的关系和机理。只有这样,方可避免简单地将草地植被类型等同于草地蝗虫生境类型所产生的弊端。

一个地区的主导性植被类型是该区域气候水热条件的综合反应。同时,在此气候水热条件下所形成的土壤类型,对植被类型的形成及其特性有直接的制约作用,这就是地理学上所称的地带性土壤类型和地带性植被类型概念的由来。同时,一个地区的地形特征,包括海拔高度、相对高度及坡度、坡向和小地貌特点等,则通过对区域气候水热状况的再分配,去影响土壤和植被的空间分布和特征。因此,在草地蝗虫生境分类中,在通常将草地植被类型作为分类的主导性依据的前提下,应充分考虑到植被类型与土壤类型之间的相关性,以及地形特征在草地植被空间分布及其特征形成中的作用,在地形变化复杂的山区进行草地蝗虫生境分类时尤应注意这一特点。

(3) 拟定分类系统

分类系统的拟定,是草地蝗虫生境分类中的关键问题之一。首先,分类系统要求符合科学性,其中特别要注意不同级别的分类单位之间的层次性以及同一级别分类单位之间的可比性,也就是说,所拟定的分类系统要求符合逻辑性。其次,分类系统要求尽可能简明扼要,分类单位的科学含义明确,且定名适当,以增加其可操纵性。

草地蝗虫生境分类单位的定名,可采用不同做法。最简单的做法,是直接用地带性植被类型定名,通常的做法是在名称中反映草地植被的优势种,这样使人一目了然。另一种做法,是采用综合定名法,即在类型名称中同时包括草地植被类型、地形类型和土壤类型,或草地植被类型加上土壤类型。这种定名法涵义清晰,但不免显得繁琐。

在拟定初步的分类系统前,应在野外进行查勘,重点在于摸清研究区草地蝗虫生境的区域分异状况和规律,包括引起生境分异的主导性因素和非主导性因素及两者之间的关系,它们与草地蝗虫发生的关系。至于气候因素,在大范围地区进行草地蝗虫生境分类时必须考虑;但在较小范围地区进行分类时可基本不予考虑。然而,在地形变化复杂的山区,必须考

虑小地形对生境类型的形成和分异的影响。

最近三十余年来,随着卫星遥感技术的飞速发展,卫星遥感图像在资源、环境的调查和研究中已得到日益广泛的应用。无疑,卫星遥感技术在草地蝗虫生境的调查、分类和制图中有很大的应用潜力。近年来在环青海湖地区的研究,主要也是利用卫星遥感图像来进行草地蝗虫生境的分类和制图。具体来说,利用了美国陆地卫星(Landsat)TM 图像,并结合地理信息系统(GIS)技术,在野外多次实地调查和样点详细观察的基础上,完成了本区草地蝗虫生境的分类,并在其基础上对各类生境进行草地蝗虫潜在发生可能性的评价,为本区草地蝗虫的防治提供科学依据。有关这方面的情况在第5章详加说明。

3.2.2 环湖地区草地蝗虫生境的分类方案

根据上面说明的草地蝗虫生境的分类原则及分类步骤和方法,拟定了青海湖环湖地区草地蝗虫生境的分类方案,各类型的基本特征见表3-1。由表可见,本区草地蝗虫生境包括7大类,它们用草地植被作为分类的主导性依据。其中,部分生境类型用草地植被类型的

表3-1 环青海湖地区的草地蝗虫生境类型

生境类型名称	基 本 特 征
克氏针茅草原	主要分布在青海湖周围海拔3200~3400m的湖积、冲洪积平原上,尤其在刚察县泉吉乡有较大面积分布,在江西沟、甘子河、石乃亥等地也有分布。土壤多为淡栗钙土。植被类型属温性草原,优势种为克氏针茅,次优势种为短花针茅,伴生种有扁穗冰草、落草、赖草、早熟禾、二裂萎陵菜、沙蒿、异叶青兰、马先蒿、茵陈蒿、狼毒、披针叶黄华等,群落总盖度50%~80%
芨芨草草原	主要分布在青海湖以北及湖东南倒淌河谷地,湖南岸江西沟等地也有分布,所在处海拔3200~3350m。土壤多为淡栗钙土。植被类型属温性草原,优势种为芨芨草,伴生种有克氏针茅、短花针茅、冰草、落草、赖草、青海固沙草、二裂萎陵菜、扁穗冰草、早熟禾、黄芪、异叶青兰、茵陈蒿、细叶苔草、狼毒、披针叶黄华等,群落总盖度45%~85%,芨芨草分盖度36%~65%,构成群落的上层,并呈丛生状分布
紫花针茅草原	主要分布在青海湖北部和西北部海拔3300~3600m的山前向阳坡地,在青海湖西部布哈河谷地也有大面积分布。土壤为亚高山草原土。植被类型属高寒草原,优势种为紫花针茅,次优势种为高山苔草等,伴生种有落草、赖草、冷蒿、乳白香青、阿勒泰狗娃花、柴胡、狼毒、二裂萎陵菜、早熟禾、黄芪、阿尔泰紫苑等。局部较湿润地段有小嵩草、矮嵩草等出现,形成草甸化高寒草原。群落总盖度55%~85%
高寒草甸	主要分布在青海湖周围海拔3200~4100m的山地、滩地和宽谷。土壤为亚高山草甸土。植被属高寒草甸,优势种为矮嵩草和线叶嵩草,伴生种有珠芽蓼、圆穗蓼、二裂萎陵菜、蒲公英、早熟禾、黄芪、黄花棘豆、柴胡、泥胡菜、秦艽等。群落总盖度65%~90%
高寒灌丛草甸	主要分布在青海南山、日月山等海拔3300~3800m的山地阴坡及沟谷。土壤为亚高山灌丛草甸土。植被优势种为高山柳、金露梅或鬼箭锦鸡儿,伴生种有线叶嵩草、矮嵩草、珠芽蓼、圆穗蓼、垂穗披碱草、二裂萎陵菜、蒲公英、早熟禾、黄芪、柴胡、党参、美丽风毛菊等。群落总盖度75%~95%
沼泽化草甸	其中:华扁穗草草甸主要分布在海拔3200~3300m的青海湖湖滨滩地及入湖河流的阶地上。植被优势种为华扁穗草,伴生种为鹅绒萎陵菜、藏嵩草、水麦冬、斑唇马先蒿、海韭菜等,群落总盖度85%~95%;藏嵩草草甸集中分布于青海湖北部海拔3300~4000m的河源地区及河流附近的低洼滩地。藏嵩草为优势种,伴生种有黑褐苔草、高山嵩草、圆穗蓼、火绒草等,群落总盖度80%~90%;轻度盐渍化草甸主要分布于海拔3200~3250m的湖滨低湿滩地,优势种为马蔺或碱茅,伴生种有青海野青茅、垂穗披碱草、西伯利亚蓼等,群落总盖度50%~75%

(续表)

生境类型名称	基	本	特	征
农耕撂荒地	主要分布在青海湖以北的布哈河、沙柳河、哈尔盖河、伊克乌兰河的河口三角洲。植被的优势种不明显,主要植物有克氏针茅、扁穗冰草、苔草、赖草、早熟禾、二裂萎陵菜、沙蒿、茵陈蒿、狼毒等			
农耕地	分布范围与农耕撂荒地相同,主要作物为油菜与青稞			
其 沙丘	主要分布在青海湖以东及鸟岛西侧,几乎全部为裸露沙丘,仅有少量稀疏的沙生植被			
他 裸岩	分布在青海南山等海拔 4100m 以上的山地顶部,基岩裸露,仅有少量稀疏、矮小、呈垫状生长的高寒流石坡植被			
水域	包括青海湖及入湖河流			

优势种植物进行定名,但有些类型直接用植被类型名称进行定名。这 7 类生境分别是克氏针茅草原、芨芨草草原、紫花针茅草原、高寒草甸、高寒灌丛草甸、沼泽化草甸及农耕撂荒地,它们或多或少都与本区的草地蝗虫的发生有关联。应指出,表 3-1 中也包括了一些“其他”类型,这是因为这些类型在本区客观存在,而且在卫星遥感图像分类时不难对它们进行区分,但多次调查表明,在这些地物类型的分布区域基本未见有草地蝗虫出现,也就是说它们与草地蝗虫发生的关系不大。但为了保持整个研究区域在制图上的完整性,仍将它们列出,但冠以“其他”类型,以示有别于上述 7 种草地蝗虫生境类型。

参 考 文 献

- [1] Peter W Price. 昆虫生态学. 北京大学生物系昆虫学教研室译. 北京:人民教育出版社,1980
- [2] 马世骏. 东亚飞蝗在中国的发生动态. 昆虫学报,8(1):1—40
- [3] 张爱国,李鸿昌. 自然环境温度和食物含水量对狭翅雏蝗食物消耗量的影响. 见:中科院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京:科学出版社,1992, 77—80
- [4] 马耀,李鸿昌,康乐. 内蒙古草地昆虫. 杨凌:天则出版社,1991, 12—13
- [5] Lockwood J A, Schell S P. Outbreak dynamics of rangeland grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in the Western Plains Ecoregion: eruptive, gradient, both, or neither? *J of Orthoptera Research*, 1995, 4: 35—48
- [6] 尤其傲,郭鄂,陈永林等. 东亚飞蝗的生活习性. 昆虫学报,8(2):119—135
- [7] 夏凯龄主编. 中国动物志(昆虫纲),第4卷(直翅目:蝗总科). 北京:科学出版社,1994, 114—115
- [8] 李鸿昌,陈永林. 内蒙古典型草原蝗虫食性的研究Ⅱ:优势蝗虫在自然植物群落中的取食特性. 见:中科院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第1集). 北京:科学出版社,1985, 154—163
- [9] 倪绍祥,蒋建军,王杰臣等. 青海湖地区草地蝗虫发生的生态环境条件浅析. 草业学报,2000,9(1): 43—47
- [10] 邱式邦. 蝗虫的分布消长和活动与植物关系的研究. 植物保护学报,1962,1(3):283—290
- [11] 黄人鑫,何斌. 新疆天山西部果子沟山区蝗虫的垂直分布. 昆虫知识,1984,21(5):201—203
- [12] 倪绍祥. 土地类型与土地评价概论(第2版). 北京:高等教育出版社,2000

第4章 环青海湖地区生境因子与草地蝗虫发生的关系

§4.1 生境因子与草地蝗虫发生关系研究的意义

4.1.1 研究意义

研究草地蝗虫生境因子与草地蝗虫发生的关系,是对草地蝗虫进行发生和成灾预测预报的基础与前提。换言之,只有比较透彻地掌握了各类生境因子与草地蝗虫发生之间的关系或者说草地蝗虫的发生机理,才有可能对草地蝗虫的发生乃至成灾做出科学的预测预报。

从理论上说,与所有昆虫一样,草地蝗虫的发生是一种有规律的现象。然而,这种规律是十分错综复杂的。例如在环青海湖地区,就时段而言,某些年份有的地方草地蝗虫的密度可高达1200头/m²(刚察县,1998),但在同一年邻近的草地区域很少或几乎没有出现蝗虫;有的年份在较大区域范围内蝗虫几乎同时大规模暴发(如1991年),而有的年份其发生与成灾区域却很小。从地区上说,有的地区连续数年均有关蝗虫发生,即使在连年治理的情况下也是如此,而有的地方经过一次治理就可在以后若干年内不出现蝗灾。因此,十分需要研究和阐明各类生境因子与草地蝗虫发生的关系,以便更好地掌握草地蝗虫的时空变化规律和发生机理。

引起草地蝗虫时空分异的原因不外乎内因与外因两个方面。内因,是指草地蝗虫自身的生理学与生物学特性,如行为、采食、生理适应性等等;外因,则指影响草地蝗虫发生、数量变化、种群演替等的各种外界因素。实际上,一个地点草地蝗虫的发生就是这些内在因素与外在因素综合作用的结果。然而,在一个范围相对不大的地区,草地蝗虫的种群结构及其活动规律、取食喜好等习性在一定时段内是相对稳定的。因此,草地蝗虫发生与分布的时空差异主要取决于外界因素的时空变异。在环青海湖地区,我们着重研究的正是这些外界环境因素以及它们与草地蝗虫发生之间的关系。应指出的是,每一类外界环境因素内部又包含有许多次一级的因素,它们之间同样也不是孤立地起作用的。

迄今为止,昆虫学工作者在研究蝗虫生理学和生物学的同时,在研究导致蝗虫发生和成灾的外在因素上也做了大量研究。他们采用不同方法和从不同角度进行了研究,如研究蝗虫的发生与气温、降水等气候因素的关系^[1-4],蝗虫的空间分布与地区植被类型和特征的关系^[6-9],虫卵孵化与温度、湿度、土壤盐度等的关系^[10-15],以及放牧等人类活动对蝗虫发生的影响^[5],等等。总之,对造成蝗虫时空变化的外在原因的这类探讨,目前已成为蝗虫发生与成灾预测预报研究的重要内容。

4.1.2 草地蝗虫生境因子的构成

与蝗虫发生有关的生境因子很多,但归纳起来不外乎“天”、“地”、“人”三个方面。与

“天”有关的因子,是指影响蝗虫发生的天文因素和大气因素。前者如太阳黑子活动的变化等,这类因子的作用机理目前尚属空白研究领域;后者则指与蝗虫发生有直接关系的气候因子,其中尤其是气温、降水等,目前在这方面已有较多的研究。与“地”有关的因子则非常广泛,如地形、土壤、植被等。由于这类因子直接构成了蝗虫的栖息环境,而且与蝗虫的发育和活动的关系十分密切,因此所开展的研究也最为广泛和深入。与“人”有关的因子,是指与蝗虫发生有关的各种人类活动因子,如对蝗虫进行治理以及牲畜放牧、草地围栏建设等。这方面的研究以前并未引起人们的足够重视,近年来则越益受到人们的关注。

有的研究工作者从另外的角度对影响蝗虫发生的生境因子进行分类,如将其归并为生物学因子与非生物学因子两大类^[16]。前者主要指蝗虫的天敌和种间竞争等;后者则指气候、地形、土壤、植被等环境因子以及放牧、耕作、防治等人类活动因子。在环青海湖地区的研究中,我们通过多次野外调查和与地方有关技术人员反复商讨,并借鉴国内外的研究经验,从影响草地蝗虫发生的生境因子的时空变化角度出发,将这些生境因子归并为相对稳定因子、动态变化因子及人为活动因子三大类。其中,相对稳定因子通常决定着草地蝗虫的空间分布状况,而动态变化因子则主要影响草地蝗虫发生在时间上的变化。在这些因子中,有些是直接因子,如气温直接影响草地蝗虫的发育和活动,植被的结构与生长状况影响草地蝗虫的采食,防治活动则直接影响草地蝗虫种群数量的变动;而有些因子是间接起作用的,故称为间接影响因子,如地形的坡向和坡度,它们并非直接起作用,而是通过对水分和热量的重新分配影响草地蝗虫的发育与活动。

有必要指出,尽管影响草地蝗虫发生的生境因子类别很多,但它们的影响方式和影响程度是不同的。不仅不同种的草地蝗虫对同一类生境因子的适应能力和反应不同,而且同一类生境因子对同一种草地蝗虫以及在其不同发育阶段的影响也是不完全相同的。这种情况无疑大大增加了研究工作的复杂性和难度。有鉴于此,在环青海湖地区的研究中,我们将宽须蚁蝗、狭翅雏蝗及小翅雏蝗作为主要研究对象。原因在于,这三种蝗虫的个体数量占该地区草地蝗虫总数量的99%以上,而且它们都属小型种,基本无迁飞能力,换言之,在某一地点它们所出现的数量主要与该地点的生境因子的特性有关,这样就有利于我们开展草地蝗虫发生与生境因子关系的分析。

在环青海湖地区草地蝗虫与生境因子关系的研究中,我们利用了以下资料或调查数据:①1988—1999年研究区各县上报的蝗虫发生与成灾资料;②研究区各种图件资料,包括1:100 000地形图、草场类型图及土壤类型图;③研究区TM遥感图像资料;④研究区气象气候资料,主要包括各有关台站(刚察、海晏、共和、贵德、江西沟、贵南、铁卜加)的多年月平均气象资料以及刚察县1988—1999年逐月平均气温、降水和地温资料;⑤1997—1999年我们在研究区实地收集的120余个样方资料。

§ 4.2 气候因子与草地蝗虫发生的关系

4.2.1 气候因子与草地蝗虫关系概述

在所有影响草地蝗虫发生的生境因子中,气候因子是变化相对较大而且又是最重要的影响因子。如果说草地蝗虫的空间分布是有相对稳定性的,但是其密度分布在时间上有明显变化,而这种变化主要是受气候因子的制约。究其原因,一方面是由于草地蝗虫的发育过

程和活动等都必须有一定的适宜温度和湿度来保证;另一方面,是由于气候因子的变化会显著影响植被的生长状况,即会影响到草地蝗虫赖以生存的食料和栖息场所状况。

气候因子包括气温、降水、蒸发、风向、风力、日照等。其中,对草地蝗虫有较明显和最直接影响的主要是气温和降水,而蒸发、风向、风力、日照等基本属于间接因子。气温与降水的时空分布规律制约着草地蝗虫发生的时空变化过程。从空间上看,气温与降水都有一定的地域分异特点,包括水平与垂直分异特点,以及受地形或水体等影响所造成的非地带性分异特点;从时间上看,不同年份,甚至同一年份的不同月份,气温与降水都呈现明显的年际和年内变化特点。这些都会对草地蝗虫的发育和活动产生深刻的影响。

如本书第2章所述,草地蝗虫的生命史包括虫卵越冬期、孵化期、幼虫(蝗蝻)期、成虫期四个阶段,每一阶段对气候因子有不同的要求。换句话说,在草地蝗虫生命史的不同阶段,气候因子的主导影响因子和影响方式也有所不同。

(1) 虫卵期

这一阶段草地蝗虫的卵保存于表层土壤中,因此在此期间如温度、湿度条件对虫卵保存有利,则有利于来年草地蝗虫的发生。在环青海湖地区,冬季降水很少,因此虫卵安全越冬的主要影响因子是气温。如冬季气温特别是极端低温过低,地表积雪又薄,则会显著增大虫卵的冻死率。在一些较低洼的地形部位,由于水分比较集中,易形成厚度不同的冻土层,而冻土层的形成与消融作用会破坏表土中的虫卵,因而不利于卵的保存。但从环青海湖地区的总体情况来说,这种影响不很大。例如在刚察县的泉吉乡、吉尔孟乡以及共和县的石乃亥乡等地,地形开阔,冬季所接受到的太阳辐射量较大,地表难以形成深厚冻土,相对来说有利于蝗卵的保存,这些地区为草地蝗虫的多发区与此不无关系。

(2) 孵化期

每年4月下旬前后,环青海湖地区牧草开始萌发。此时宽须蚁蝗等早发种蝗虫开始陆续孵化出土,而最主要的为害种小翅雏蝗与狭翅雏蝗则在6月中、下旬孵化。虫卵孵化需要一定的温度和湿度条件,而且孵化过程需要一定的时间。换句话说,蝗卵孵化过程是在一个时段上气候因子的累积效应影响下完成的,其中温度是一个很关键的因素,尤其是孵化起点温度以上的积温。只有当此积温达到一定数值后才可能完成孵化过程所需的生化反应,形成胚胎并完成胚胎发育直至蝗蝻出土;反之会推迟蝗蝻出土时间。就不同地区而言,由于地表水热状况的差异,蝗蝻出土的时间也不完全相同,有时甚至差异较大。对不同种蝗虫来说,其蝗卵孵化所需温度也不同,因此蝗蝻出土时间也有一定差别。据位于青海湖以西的铁卜加草原改良试验站的多年观测,该地区主要种蝗虫的蝗卵孵化最低温度分别为 6.2°C (宽须蚁蝗)、 6.9°C (白边痲蝗)、 10.5°C (小翅雏蝗与狭翅雏蝗),因此蝗蝻出土的先后顺序为宽须蚁蝗、白边痲蝗及小翅雏蝗与狭翅雏蝗。

大气水分状况及与其有关的土壤水分状况对蝗卵孵化也有显著影响。蝗卵孵化期间地面温度已经较高,同时降水也逐渐增多。降水增多,一方面会降低地面温度,或使地面温度不易回升;另一方面使土壤含水量增加,如果此时气温又较高,有可能会使蝗卵发生霉变而死亡。总之,在蝗卵孵化期降水较多的年份,一方面会产生蝗卵孵化期整体的“推迟效应”;另一方面,由于蝗卵死亡率增大,蝗蝻出土数量减少,甚至部分蝗卵因胚胎发育终止而成为“死胎”。反之,如果蝗卵孵化期降水过少,土壤过于干旱,对蝗虫孵化也有不利影响,严重时甚至会发生蝗虫体内水分向土壤渗透,从而导致蝗卵失水而干瘪。

(3) 幼虫期(蝗蛹期)

幼虫期与孵化期一般有一定的时间重叠,即部分蝗卵已孵化出土,另有部分蝗卵尚未出土。就刚孵化出土的蝗蛹而言,它们的活动能力较弱,不善跳跃,更无迁飞能力,对周围环境基本处于被动适应状态,特别是环境温度对其活动的影响很大。据实地调查,在环青海湖地区,一般在环境温度上升至 10℃ 以上时蝗蛹体温上升,并恢复活动能力,随后开始采食与活动;若环境温度过低,不仅蝗蛹体内的生理、生化反应速率较慢,而且采食与活动均受到影响,从而影响其发育速率。

(4) 成虫期

草地蝗虫在成虫期一般已具备对周围环境较强的适应能力,在此期间,气温、降水等气候因子对其有影响,但影响程度有所减小,它们主要影响蝗虫的采食与活动。因此,与蝗蛹期相比,成虫期蝗虫的自然死亡率较小。据观察,在环青海湖地区,草地蝗虫的最适宜温度为 10℃ ~ 25℃,此时采食和活动等都较活跃,发育速率也较快。然而,当外界温度达 30℃ 以上时,蝗虫为散发体内的热量和降低体温,不得不通过“蒸发”体内的水分和减少活动来加以适应,从而有可能导致其脱水甚至死亡。

在环湖地区,草地蝗虫一般在成虫期开始后 2 周左右即发生交配、产卵,而蝗卵的数量在很大程度上决定着次年蝗虫的发生状况。如果当年春夏季因气温偏低使蝗蛹孵化出土较晚,或者蝗蛹期发育缓慢、龄期拉长,会导致在 9 月下旬前后气温急剧下降时有部分晚发种蝗蛹不能发育成为成虫,或成虫尚未产卵即被冻死,这对次年蝗虫的发生也会带来一定影响。

综上所述,气候因子对于草地蝗虫的影响最明显地表现在蝗卵孵化期与蝗蛹期。在蝗卵孵化期,气温与降水影响到蝗卵的孵化率与蝗蛹的出土时间;在蝗蛹期,气温与降水影响到龄期的长短,从而影响蝗蛹变成成虫的时间和成虫率。进入成虫阶段之后,气温与降水对蝗虫的影响就比较小了。但在蝗虫交配、产卵之后,气候因子又会对蝗卵的保存及蝗卵的存活率施加影响。这里应特别指出的是,不同地点的草地蝗虫所处的小环境存在差异,这会导致它们在发育进度上出现一定的差异,以至不同地点草地蝗虫的发育阶段会出现一定的重叠。换言之,一部分蝗虫已发育成为成虫,此时温度、降水等对其影响不大;但还有一部分蝗虫尚处于蝗蛹期,它们会受到温度、降水等外界条件的较大影响。

4.2.2 气温对草地蝗虫的影响

1. 气温对草地蝗虫发育的影响

据张爱国等研究^[1],蝗虫的发育状况与环境温度之间存在密切关系,这可用综合系数 Q_{10} 表示,其计算公式为

$$Q_{10} = \left(\frac{K_1}{K_2} \right)^{10(t_1 - t_2)} \quad (4-1)$$

式中, K_1 与 K_2 分别为 t_1 与 t_2 时草地蝗虫发育的速率系数。在多数情况下 Q_{10} 值在 2~3 之间;当 Q_{10} 为 2.5 时,表示环境温度提高 1℃,蝗虫体内生化反应速率增高 9.6%。

在环青海湖地区,每年春季随着日平均气温的升高并当气温积累到一定数量时,蝗卵即进入孵化阶段及随后的蝗蛹阶段;随着日平均气温的进一步升高,又相继进入羽化和成虫期。通过对该区实地调查样点资料与气候资料的分析,发现草地蝗虫的发育期与日平均气

温之间存在明显的相关关系(见表4-1)。蝗卵孵化期开始时的日平均气温,早发种宽须蚁蝗为 $6^{\circ}\text{C} \sim 9^{\circ}\text{C}$,中发种白边痂蝗、红翅皱膝蝗分别为 $6.5^{\circ}\text{C} \sim 9^{\circ}\text{C}$ 和 $8.5^{\circ}\text{C} \sim 11^{\circ}\text{C}$,而晚发种狭翅雏蝗和小翅雏蝗为 $10^{\circ}\text{C} \sim 14^{\circ}\text{C}$ 。此外可发现,草地蝗虫的羽化期和产卵期也与日平均气温之间存在密切的联系。

表4-1 环青海湖地区草地蝗虫的发育期与日平均气温的关系

蝗虫种	孵 化 期		羽 化 期		产卵期最早时气温 ($^{\circ}\text{C}$)
	最早时气温($^{\circ}\text{C}$)	最盛时气温($^{\circ}\text{C}$)	最早时气温($^{\circ}\text{C}$)	最盛时气温($^{\circ}\text{C}$)	
小翅雏蝗	11.2~14.0	—	12.6~15.4	—	8.9~11.9
狭翅雏蝗	9.8~12.9	11.2~14.0	12.6~15.4	—	8.9~11.9
宽须蚁蝗	5.8~8.9	8.5~11.2	11.2~14.0	12.3~15.2	13.0~15.6
红翅皱膝蝗	8.5~11.2	9.1~12.9	11.9~15.2	12.6~15.6	—
白边痂蝗	6.3~8.9	—	11.9~14.6	12.6~15.6	12.6~15.4
轮纹异痂蝗	—	—	12.3~15.2	—	12.6~15.4
李槌角蝗	—	—	11.2~14.0	12.3~15.2	12.3~15.6
毛足棒角蝗	3.3~7.9	7.0~9.7	9.8~12.9	11.2~14.0	—

注:有“—”者暂无数据。

2. 气温与草地蝗虫行为的关系

草地蝗虫的行为特征与气温的高低有密切关系。张爱国等在内蒙古草地的实验研究发现^[1],在自然条件下气温对蝗虫的活动尤其是取食行为有明显影响。当环境温度在 $2^{\circ}\text{C} \sim 6^{\circ}\text{C}$ 时,食物消耗量几无变化; $7^{\circ}\text{C} \sim 12^{\circ}\text{C}$ 时,食物消耗量增加很快; $14^{\circ}\text{C} \sim 16^{\circ}\text{C}$ 时食物消耗量反趋平缓。这表明,草地蝗虫对食物的消耗量随环境温度升高而增加,但并非无限增大,而是当环境温度达到一定值时食物消耗量不再增加。在环青海湖地区的观察表明^①,当近地面气温升至 $7^{\circ}\text{C} \sim 8^{\circ}\text{C}$ 时,蝗虫开始在地面或植物上爬行,而且为尽快升高体温,蝗虫常爬到植物叶片上,体背对着太阳,接受太阳辐射;当近地面气温升至 10°C 以上时,蝗虫开始采食,但此时具有短距离飞行能力的某些种蝗虫还不能持续迁飞;当近地面气温升到 $15^{\circ}\text{C} \sim 25^{\circ}\text{C}$

表4-2 环青海湖地区草地蝗虫的日采食量与日均温的关系

日平均温度($^{\circ}\text{C}$)	1.52	2.2	2.4	3.9	4.1	6.1	6.2	7.0
采食量(g/d)	0.31	0.72	0.92	0.38	0.37	1.13	0.82	2.13
日平均温度($^{\circ}\text{C}$)	7.1	7.4	7.5	8.2	8.4	8.8	8.9	9.1
采食量(g/d)	1.16	0.74	3.45	1.39	2.23	3.37	2.78	0.82
日平均温度($^{\circ}\text{C}$)	9.2	9.3	9.9	10.0	10.2	11.1	11.2	12.3
采食量(g/d)	2.17	2.31	2.45	2.22	3.02	3.89	3.11	34.00
日平均温度($^{\circ}\text{C}$)	13.0	13.7	15.2	15.4	16.2	16.6	17.5	—
采食量(g/d)	3.41	3.33	3.48	3.22	3.32	3.44	3.35	—

① 青海省草原总站编。青海省草地技术工作手册,1989。

时,蝗虫处于采食的最旺盛期,跳跃、飞翔、交尾、产卵等行为一般也出现在这一温度范围内;当近地面气温达 25℃ 以上时,采食、跳跃等行为暂时终止,静伏于植枝或基部,直至近地面气温回落后,又重新开始采食和跳跃等活动;在傍晚,随着气温的降低,蝗虫便停止活动,贴附于地表或在草丛中过夜。

为了研究草地蝗虫的采食量与日平均气温之间的关系,青海省草原总站在 1995 年曾在环湖地区捕获 100 头不同种草地蝗虫进行野外笼养试验,计算它们的日采食总量,结果见表 4-2。

利用表 4-2 的数据,可将草地蝗虫的日采食量与日均温的关系拟合成曲线图(图 4-1),并初步推导出以下关系式:

$$Y = \frac{0.0298}{1 + e^{0.2 - 0.149t}} \quad (4-2)$$

式中, Y 为草地蝗虫日采食量(g/d), t 为日均温(℃)。

由图 4-1 可见,日均温在 2℃ ~ 6℃ 时,草地蝗虫的日采食量随日均温增高而缓慢增加;日均温在 6℃ 以上时,日采食量开始快速增加;但日均温超过 11℃ 时,日采食量的增加变得缓慢;日均温在 13℃ ~ 15℃ 时,日采食量基本趋于平缓增长状态;日均温在 14℃ ~ 15℃ 时为采食高峰,此时蝗虫对草地的破坏性最大。这一结果,与前述张爱国等在内蒙古草地的研究结果基本一致^[1]。因此,环青海湖地区的草地蝗虫在一天内应出现两次采食高峰期,一次是上午气温升至 14℃ ~ 15℃ 时,另一次是在下午气温降至 13℃ ~ 14℃ 时,这与我们实际观察结果吻合。

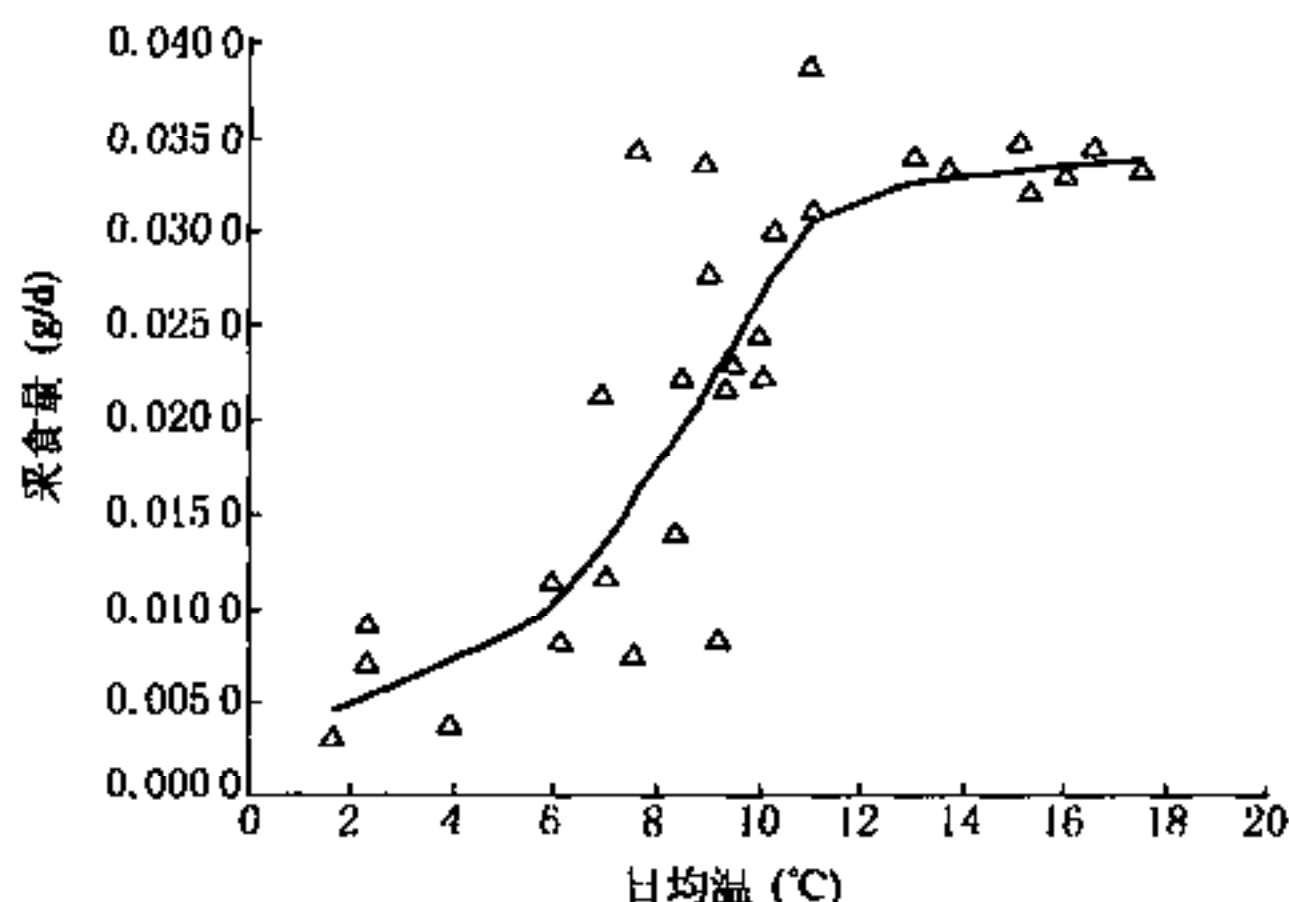


图 4-1 环青海湖地区草地蝗虫日采食量与日均温关系图

4.2.3 降水量对草地蝗虫的影响

水分是草地蝗虫维持生命的重要条件,也是其生长发育所不可缺少的重要生理要素;水分不足即过于干旱,会使草地蝗虫的正常生理活动中止甚至死亡。草地蝗虫体内的水分主要来源于食物,部分水分则直接从环境中吸取。因此,对水分需求调节的方式,一是提高取食不同含水量的食物,二是对食物消耗量的大小。大气降水量的多少,直接影响植物含水量的多少及自然环境的水分含量,从而间接地对草地蝗虫体内的水分含量施加影响。如同环境温度一样,草地蝗虫对食物中的水分含量也要求有一个最适范围。例如据张爱国等在内蒙古草地对狭翅雏蝗的实验研究^[1],此最适范围为 55% ~ 65%,此时狭翅雏蝗个体的食物日消耗量为 20mg;当食物中水分含量低于 55% 或高于 65% 时,草地蝗虫个体的食物日消耗量均低于 20mg,大致在 10 ~ 12mg 左右甚至更低。

降水量的多少直接影响到大气相对湿度和土壤含水量。如果较高的大气相对湿度再加上较低的温度,就会延缓或抑制草地蝗虫的正常发育。然而,大气相对湿度过低,也不利于

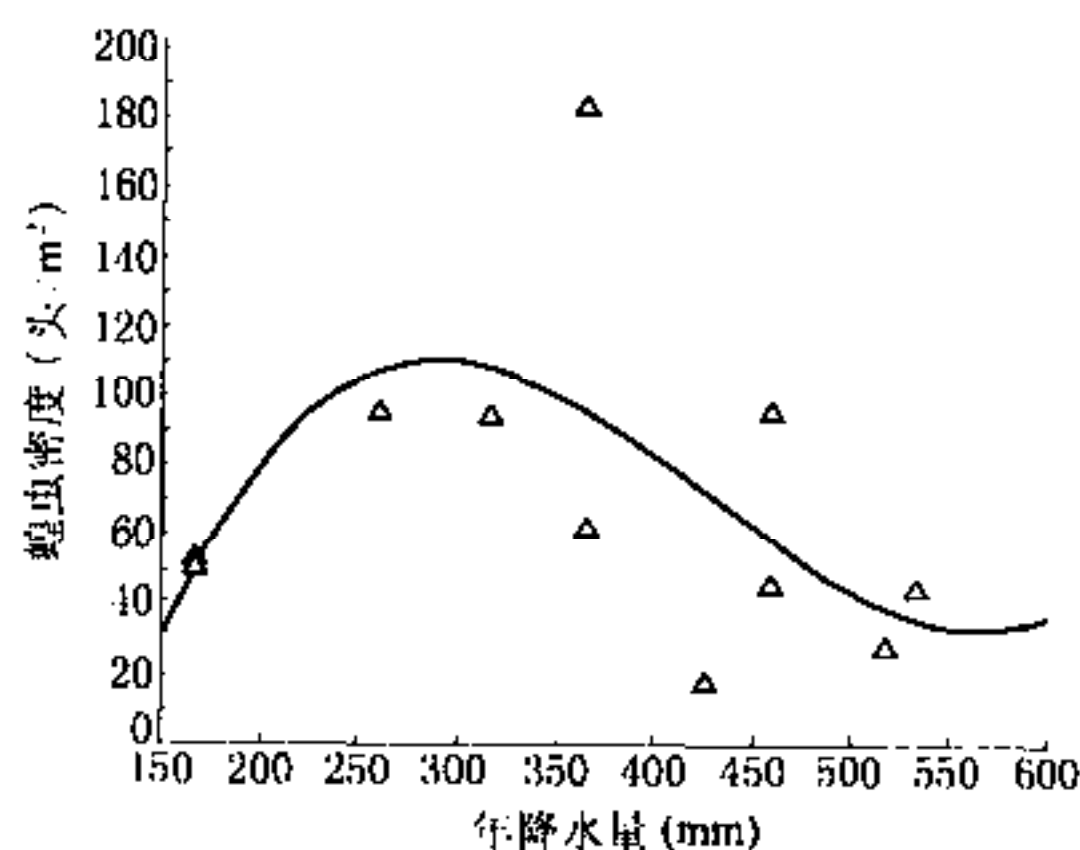


图 4-2 环青海湖地区草地蝗虫密度与年降水量关系图

蝗虫的发育,如低于 35%的大气相对湿度会对初孵蝗蚴产生严重的抑制作用。

在环青海湖地区,多年观察已发现大气降水量对草地蝗虫有明显的影响。这种影响主要表现在两个方面:如果某年降水量偏多,加上气温偏低,便不利于蝗卵的孵化和蝗蚴的发育;反之,如果某年降水量过于偏少,则也会通过影响蝗虫的食物和水分来源,使许多蝗虫无法正常完成生命周期而死亡,从而导致来年蝗虫出现的密度减少。

表 4-3 为依据我们在环青海湖地区实地调查资料和参考已有资料整理的草地蝗虫密度与年降水量的关系表。据此表又进一步绘

制了草地蝗虫密度与年降水量的关系曲线图(图 4-2)。

表 4-3 环青海湖地区草地蝗虫发生与年降水量关系表

调查时间	蝗虫发生区域	蝗虫密度 (头/m ²)	当年降水量 (mm)	备 注
1997.6.20-26	刚察县、海晏县、共和县、天峻县	62.5	363.6	植被平均总盖度为 62.5%
1997.7.15	刚察县泉吉乡哈达滩	46	458.8	
1997.7(下旬)	刚察县泉吉乡哈达滩	96	458.8	8 月 15 日防治后残虫密度为 1.57 头/m ²
1990	刚察县泉吉乡哈达滩	95.5	260.1	
1991.7	刚察县泉吉乡	94	315.8	
1997.6.20-26	刚察县泉吉乡哈达滩	28.5	363.6	植被平均总盖度为 55%
1991	刚察县泉吉乡阿尔其个汉村	52.4	315.8	
1988	刚察县泉吉乡青海湖西,315 国道以南	45.1	516.3	防治后残虫密度为 2.1 头/m ²
1995.8	刚察县伊克乌兰乡(压秀村,尚木多村,角什科贡麻村)	53.8	166.8	狭翅雏蝗、宽须蚊蝗正处于羽化盛期。防治后残虫密度为 2.1 头/m ²
1994	刚察县伊克乌兰乡	21	533.9	
1996	刚察县泉吉乡、吉尔孟乡、伊克乌兰乡及湖东种羊场	50.3	168.4	
1993.6	刚察县吉尔孟乡	18	425.9	蝗蚴
1997.6.20-26	刚察县哈尔盖乡	184.8	363.6	蝗蚴。植被平均总盖度为 66%

由图 4-2 可看出,环湖地区草地蝗虫密度与年降水量之间大致呈“S”型曲线关系。当年降水量小于 250mm 左右时,蝗虫密度随年降水量的增加而增大;年降水量在 250~300mm 时,蝗虫密度最高;而当年降水量超过 300mm 时,蝗虫密度随年降水量增大而逐渐降低。

4.2.4 气温与降水的年际变化对草地蝗虫的影响

在环湖地区,受气候年际变化的影响,草地蝗虫发生状况在不同年份有显著的差异。下面以青海湖以北的刚察县为例做一初步分析。表4-4为刚察县1988—1998年草地蝗虫发生情况统计表。由该表可见,刚察县的蝗虫为害区主要集中在泉吉乡的哈达滩及哈尔盖乡、吉尔孟乡、伊克乌兰乡等地。在1988—1998年的11年内草地蝗虫的发生面积有很大变化,其中1991年和1998年最为严重,其次是1990年和1997年,其余年份则为轻度、中度发生。

表4-4 1988—1998年刚察县草地蝗虫发生情况统计表

年份	发 生 情 况	发生程度
1988	无灾情记录	基本无为害
1989	泉吉乡哈达滩(密度 98-46-x 头/m ² ;发生面积 $1.42 \times 10^4 \text{hm}^2$)	轻、中度
1990	泉吉乡哈达滩(密度 95.48 头/m ²);哈尔盖乡(密度 50.33 头/m ²)。发生面积 $2 \times 10^4 \text{hm}^2$	中-重度
1991	全县发生面积 $7.07 \times 10^4 \text{hm}^2$,为害面积 $5.50 \times 10^4 \text{hm}^2$ (泉吉乡、吉尔孟乡、伊克乌兰乡),密度 252-93.8-8 头/m ²	重度
1992	吉尔孟乡(当年防治面积 $0.67 \times 10^4 \text{hm}^2$)	轻、中度
1993	发生面积 $2.47 \times 10^4 \text{hm}^2$ (主要在吉尔孟乡);密度 29 头/m ²	轻、中度
1994	发生面积 $1.67 \times 10^4 \text{hm}^2$;密度 31 头/m ² (其中吉尔孟乡平均密度达 89 头/m ²)	轻、中度
1995	发生面积 $6.33 \times 10^4 \text{hm}^2$,为害面积 $5 \times 10^4 \text{hm}^2$,密度 34-25-x 头/m ²	中度
1996	发生面积 $9.67 \times 10^4 \text{hm}^2$,平均密度 16 头/m ² ;为害面积 $1.33 \times 10^4 \text{hm}^2$,平均密度 50 头/m ² (哈尔盖乡达 92 头/m ²)	中度
1997	发生面积 $7.53 \times 10^4 \text{hm}^2$,为害面积 $4.67 \times 10^4 \text{hm}^2$ (哈尔盖乡密度 486-76-x 头/m ² ;吉尔孟乡密度 22 头/m ² ,发生面积 $1.33 \times 10^4 \text{hm}^2$;泉吉乡哈达滩密度 29 头/m ² ,发生面积 $1.33 \times 10^4 \text{hm}^2$;伊克乌兰乡密度 12 头/m ² ,发生面积 $6.7 \times 10^3 \text{hm}^2$)	中-重度
1998	发生面积 $1.033 \times 10^5 \text{hm}^2$ (吉尔孟乡 $2.67 \times 10^4 \text{hm}^2$,密度 88-44-x 头/m ² ;泉吉乡 $3.67 \times 10^4 \text{hm}^2$,密度 56-36-x 头/m ² ;伊克乌兰乡 $1 \times 10^4 \text{hm}^2$,密度 56-36-x 头/m ² ;沙柳河乡 $3.3 \times 10^3 \text{hm}^2$,密度 52-32-x 头/m ² ;哈尔盖乡 $2.67 \times 10^4 \text{hm}^2$,防治前密度 312-210-x 头/m ² ;严重为害面积 $4.67 \times 10^4 \text{hm}^2$,最高密度 1200 头/m ²)	重度

注:① 本表根据刚察县历年草地蝗虫发生情况上报材料、青海省铁卜加草原改良试验站调查资料及青海省草原总站有关资料汇总而成。

② “蝗灾记录”栏内的蝗虫密度的3个数字分别表示最高密度、平均密度和最低密度,“x”表示暂缺数据;若仅列举一个密度数据,指平均密度。

③ “发生程度”主要依据蝗虫平均密度,并兼顾发生区面积与为害区面积。

我们再来看刚察县1988—1998年的气温与降水的变化情况。图4-3分别为该县1988—1998年间接全年、4—9月、4—5月、6—7月四个时段统计的平均气温和累计降水量变化曲线图。其中,4—9月相应于该地区草地蝗虫从蝗卵孵化出土到成虫死亡的阶段;4—5月相应于早发和中发种蝗虫(宽须蚁蝗、毛足棒角蝗、李氏大足蝗、白边痂蝗等)的蝗卵孵化及蝗蝻阶段;6—7月则相应于晚发种蝗虫(狭翅雏蝗与小翅雏蝗)的蝗卵孵化及蝗蝻阶段。

通过对这4个时段的气温和降水的年变化曲线与历年草地蝗虫的发生状况(表4-4)的对比分析大致可看出,在这4个时段中,与草地蝗虫年际变化状况关系最为密切的时段是6—7月。从全年的角度来看,1997年温度偏低,1998年则偏高,而这两年都为草地蝗虫的大发生年;而1990、1991和1994年的气温、降水较接近,但1990年和1991年为草地蝗虫的

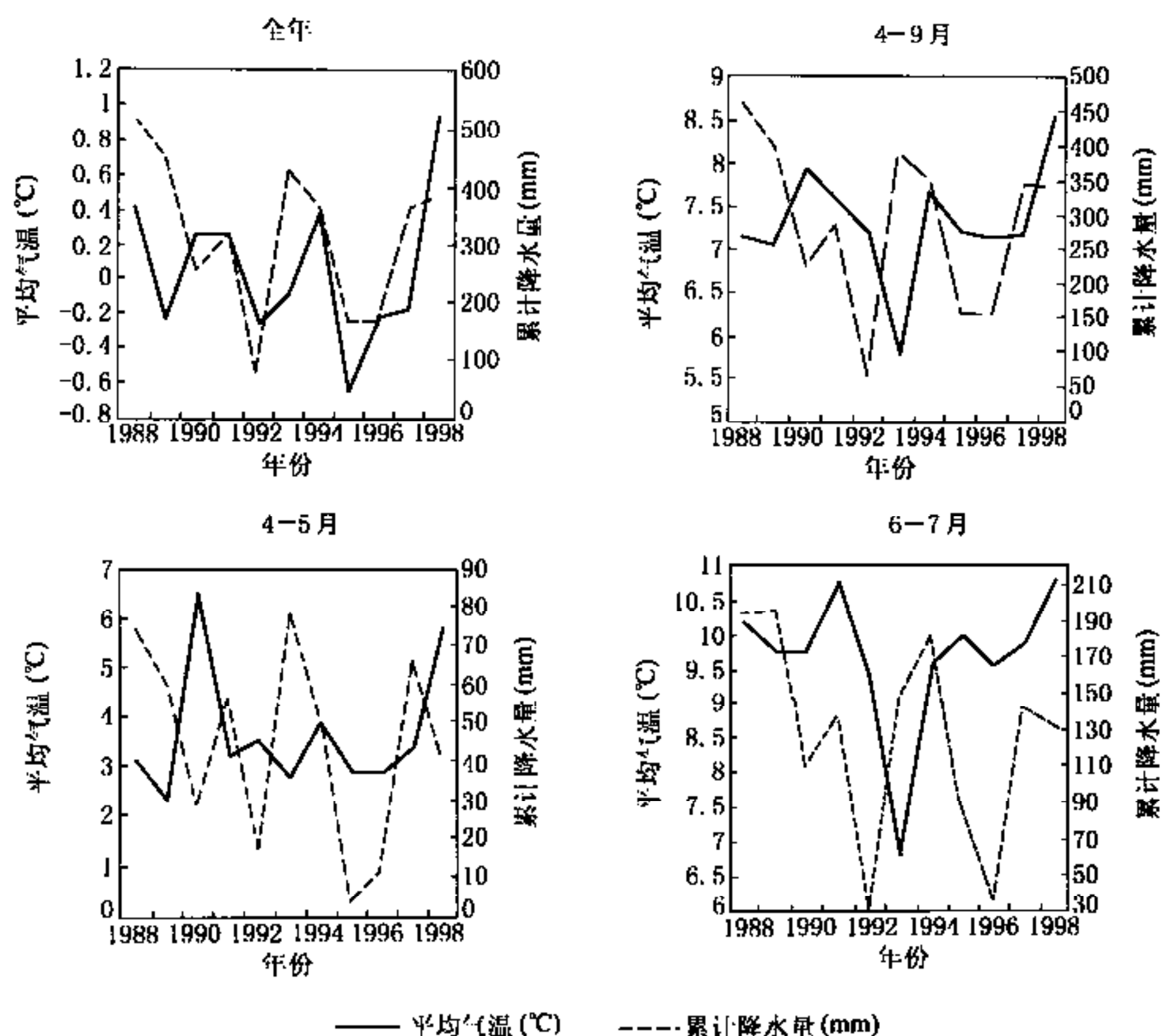


图 4-3 刚察县 1988—1998 年分时段平均气温与降水变化曲线图

中—重度发生年份,而 1994 年为为害较轻年份。从 4—9 月的状况看,1991 年与 1995 年气温、降水相近,但草地蝗虫发生状况相差悬殊;1997 年气温接近多年平均状况,降水则偏高,对草地蝗虫生存不利,但该年为中—重度发生年份。同样地,4—5 月的曲线图也呈现类似的矛盾,其中 1991 年与 1997 年均为降水偏高、气温为平均状况的年份,这与这两个年份出现的蝗灾大暴发不符。由此可以得出初步结论,即这三个时段(全年、4—5 月与 4—9 月)的气温、降水状况对该区草地蝗虫发生的总体状况无关键性影响;反之,6—7 月的曲线图则非常明显地显示出与草地蝗虫发生的高度相关性。尤其是 1991 年和 1998 年,即 11 年中草地蝗虫发生最为严重的两年,其 6—7 月的平均气温相应地为 11 年中的最高值。实际上,4 个草地蝗虫大发生年(1990、1991、1997、1998)都具备类似的特征,即气温较高、降水偏低。此外,3 个草地蝗虫轻—中度为害年(1988、1989、1994)的 6—7 月的气候状况也颇为相似。

4.2.5 温雨系数与草地蝗虫的关系

以上分别从气温和降水两个单项因子角度分析了它们与草地蝗虫密度的关系。但气温与降水尽管存在一定的联系,通常它们呈负相关关系,但气温与降水毕竟属于两种性质不同的气候因子,而且它们的变化也并非总是同步的。因此,为了更确切地揭示气候因子与草地蝗虫之间的关系,有必要采用综合反映气温与降水的指数来进行进一步分析,温雨系数就属于这样的指数。法国 E. de 马车提出了以下的温雨系数计算公式^[17]:

$$K_m = \frac{P}{T + 10} \quad (4-3)$$

式中, K_m 某一区域的温雨系数; P 为同一区域的年降水量; T 为同一区域的年平均温度。我们借用此公式计算出了表 4-5 中相应年份的温雨系数, 并绘出关系曲线图(图 4-4)。

表 4-5 环青海湖地区草地蝗虫与温雨系数关系表

调查时间	蝗虫发生区域	蝗虫密度(头/m ²)	温雨系数
1997.6.20-26	刚察县、海晏县、共和县、天峻县	62.5	36.60
1997.7.15	刚察县泉吉乡哈达滩	46	46.98
1997.7(下旬)	刚察县泉吉乡哈达滩	96	46.98
1990	刚察县泉吉乡哈达滩	95.5	25.33
1991.7	刚察县泉吉乡	94	30.73
1997.6.20-26	刚察县泉吉乡哈达滩	28.5	36.60
1991	刚察县泉吉乡阿尔其个汉村	52.4	30.73
1988	刚察县泉吉乡青海湖西, 315 国道以南	45.1	49.56
1995.8	刚察县伊克乌兰乡	53.8	17.82
1994	刚察县伊克乌兰乡	21	51.42
1996	刚察县泉吉乡、吉尔孟乡、伊克乌兰乡及湖东种羊场	50.3	17.20
1993.6	刚察县吉尔孟乡	18	42.95
1997.6.20-26	刚察县哈尔盖乡	184.8	36.60

由图 4-4 可以看出, 环湖地区草地蝗虫密度与温雨系数的相关关系并不密切, 可能是受样本数量不足的影响, 但尚能看出它们之间大致呈抛物线状的负相关关系。当温雨系数小于 30 时, 蝗虫密度随温雨系数的增加而增大, 但增加比较平缓; 温雨系数约 30 时, 蝗虫密度最高, 达 80 头/m² 左右; 温雨系数为 30~40 时, 蝗虫密度开始逐步下降; 温雨系数超过 40 时, 蝗虫密度快速降低。

为了进一步分析环湖地区草地蝗虫发生密度与气温、降水的关系, 我们又利用刚察县 1988—1998 年期间 6—7 月的气温、降水数据和蝗虫发生资料进行了分析, 结果见表 4-6。表中的 E_R 为温雨系数, 其计算公式为:

$$E_R = R/T \quad (4-4)$$

式中, R 为年降雨量, T 为年平均气温。因此, 表中的 $(1/E_R) \times 100 = 100T/R$, 即气温越高, 降水量越少, 则气候越干旱, $1/E_R$ 的值越大, 故可称 $1/E_R$ 为“干旱指数”。气温与多年平均值的相对变率定义为 $DT = (T_1 - T_0)/T_0$ 。其中, T_0 为上述 11 年的 6—7 月的平均气温, T_1 为待计算年的 6—7 月平均气温。降水与多年平均值的相对变率的计算方法与此相同。

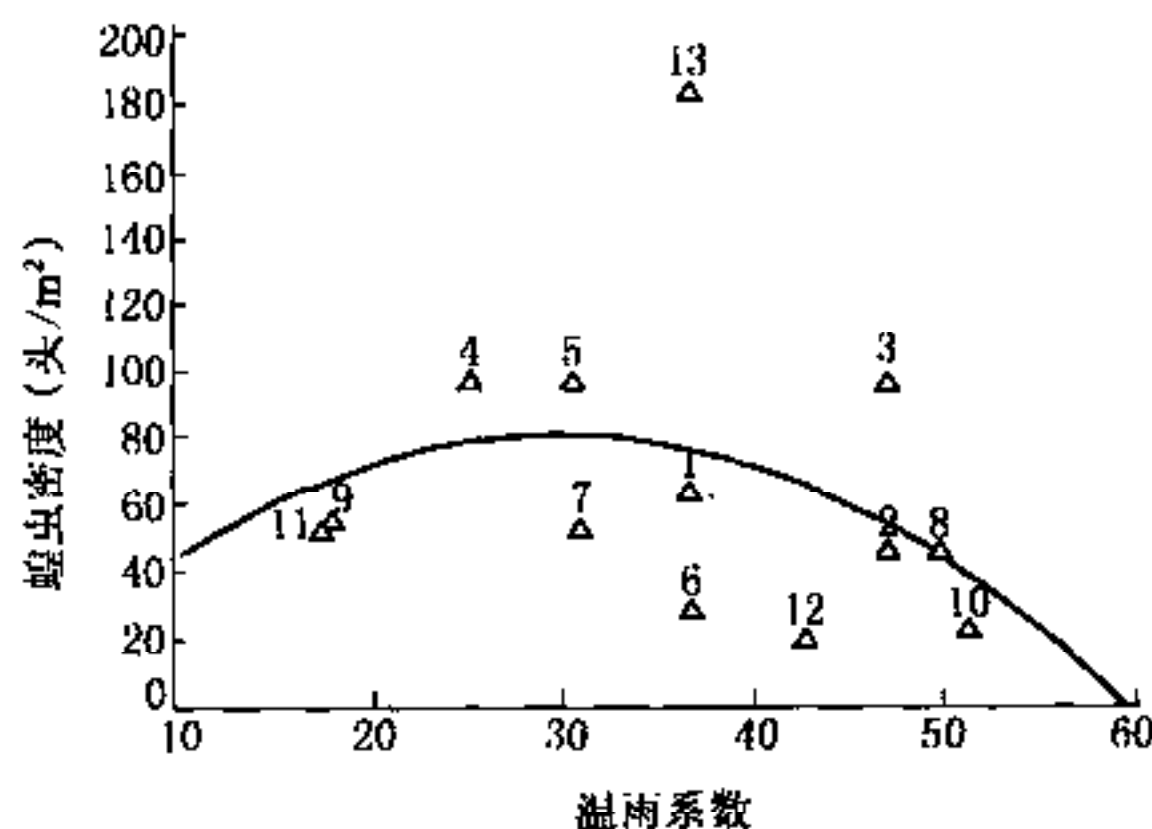


图 4-4 环青海湖地区草地蝗虫密度与温雨系数关系曲线图

表 4-6 刚察县 1988—1998 年 6—7 月气温、降水及草地蝗虫发生状况对照表

年份	年平均气温 (℃)	年降水量 (mm)	年平均气温 与多年平均 的相对变率	年降水量与 多年平均的 相对变率	$(1/E_R)$ $\times 100$	蝗虫发生状况
1993	6.80	150.90	-0.30	0.19	4.51	轻、中度发生
1989	9.75	195.30	0.01	0.54	4.99	轻、中度发生
1988	10.20	193.50	0.05	0.53	5.27	基本无受害
1994	9.60	180.80	-0.01	0.43	5.31	轻、中度发生
1997	9.90	142.40	0.02	0.12	6.95	中—重度发生
1991	10.75	137.90	0.11	0.09	7.80	重度发生
1998	10.85	131.00	0.12	0.03	8.28	重度发生
1990	9.75	110.60	0.01	-0.13	8.82	中—重度发生
1995	10.00	86.00	0.03	-0.32	11.63	中度发生
1996	9.55	35.00	-0.01	-0.72	27.29	中度发生
1992	9.35	29.00	-0.03	-0.77	32.24	轻、中度发生

注：① 本表按 $1/E_R$ 的递增排列；

② 1988—1998 年间的 6—7 月平均气温为 9.68℃，平均累计降雨量为 126.58mm， $(1/E_R) \times 100 = 7.65$ 。

由表 4-6 可以看出，刚察县草地蝗虫的发生状况明显地受制于气温与降水量的共同影响，也就是说，无论是气温还是降水量都不对草地蝗虫的发生状况单独起决定作用。就气温来说，一般而言，气温较高有利于草地蝗虫的发生，如 1991、1998 两年，6—7 月的平均气温比多年平均值分别高出 11% 和 12%，这两年也成为整个 11 年中蝗灾最为严重的年份。然而，气温与草地蝗虫间的关系并不绝对地呈简单的递增或递减变化关系，如 1990、1997 年 6—7 月的平均气温很接近于多年平均值，但蝗害程度远在平均状况之上。就降水量而言，刚察县的实例再次说明降水量过多或过少均不利于草地蝗虫的发生，如 1988、1989 和 1994 年，6—7 月降水量超过多年平均值 40% 以上，1992、1996 年 6—7 月降水量则比平均值低 70% 以上，这些年份的草地蝗虫发生程度远较其他年份轻。

相比之下，综合考虑气温与降水量两个因素的“干旱度指数”更能准确地刻画气候状况对草地蝗虫发生影响的程度。表 4-6 中，“干旱度指数”适中的 1990、1991、1997、1998 年草地蝗虫发生较为严重；“干旱度指数”较小的 1988、1989、1993、1994 年属草地蝗虫轻、中度发生，而“干旱度指数”较大的 1992、1995、1996 年同样属于轻、中度发生。

由以上刚察县的实例分析可知，6—7 月的气候条件是环湖地区草地蝗虫发生的最主要影响因素之一。在 6—7 月，环湖地区的主要为害种蝗虫——狭翅雏蝗和小翅雏蝗正值蝗卵孵化及蝗蛹阶段，而且这两种蝗虫在种群数量上在该地区占据优势，因此不难理解 6—7 月的气候条件对环湖地区草地蝗虫密度的制约作用。

4.2.6 气候的空间变化对草地蝗虫分布的影响

尽管环湖地区的地理范围仅跨越经、纬度各 1 度左右，气候上有明显的相对一致性，即寒冷、降水少且集中、季节仅有冬夏之分、太阳辐射强烈、日照时间长等。然而，由于本区地

形复杂多样,海拔高差约 2000m,加上青海湖巨大水体的影响,因此气候的地区差异仍较明显;在有些地区,往往在不大的空间距离内气温、降水、蒸发、日照时数及地温等都可能出现这样的差异。其中,特别是海拔高度,一定程度上也包括坡向、坡度及微地形条件,对气温与降水的空间变化有明显的影响。

从理论上说,在同样的海拔高度下,纬度偏低的青海湖南岸地区的气温应该比其北岸地区高,但实际情况并非如此,青海湖南岸地区总体上表现出气温较低、降水较多和湿度较大的特点。其主要原因,是由于青海湖南岸的大部分地区位于青海南山的阴坡及山前地区,而且地势十分陡峻,山地直逼青海湖;而在青海湖以北和以西地区,大部为海拔相对较低的青海湖湖滨滩地和低矮台地,部分为山前向阳缓坡地,太阳辐射条件较好,日照时间较长,故春季地温回升也较快。

受这种气候水热分布特点的影响,环湖地区的草地蝗虫在空间分布上也呈现出相应的规律。在本区,草地蝗虫主要集中在青海湖以北和以西、海拔 3250~3500m 的湖滨滩地和入湖河流的两侧滩地以及台地和山前向阳缓坡地上。这些地方是历年来的蝗灾高发区,如蝗灾频发的刚察县哈尔盖乡、泉吉乡、伊克乌兰乡和吉尔孟乡以及共和县的石乃亥乡等几乎都位于这一区域。在青海湖南岸的同一海拔高度范围地区,虽有蝗虫出现,但在一般年份密度都不大。另外,从整个环湖地区而言,无论是青海湖以北还是以南的海拔 3500m 以上地区,由于气温较低、湿度较大,即使局部地区有蝗虫出现,但密度一般也都很小。

§ 4.3 地形因子与草地蝗虫发生的关系

4.3.1 海拔高度与草地蝗虫的关系

气象学家在海拔高度对气温的影响上已做过很多研究。一般认为,在大气对流层范围内,气温随海拔升高而降低,大致海拔每升高 100m 气温降低 0.6°C ,这称为气温垂直递减率(γ)。据翁笃鸣(1990)等的研究^[18,19],实际上影响气温垂直递减率的因子很多,如测点的纬度、干湿状况、地形条件、盛行风向、离水体远近以及山体本身高度等。

在环湖地区,由于缺乏影响气温垂直递减率因子的详细研究资料,因此这里主要探讨气温随海拔高度变化的规律。图 4-5 所示为环湖地区 1 月、7 月的平均气温及年平均气温随海拔高度的变化状况。从该图可推算出,本区年平均气温的垂直递减率大约为 $0.68^{\circ}\text{C}/100\text{m}$,即海拔每上升 100m 年平均气温降低 0.68°C 。需要指出的是,这里没有考虑纬度不同而导致的气温垂直递减率差异。

若利用简单的一元线性回归方法,可获得平均气温与海拔高度的关系方程:

- ① 年均温: $T = -0.006776H + 22.280006$, 相关系数 $r = 0.998869$,
- ② 1 月平均气温: $T = -0.006155H + 6.627178$, 相关系数 $r = 0.997377$,
- ③ 7 月平均气温: $T = -0.006486H + 32.967082$, 相关系数 $r = 0.999188$ 。

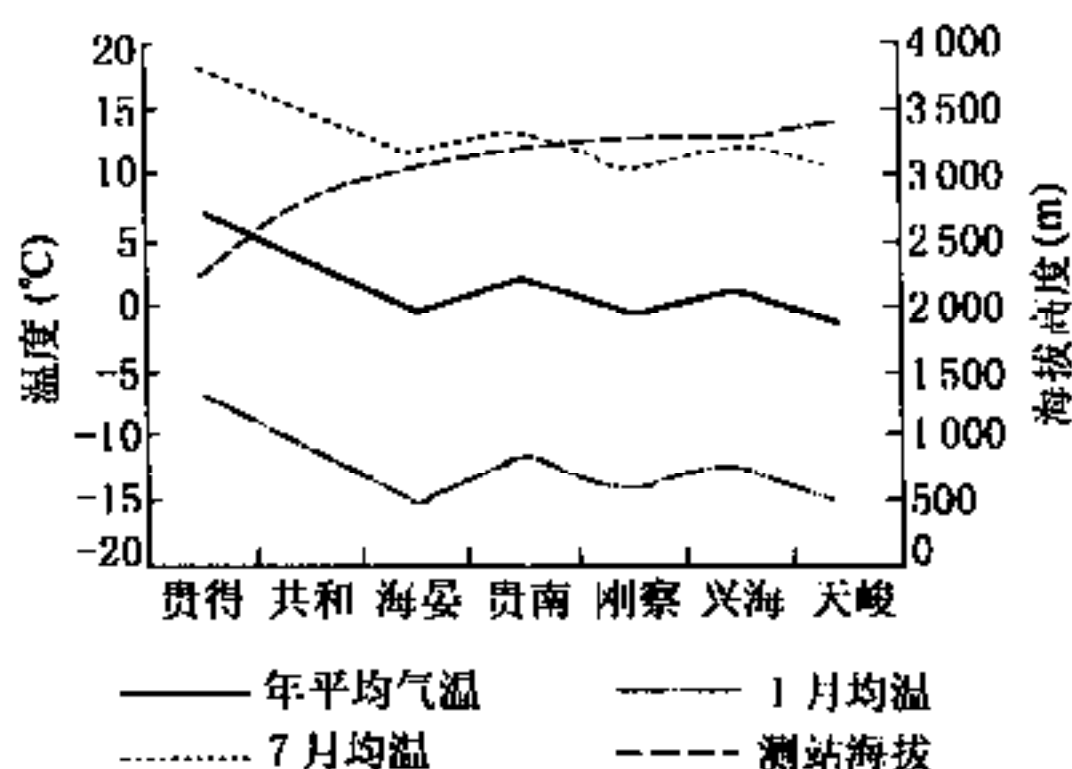


图 4-5 海拔高度与气温的关系

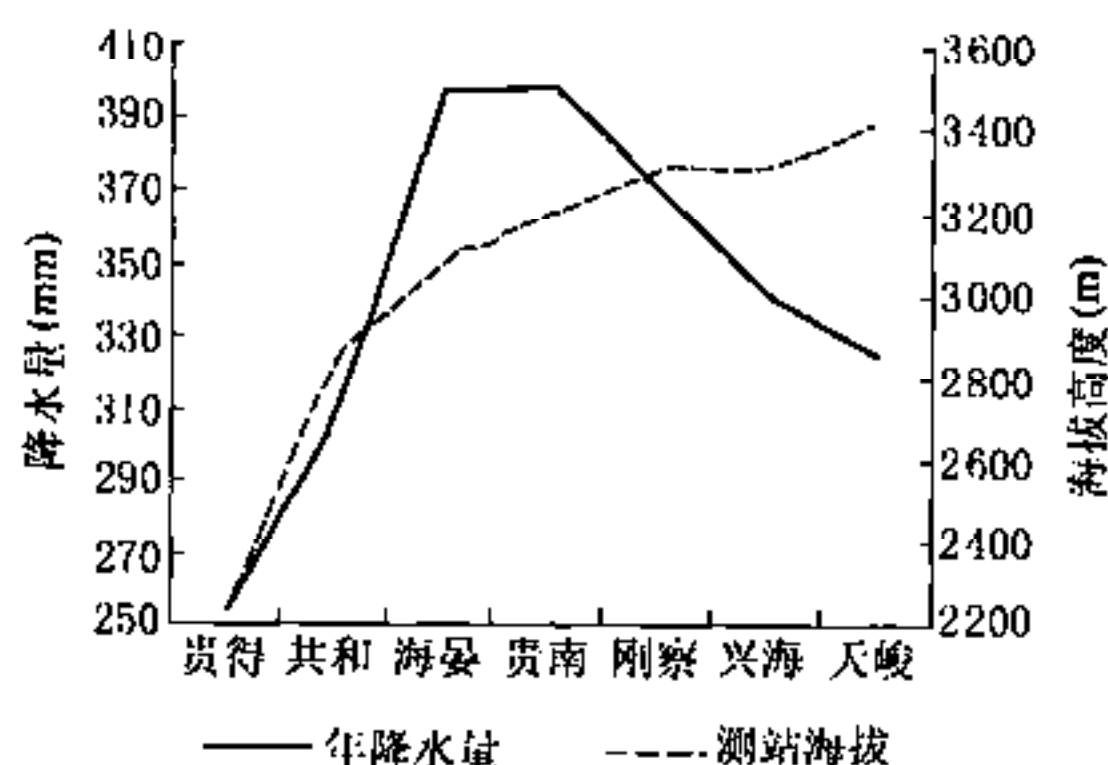


图 4-6 海拔高度与年降水量的关系

可见,这三种气温指标与海拔高度之间的相关程度都很高,相关系数均在 0.995 以上。

再从环湖地区海拔高度对降水量的影响来看,在较大范围内呈现出如图 4-6 所示的规律,即在一定海拔高度范围内(约 3100m 以下)降水量随海拔增高而递增,在降水量达到最大值后(约在海拔 3100~3200m 处)随海拔高度而递减,构成一抛物线型廓线,这与我国大多数山区的降水量分布廓线属相似类型。此时年降水量与海拔高度的关系可用以下二次方程表述:

$$R = a + bH - cH^2 \quad (4-5)$$

式中, R 为年降水量, H 为海拔高度。利用多元线性回归方法可获得方程的系数并解出方程:

$$R = -1166.561964 + 0.988565H - 0.00016H^2 \quad (4-6)$$

复相关系数 $r = 0.90669$, 平均标准偏差 $s = 28.25\text{mm}$ 。

以上只是根据环湖地区现有气象台站记录所做的非常粗略的分析。从小范围区域来看,这一结果与实际观测情况不尽一致。重要原因之一,是仅有 7 个台站的记录参与统计,而且在这些台站中只有贵南、刚察、兴海、天峻的海拔在 3200m 以上,它们的海拔变化幅度又很小(3200.6~3417.1m),不能代表更高海拔范围内的降水变化规律。

除气温与降水外,海拔高度还间接地影响到地面蒸发量及相对湿度的变化,但它们之间的关系比较复杂,规律性不如气温、降水那样明显。其中,蒸发量大体上具有随海拔增高而递减的趋势(图 4-7),这是因为山区的实际蒸发量在很大程度上受蒸发力条件(主要是温度条件)的控制。由于海拔增高,气温降低,蒸发所需的热量条件受到限制,因此即便是大气扩散条件(风速)等比较有利,仍难以使蒸发量有较明显的增长。至于相对湿度,它随海拔高度的变化呈现出与降水量曲线相似的近似抛物线型廓线(图 4-8)。

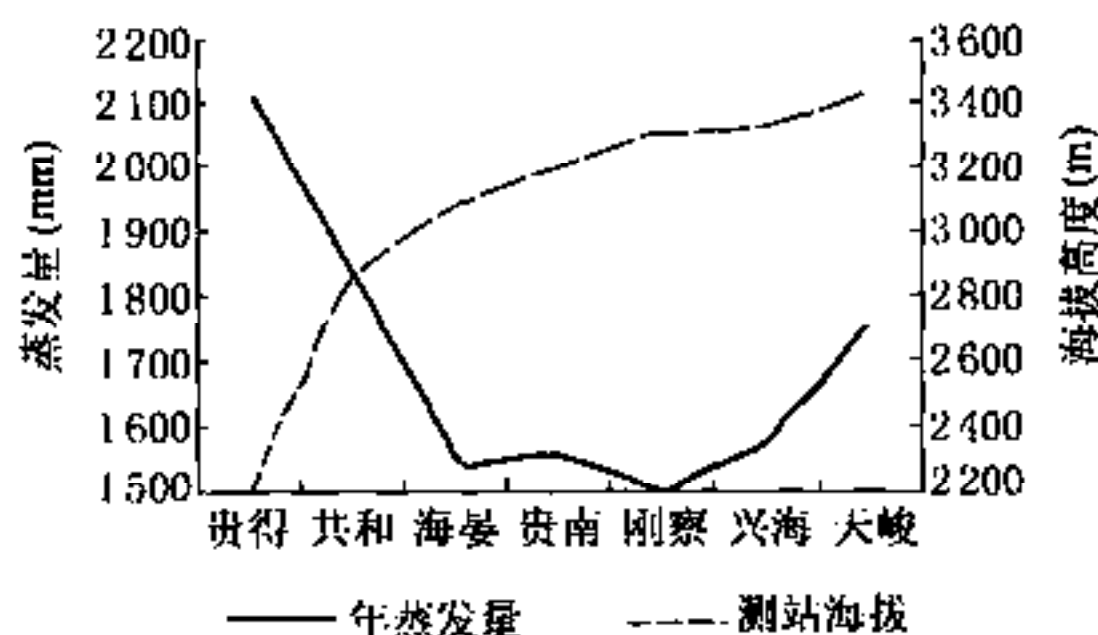


图 4-7 海拔高度与地面蒸发量的关系

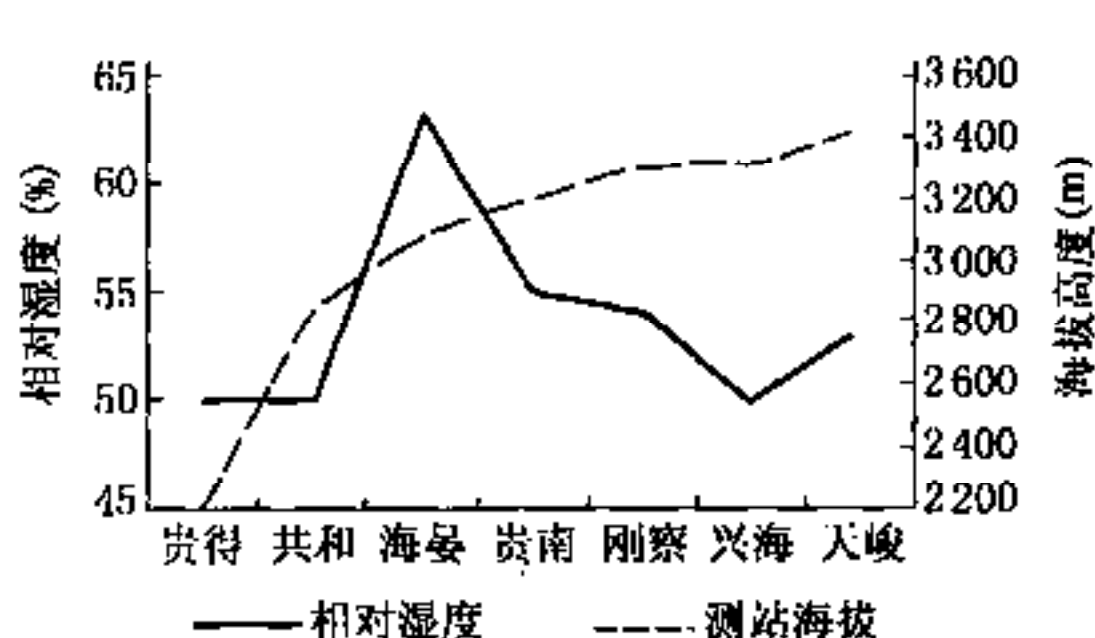


图 4-8 海拔高度与相对湿度的关系

海拔高度不同所造成的温度、降水等的差异,对草地蝗虫的发生带来了显著的影响,这种影响直观地反映到蝗虫密度的差异上。图 4-9 为 1999 年 8 月我们在环湖地区所测样点的蝗虫密度随海拔高度变化的散点图;图 4-10 为以 50m 为单位进行海拔分段,再计算各段

内样点蝗虫平均密度并进行滑动平均所获得的“海拔高度-蝗虫平均密度”曲线图。从这两幅图可看出,从大范围地区平均状况来说,环湖地区的草地蝗虫密度在海拔 3200~3450m 之间最高,其峰值在 3250~3350m 之间;随着海拔的进一步增大,蝗虫密度迅速减小;在海拔 3550m 以上,蝗虫密度普遍低于 5 头/ m^2 ,即远低于防治标准。此外可发现,蝗虫密度大于 25 头/ m^2 的样点几乎全部位于海拔 3200~3400m 范围内。由此可见,本区的海拔高度与草地蝗虫的分布之间确存在着比较密切的关系。

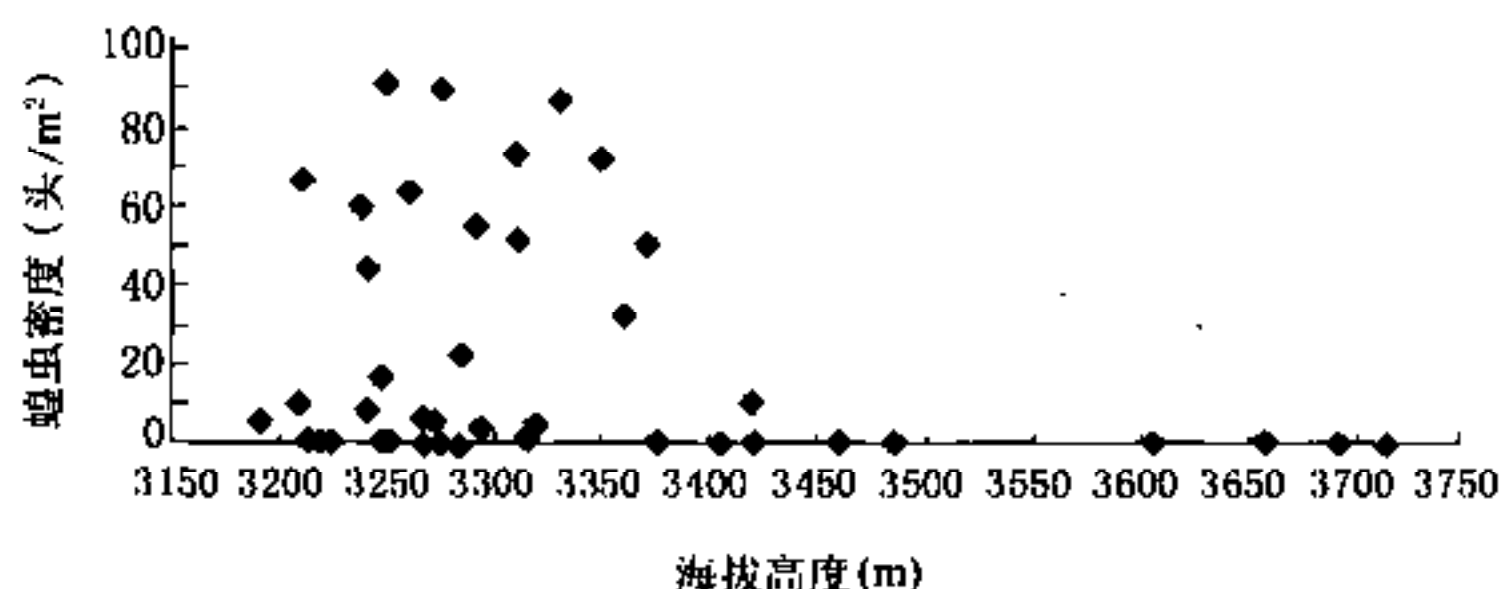


图 4-9 草地蝗虫密度随海拔高度变化的散点图
(据 1999 年 8 月调查样点资料)

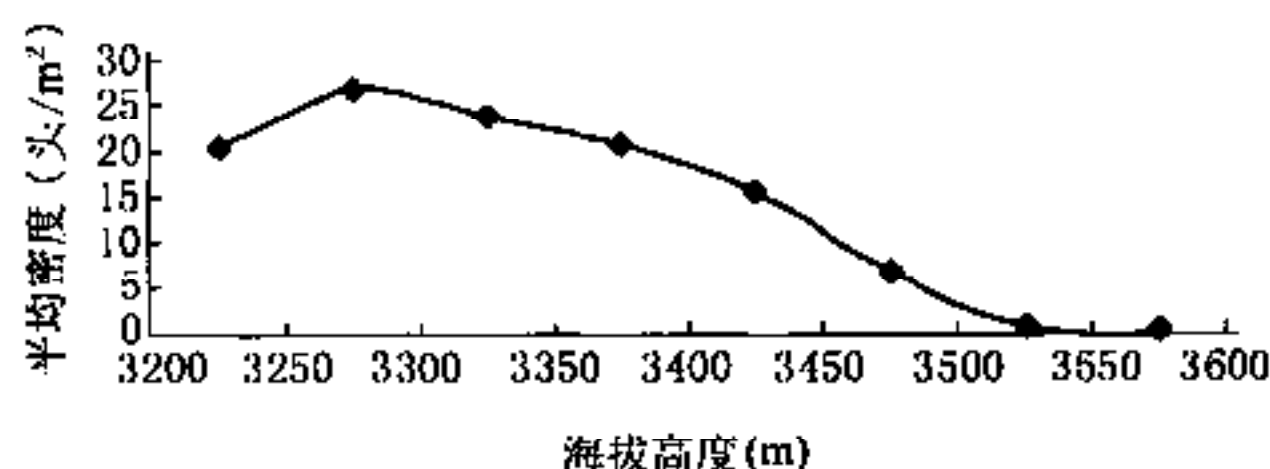


图 4-10 按海拔高度分段统计的草地蝗虫平均密度的滑动平均曲线
(据 1999 年 8 月调查样点资料)

4.3.2 坡向和坡度与草地蝗虫的关系

除海拔高度外,地形坡度尤其是坡向对草地蝗虫数量的空间变化也有显著影响。这里着重就坡向的影响做一分析。图 4-11 为依据 1999 年 8 月实测的蝗虫密度与坡向关系散点图。可以看出,该图尚不能很好地反映出蝗虫密度与坡向关系的规律性。为此,我们又统计出不同坡向上样点的蝗虫平均密度,其中,S(南)方向与 W(西)方向上的样点个数太少,因此利用 SW(西南)+SE(东南)方向的平均值代替 S 方向的值,用 SW+NW(西北)方向的平均值代替 W 方向的值,然后进行 3 次 $(-1+x_0, 1+x_0)$ 范围内的滑动平均,获得如图 4-12 所示的曲线(1)。另外,考虑到这些样点中可能存在异常数据点,如某坡向上仅有少数几个点,而这些点值又畸高或畸

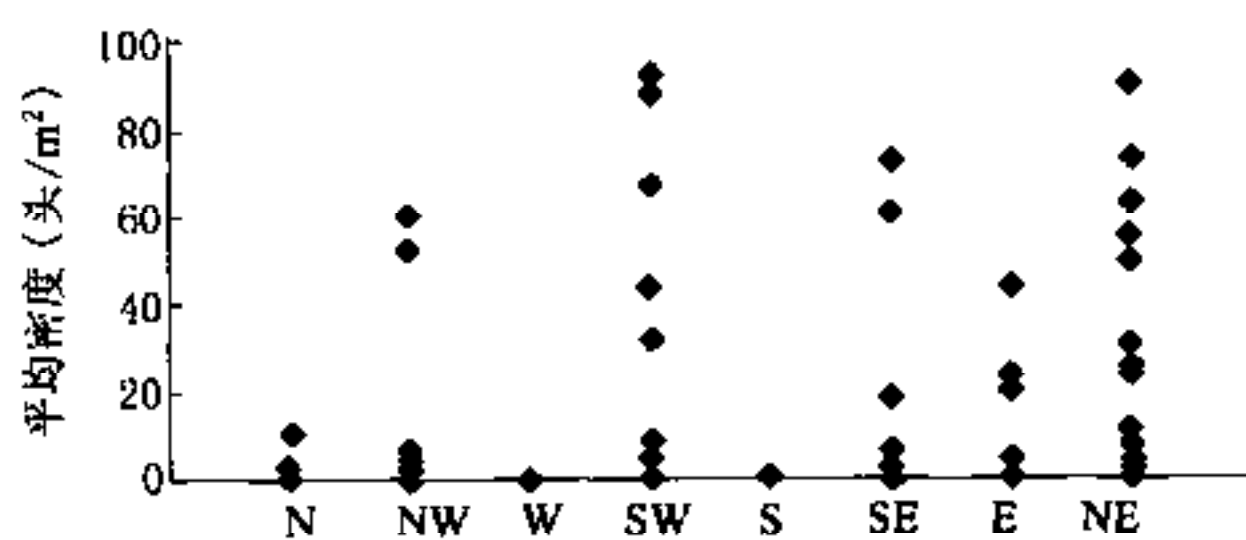


图 4-11 1999 年 8 月实测样点上草地蝗虫密度与坡向关系散点图

低,显然这会影平均结果的代表性。因此,以 $10 \text{ 头}/\text{m}^2$ 为界限对样点进行分级(> 10 的“级别”记为 1,反之记为“0”,它们分别表示“发生”和“不发生”),从而又获得曲线(2)。

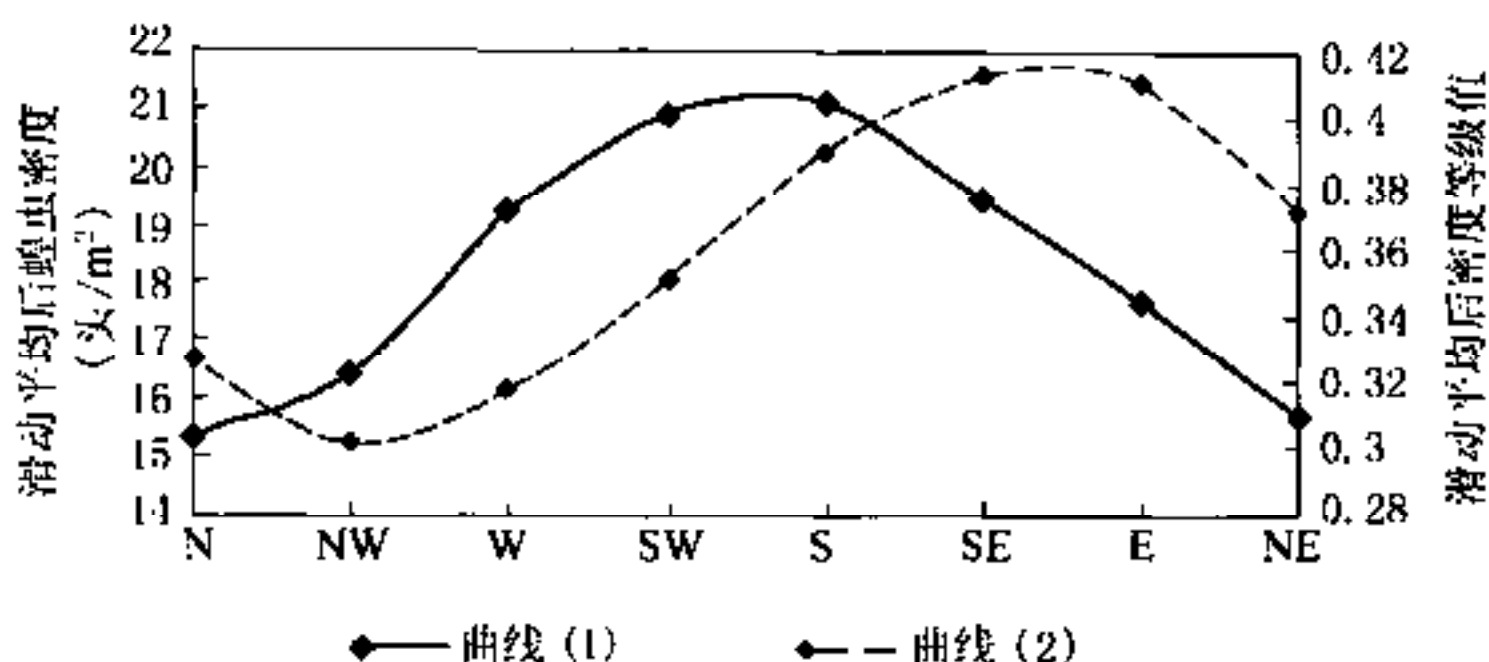


图 4-12 1999 年 8 月实测样点上草地蝗虫密度与坡向关系的滑动平均曲线

图 4-12 所示曲线非常明显地呈现为三角函数($\sin$ 或 $\cos$)型,这与不同坡向接受太阳辐射量的变化规律非常相似。曲线(1)表明,S 向坡、N 向坡分别为草地蝗虫密度的相对极高、极低坡向,而 E、W 向坡介于其间;曲线(2)中的极值点坡向分别为 SE 向、NW 向坡。尽管这两条曲线出现了一定的差异,但仍可大体说明草地蝗虫密度与坡向之间的关系:S 向坡与 E 向坡较 N 向坡和 W 向坡更适宜于草地蝗虫的生存。原因很简单,这是由于坡向对蝗虫发生影响主要是通过改变光照、温度和热量而得以表现的。在同样的太阳辐射条件下,坡向不同,坡地所接纳的太阳辐射量也不同。已有研究表明,对于 N 向坡而言,坡度每增加一度,坡地上所接受到的太阳辐射量相当于纬度比其高一度的地方的水平面上所接受到的太阳辐射量^[18]。由此可见,山区坡向、坡度不同,其太阳辐射条件的差异是十分显著的。另从受热的角度来说,一般 E 向坡受热最早,日出后升温较快,最高温度可提前至午前出现;S 向坡接受太阳辐射比平地及山顶都要多,气温比平地、山顶及其他方向的坡地都高;W 向坡受热最迟,其最高气温在以上各种坡向的坡地中为最低。已有研究还表明,不同朝向的坡地出现最高气温的时间前后相差最大可达 3 小时左右,但出现最低气温的时间通常相差不到 1 小时。其原因是,在各坡地上的实际日出、日落时刻可相差较大,但一旦日出之后,各坡地都开始接受太阳辐射或散射辐射,于是夜间降温过程都将先后结束。研究还表明,日平均地面温度的高低主要与坡地全日吸收的太阳辐射能的多少有关,而与地表增温过程的快慢关系较小。所以,日平均气温的分布一般以 S 向坡为最高,SE、SW 向坡次之,N 向坡最低。日平均气温在各坡向间的差异可达 $3^{\circ}\text{C} \sim 6^{\circ}\text{C}$,夏季比冬季差异更为明显;而日最高气温的差异则更大。

若单纯从不同坡向所接受的太阳辐射量看,草地蝗虫密度的极大与极小值点应分别出现在 S 向坡和 N 向坡,即符合曲线(1)的形式;同时,由于草地蝗虫属变温动物,因此适宜温度的持续时间长短对其有较大影响,而 E 向坡受热最早、升温最快,在这一界限温度上的累积时数较高,甚至有可能超过 S 向坡,因此出现曲线(2)的结果并非是没有可能性的。

实际上,环湖地区不同坡向上草地蝗虫密度之所以呈现一定差别,除主要受气温影响外,坡向不同所引起的降水量差别也有一定作用。在本区,不同坡向的降水量差别主要表现为迎风坡与背风坡降水量的差别。总的来说,青海湖南侧地区的年降水量比青海湖北侧地区的年降水量要多,这是由于青海湖南侧正好处于青海南山的北坡及其延伸区域,而青海湖

北侧则为相对平坦和开阔的滩地、台地及山地向阳缓坡区域。例如位于青海湖南侧的江西沟气象站(海拔 3239.4m), 1961—1980 年平均年降水量为 381.3mm; 而位于青海湖北侧的刚察县气象站(海拔 3301.5m), 同期的年平均年降水量仅为 366.1mm。降水量分布上的这种区域差异, 必然会对本区草地蝗虫的发生和分布产生一定影响。然而, 关于本区地形坡向与降水量的关系及其对草地蝗虫发生和分布的影响, 还有待在进一步收集资料的基础上作深入研究。

在环湖地区, 草地蝗虫的密度与地形坡度也有一定关系。我们根据野外实测样点资料绘制了草地蝗虫密度与坡度关系的滑动平均曲线图(图 4-13)。由图可见, 蝗虫密度的峰值大体上出现在坡度 $6^{\circ} \sim 12^{\circ}$; 在 20° 左右范围内的坡度范围内蝗虫密度值均在中值以上; 坡度超过 20° 后蝗虫密度急剧下降。这表明, 山前缓坡地带更容易成为草地蝗虫的高密度发生区。这一初步结论与马耀等在我国内蒙古草原^[20]以及 Lockwood 等^[21,22]在美国西部大草原的研究结果是基本一致的。其原因可能仍然是气温和水分状况综合作用的结果, 但其机理有待进一步研究。

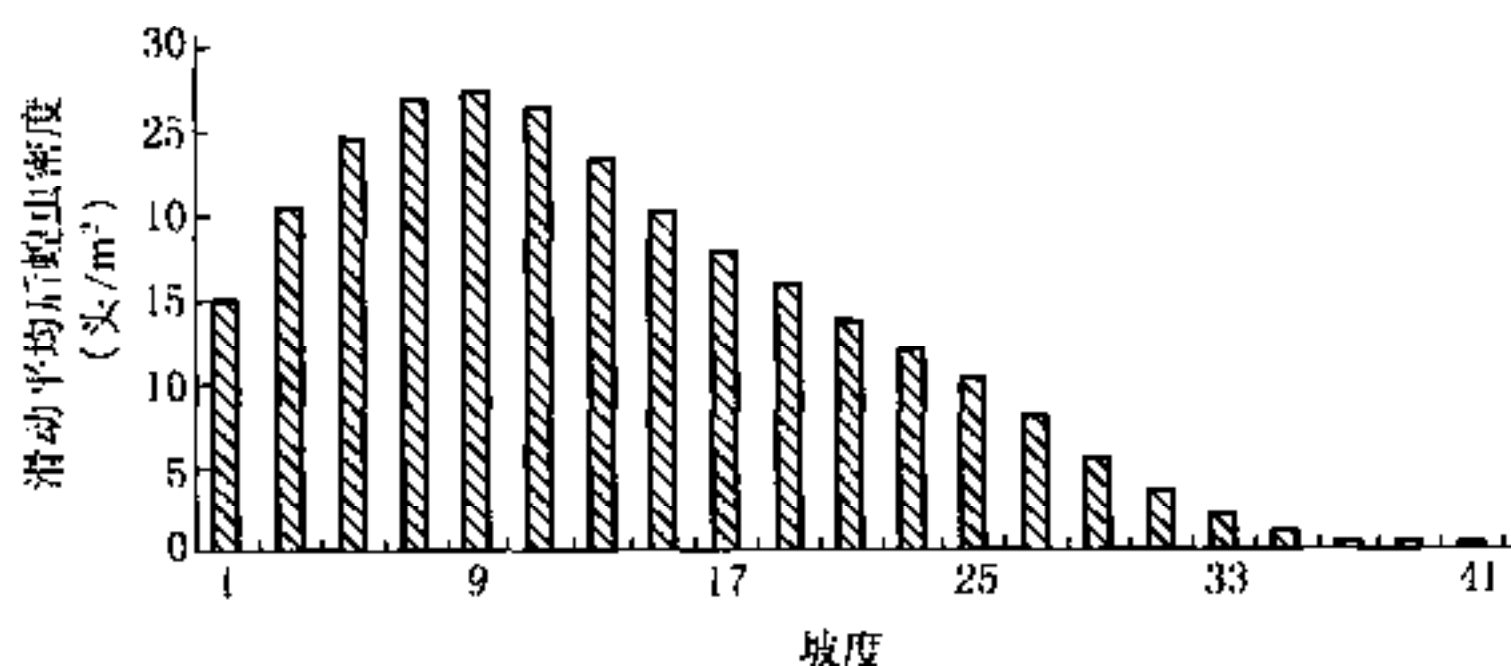


图 4-13 草地蝗虫密度与坡度关系的滑动平均曲线图

§ 4.4 土壤因子与草地蝗虫发生的关系

4.4.1 与草地蝗虫发生有关的土壤性质

在昆虫生态学上, 土壤是昆虫生长、发育的重要环境要素之一。与昆虫生存有关的土壤性质主要有土壤的温度、质地、水分含量、盐分含量等。关于土壤性质与草地蝗虫发育的关系国外已进行过某些研究^[23-25], 但尚属薄弱环节。在我国, 早在 20 世纪 50、60 年代, 马世骏^[26]、尤端淑等^[15]、尤其傲等^[27]等就研究了土壤性质与蝗虫的关系, 发现在土壤性质中土壤水分和盐分含量对蝗虫产卵有显著影响。但如同国外一样, 这方面的研究工作不多, 土壤性质与草地蝗虫发生的定量关系的研究则更为少见。

环湖地区的多年研究发现, 与该区草地蝗虫生存、发育关系最为密切的土壤性质主要是土壤的质地、含水量及盐分含量。

土壤质地又称土壤机械组成, 是指土壤中固体颗粒的粗细程度及其组合比例, 它关系到土壤表面积的大小和孔隙的分布, 决定着土壤的许多理化特性, 如土壤的持水能力, 而持水能力直接决定着土壤水分含量。砂性大的土壤透水性强, 持水性弱, 黏性大的土壤则与此相反; 砂性大的土壤为“热性土”, 即吸收热量后温度上升快, 但冷却也很迅速, 黏性大的土壤刚

好相反;砂性土颗粒较粗,土层较松散,黏性土则颗粒细,土层较紧实;由不同比例的砂粒与黏粒组成的土壤,则具有介于砂性土与黏性土之间的物理性能。可见,土壤质地是评定土壤性质的一项重要参数。

土壤水分来源于大气降水、地下水和灌溉水,水汽的凝结也会增加少量的土壤水分。土壤水分分为吸湿水、毛管水和重力水等不同类型。土壤水分含量与土壤温度有紧密的联系。据隋洪智、田国良等(1990)研究^[28-30],土壤热惯量与土壤类型几乎无关,而与土壤水分含量却存在着很好的一元线性相关关系,相关系数高达0.99以上。土壤含水量越高,土壤热惯量越高。这意味着,土壤水分含量越高,土壤吸收与释放热能均较缓慢,白天土温较低,而夜间土温较高,昼夜温差较小;如土壤水分含量较低,情况正好相反。

土壤溶液中除含有有机化合物、无机胶体类等物质外,还含有钙、镁、钾、钠和硝酸盐、亚硝酸盐、碳酸盐、重碳酸盐、硫酸盐、氯化物等无机盐类。土壤盐分含量,就是指土壤中所含有的可溶性无机盐类的总量,通常用每100g土壤中所含可溶性无机盐类的克数表示。土壤含盐量与土壤溶液的酸碱度即pH值密切相关;而土壤酸碱度是土壤重要的理化性质之一,它不仅影响土壤中有机质的合成与分解、营养元素的转化与释放等,而且还影响土壤中微生物的活动。

4.4.2 环湖地区的土壤对草地蝗虫的影响

根据我们在1997年8月调查和收集的40个样地资料可看出,环湖地区海拔3200m以下地区主要分布着栗钙土和淡栗钙土,海拔3300~3500m地区以亚高山草甸土为主,海拔3500m以上地区则主要为高山草甸土和高山灌丛草甸土。此外,在海拔较低(3200m左右)地区的局部低洼地段分布有沼泽化草甸土,在青海湖滨湖区局部分布有盐化草甸土,在青海湖东岸一带的沙地上则分布着风沙土。我们对本区主要土壤类型与草地蝗虫的分布进行了统计分析,发现在这40个样地中,蝗虫较多的样地共17个,其余样地均为偶见,或因刚进行过防治因而未发现蝗虫。在17个有蝗虫的样地中,11个样地的蝗虫密度超过20头/m²,其土壤均为栗钙土或淡栗钙土;其余6个样地的蝗虫密度为4~16头/m²,其中的2个样地的土壤仍为栗钙土,3个为亚高山草甸土,1个为盐化草甸土。由此可见,环湖地区的草地蝗虫主要出现在栗钙土和淡栗钙土分布区域,在亚高山草甸土分布区虽有少量蝗虫出现,但一般不构成为害,而风沙土等的分布区域则很少有蝗虫出现。

为了进一步探讨土壤类型与草地蝗虫分布的关系,特选择如下两组样地进行进一步分析:①第3—8号样地(图4-14,表4-7)。这6个样地相距很近,生态环境也基本相同,但蝗虫密度差异很大。其中,第5、7、8号样地的土壤均为栗钙土,蝗虫密度分别为35、79、58头/m²,而第3、4号样地的土壤为亚高山草甸土,蝗虫密度分别为6、13头/m²,从这里可以清楚地看出土壤类型的差别与草地蝗虫密度的关系。第6号样地的土壤为盐化草甸土,目前的植被以碱茅、猪毛菜等盐生植物占优势,所在处海拔为3224m,与第5、7、8号样地的海拔基本相同,但蝗虫密度仅为16头/m²,与第5、7、8号样地相差很大,显然这是由于土壤的差异及由此而引起的植被差异而造成的。②第29—33号样地(图4-15,表4-7)。第29、30、31、33四个样地也相距不远,其中,第30、31号样地的土壤为栗钙土,第29、33号样地的土壤为亚高山草甸土。它们的海拔相差仅100m,而且均位于台地或向阳缓坡地上,草地植被的总盖度多在60%~95%,然而蝗虫密度差异较大,栗钙土的两个样地蝗虫平均密度为41

头/m²,而亚高山草甸土的样地蝗虫平均密度为4头/m²。显然,蝗虫密度的差异不可能主要由海拔差别所引起,而与土壤类型及其性质有一定关系。

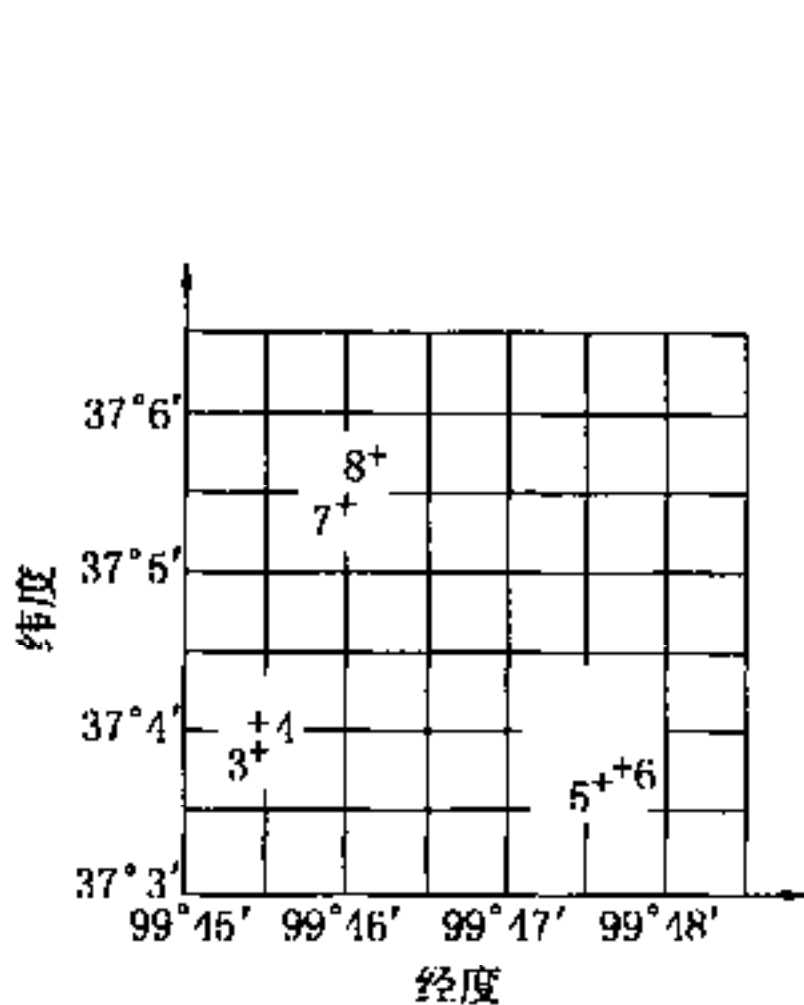


图 4-14 第 3—8 号样地位置图

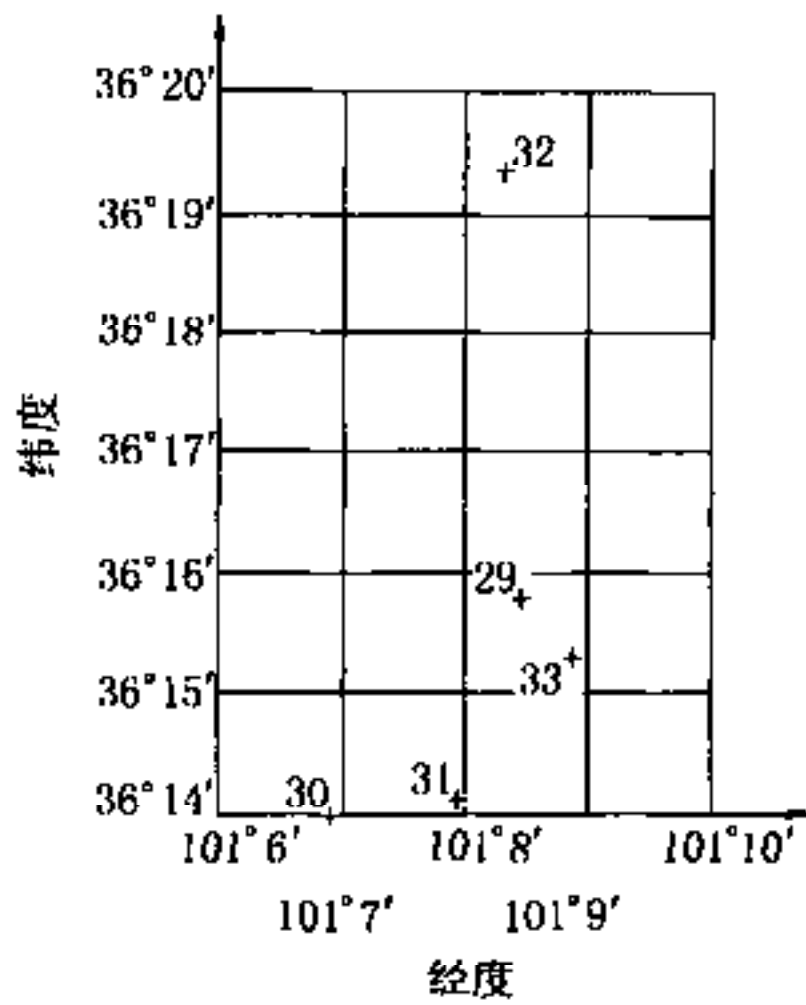


图 4-15 第 29—33 号样地

表 4-7 1997 年 8 月环湖地区部分样地蝗虫密度与土壤类型对照表

样地号	纬度(E)	经度(N)	海拔(m)	土壤类型	蝗虫密度(头/m ²)
1	37°11.294'	99°45.765'	3235	淡栗钙土	50
2	37°11.189'	99°45.901'	3285	淡栗钙土	23
3	37°03.985'	99°45.450'	3415	亚高山草甸土	6
4	37°04.095'	99°45.507'	3302	亚高山草甸土	13
5	37°03.590'	99°47.640'	3251	淡栗钙土	35
6	37°03.632'	99°47.733'	3224	盐化草甸土	16
7	37°05.342'	99°46.005'	3222	淡栗钙土	79
8	37°05.494'	99°46.295'	3208	栗钙土	58
9	37°09.129'	99°39.362'	3248	栗钙土	14
29	36°15.802'	101°08.504'	3516	亚高山草甸土	偶见
30	36°14.040'	101°06.902'	3355	栗钙土	30
31	36°14.163'	101°07.951'	3412	栗钙土	52
33	36°15.199'	100°08.849'	3512	亚高山草甸土	8

在青海湖东岸地区大面积分布着沙丘和沙地。实地调查表明,此沙丘和沙地区域尽管海拔较低,热量条件较好,在丘间低地上也生长有一些沙生灌木和草本植物,但基本未发现蝗虫。其原因,可能是由于沙土或沙性土非常松散,持水性很差,对蝗虫产卵和蝗卵孵化均很不利。

应指出的是,就不同类型土壤对草地蝗虫的影响来说,其主导影响因子是不同的。由于环湖地区草地蝗虫都为旱生-中生种或旱生种,在长期的演化过程中已逐步适应了较为干旱的环境,因此如果土壤水分含量较高,土温较低,必然会对蝗卵的发育等产生不利影响。例如亚高山草甸土、高山草甸土和高山灌丛草甸土,它们所处海拔较高,环境相对冷、湿,土

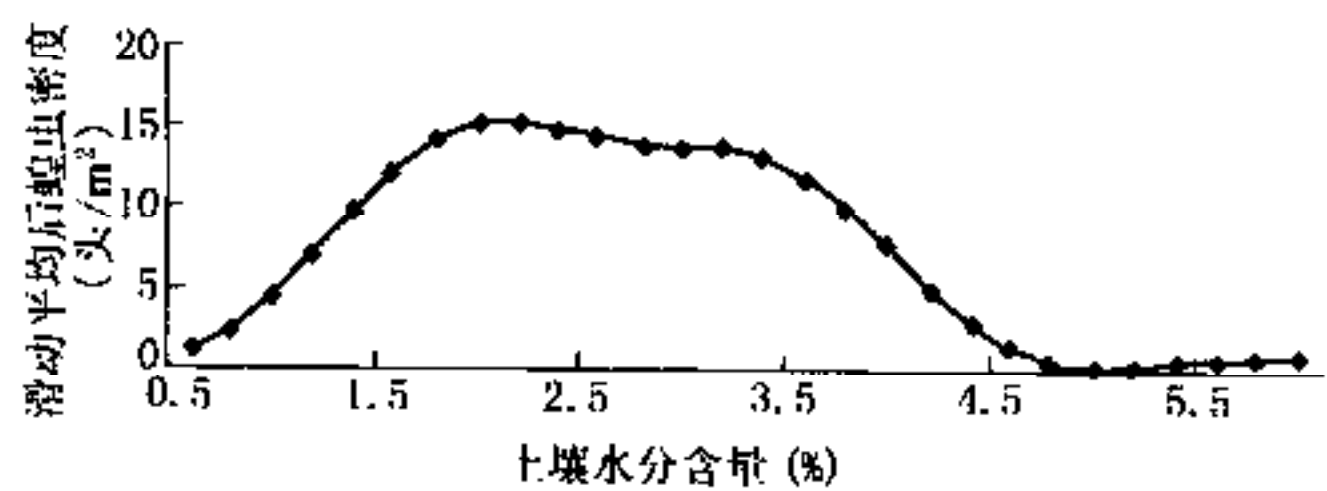


图 4-16 土壤水分含量与草地蝗虫密度关系的滑动平均曲线图

壤水分含量较高,显然这是导致它们蝗虫密度很低或很少有蝗虫出现的主导因子(表 4-8)。以亚高山草甸土为例,据 1997 年 8 月的样地调查资料,这类土壤的水分含量中值为 4.01%(最高为 5.81%),而栗钙土和淡栗钙土样地土壤的水分含量中值仅为 2.2%(最高为 3.06%)(表 4-9)。然而,盐化草甸土的主导影响因

子显然是土壤盐分含量;对沙土来说,主导影响因子则是土壤质地与土壤结构。图 4-16 与 4-17 分别为土壤水分含量、pH 值与草地蝗虫密度关系的滑动平均曲线图,尽管这两幅图上所表示的两种参数之间的关系比较复杂,但仍可大致看出这两种土壤性质对草地蝗虫密度的影响。从图 4-16 可见,土壤水分含量大致在 1.8%~3.2% 之间时蝗虫密度较高,平均在 15 头/m² 左右;而土壤水分含量低于和高于这一数值,蝗虫密度都明显降低;尤其是土壤水分含量低于 1.0% 或高于 4.2% 时,蝗虫密度均低于 5 头/m²。这说明,从总体上说土壤水分含量较低时蝗虫密度较高,但如土壤水分含量过低,尤其是土壤水分含量过高,都会对草地蝗虫的生长、发育带来不利影响。而由图 4-17 可见,土

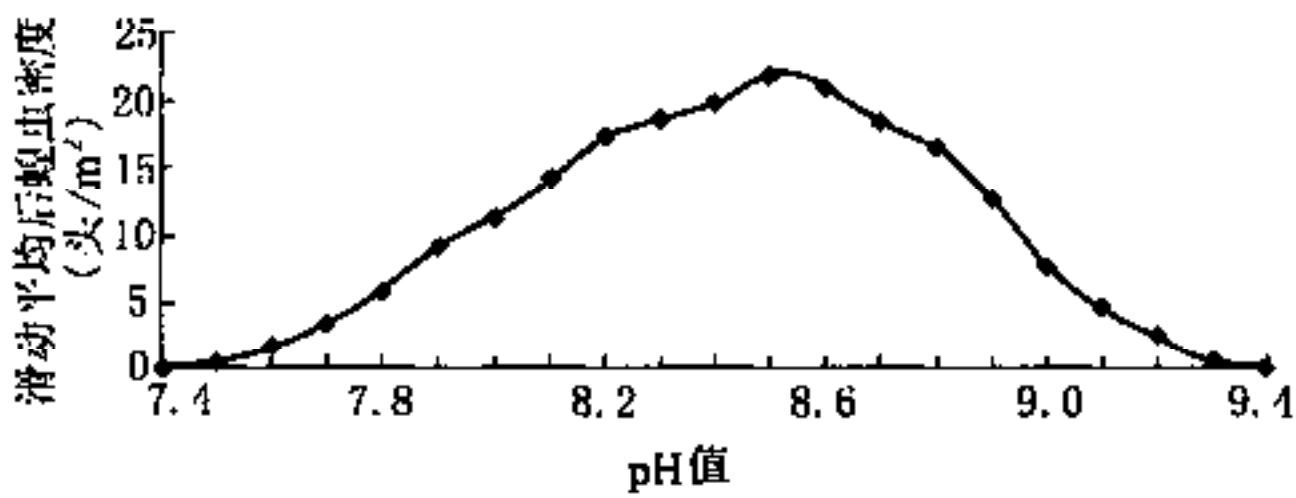


图 4-17 土壤 pH 值与草地蝗虫密度关系的滑动平均曲线图

壤 pH 值大致在 8.1~8.8 之间时蝗虫密度较高,在 15 头/m² 以上,其中 pH 值在 8.5 左右时蝗虫密度最高,达 23~24 头/m² 左右;但 pH 值在 7.8 以下、特别是在 9.1 以上时蝗虫密度均低于 5 头/m²,表明土壤含盐量与蝗虫密度有一定关系。尤其是土壤含盐量过高时,一方面由于含盐量高的土壤对蝗卵的发育有不利影响,另一方面高含盐量土壤上所生长的盐生植物不为蝗虫所采食,因此导致蝗虫的密度降低,甚至不出现蝗虫。

表 4-8 1997 年 8 月环湖地区调查样点的土壤水分含量表
(按递减顺序排序)

样点编号	土壤类型	水分含量(%)	样点编号	土壤类型	水分含量(%)
3	亚高山草甸土	5.81	33	亚高山草甸土	2.83
19	高山草甸土	5.06	10	栗钙土	2.72
38	高山灌丛草甸土	5.06	1	淡栗钙土	2.71
29	亚高山草甸土	4.13	16	栗钙土	2.69
14	亚高山草甸土	4.01	23	淡棕钙土	2.63
39	亚高山草甸土	3.99	2	淡栗钙土	2.38
4	亚高山草甸土	3.66	11	栗钙土	2.22
34	栗钙土	3.41	22	淡栗钙土	2.21

(续表)

样点编号	土壤类型	水分含量(%)	样点编号	土壤类型	水分含量(%)
40	沼泽土	3.27	13	栗钙土	2.13
20	栗钙土	3.22	35	栗钙土	2.08
30	栗钙土	3.14	7	淡栗钙土	2.01
9	栗钙土	3.11	24	淡栗钙土	1.70
21	淡栗钙土	3.06	6	盐化草甸土	1.66
25	栗钙土	3.03	8	栗钙土	1.48
27	栗钙土	2.91	5	淡栗钙土	1.46
15	暗栗钙土	2.87	12	沼泽化草甸土	1.35

注: 1997年8月调查的土壤样点共40个, 其中8个样点未鉴别土壤类型或测定水分含量, 故本表和表4-9仅列出32个样点。

表4-9 环青海湖地区各类土壤水分含量比较表

土壤类型	样点个数	土壤水分含量(%)			
		平均	最高	最低	中值
高山灌丛草甸土	1	5.06	—	—	—
高山草甸土	1	5.06	—	—	—
亚高山草甸土	6	4.07	5.81	2.83	4.01
暗栗钙土	1	2.87	—	—	—
栗钙土	12	2.68	3.41	1.48	2.72
淡栗钙土	7	2.22	3.06	1.46	2.21
淡栗钙土	1	2.63	—	—	—
沼泽化草甸土	1	1.35	—	—	—
沼泽土	1	3.27	—	—	—
盐化草甸土	1	1.66	—	—	—

§ 4.5 植被因子与草地蝗虫发生的关系

4.5.1 植被与草地蝗虫的关系

绿色植物是蝗虫食物的直接来源和栖息场所, 因此植被对蝗虫的分布和数量有重要影响, 在这方面国内外已有很多研究。例如苏联学者 Bei-Bienko 早已发现^[31], 在不同生境中蝗虫的种类和数量的减少与植物种类和植被盖度的减少相平行。Anderson 则发现^[32], 植被的种类和群落结构对蝗虫的生境选择起重要作用。我国学者在这方面也有不少研究, 例如钦俊德指出了昆虫与植被之间的紧密联系^[8]。康乐等对内蒙古草原 16 种直翅目(Orthoptera)昆虫生境类型的聚类分析表明, 从直翅目昆虫对不同植被类型的选择性来看, 其所联系的生境类型与据植被所划分的类型是一致的, 这说明直翅目昆虫的生态分布受到天然植被类型的支配^[9]。此外, 吴亚和金翠霞在青海省海北州的研究也表明^[33], 草地蝗虫的分布主要与

基于气候水热条件所决定的植被类型的差异相关联,随着植物群落结构的简单化,蝗虫群落多样性指数下降。他们还发现,植物群落的空间结构是影响蝗虫种类和数量的重要因素。植物群落的空间结构越复杂,就能为更多的蝗虫提供更多样的生活空间和食物来源;反之,狭窄的空间结构不仅意味着食物来源较为贫乏,而且易造成蝗虫个体拥挤度增加,从而导致其更多的扩散、迁移或更高的死亡率。

4.5.2 环湖地区的植被与草地蝗虫的关系

在环湖地区,我们的研究也表明,草地蝗虫的生长和发育与草原植被之间存在着非常紧密的联系。下面,着重从植被类型和植被盖度两个方面来讨论植被因子与本区草地蝗虫的关系。

1. 植被类型与草地蝗虫的关系

环湖地区的植被类型相当丰富,其中主要包括草地和农作物两大类,前者又可分为天然草地与人工草地两类。

(1) 天然草地

本区的天然草地包括草原与草甸两大类。前者包括温性草原和高寒草原;后者则包括高寒草甸、高寒灌丛草甸、沼泽化草甸、低地盐生草甸等。在这些不同类型草地上蝗虫发生的状况存在着显著差异。据我们实地调查和当地草原管理部门所收集的历年虫情资料可以看出,本区的草地蝗虫主要分布在青海湖周围的温性草原区域,这类草地以克氏针茅或芨芨草占优势。其次是海拔稍高的高寒草原,其优势种为紫花针茅。在高寒草甸类草地上也有少量蝗虫出现,但一般不构成危害。在其余类型的草地内一般未见有草地蝗虫出现。表4-10为1999年8月环青海湖地区实测样地的草地蝗虫密度,从此表可大致看出这一规律,1997年8月的调查结果同样也反映出这样的规律。

表4-10 环青海湖地区1999年8月实测样地的草地蝗虫密度

草地类型	样地数量	平均蝗虫密度(头/m ²)
温性草原	40	22.20
高寒草原	20	16.74
高寒草甸	8	1.35
以上三个类型合计	68	18.14
全部调查样地统计	79	16.41

表4-10所反映出的本区草地蝗虫密度在不同天然草地类型中的显著差异,其根本原因是与不同草地类型的分布密切相关海拔高度。由于不同海拔高度区域具有不同的气候水热条件,发育不同的土壤类型和生长不同的植被类型,因而为草地蝗虫提供了不同的栖息环境和食料来源。如前所述,本区的草地蝗虫易发区都集中在海拔3200~3500m之间的温性草原与高寒草原上,而在海拔更高的高寒草甸、高寒灌丛草甸等草地类型上很少有草地蝗虫出现。表面看来这与草地类型的差别有关,但实质上是受海拔高度不同的影响。然而,沼泽化草甸与低地盐生草甸的情况则有所不同,它们很少有蝗虫出现甚至根本不出现蝗虫,前者可能主要是由于土壤沼泽化,不利于蝗虫的产卵和繁殖;后者则与盐生植被有密切关系。下面,就本区主要的天然草地类型与草地蝗虫发生的关系作进一步说明。

1) 温性草原

I. 克氏针茅草原。主要分布在青海湖周围海拔 3200 ~ 3400m 的干旱洪冲积平原上,如江西沟、湖东种羊场、甘子河、石乃亥等地。植物群落一般有 2 个层片组成,上层为克氏针茅或短花针茅,高约 20 ~ 30cm,下层为青海固沙草、早熟禾等杂类草。群落总盖度为 50% ~ 80%,其中优势种植物的分盖度为 30% ~ 60%。在 1997 年 8 月调查的 17 个出现蝗虫的样地中,有 9 个样地就是克氏针茅草地;另外,这 17 个样地中的 7 个样地的蝗虫密度超过 50 头/m²,其中 5 个样地在此类草场中。

II. 芨芨草草原。主要分布在青海湖以北和东南海拔 3200 ~ 3350m 的洪冲积平原上,如倒淌河乡、哈尔盖乡、泉吉乡、青海湖农场等地,它们形成了一条宽 1 ~ 15km 的弧形植被带。芨芨草草原分布区域热量条件较好,且较为干旱。从总体上说,这类草地分布区的生态环境特征与克氏针茅草原相似,但热量条件较好,且比克氏针茅草原略为干旱。优势种为芨芨草,生长高度一般在 60 ~ 90cm 以上,为丛生,具有 2 或 3 个层片,盖度中等,其下为克氏针茅、短花针茅等其他草本植物。由于这类草地既有暖、干的气候环境,又有较充足的食物来源,因此较适宜于草地蝗虫的生存和发育。例如,在 1997 年所调查的 17 个出现蝗虫的样地中,芨芨草草原占了 3 个,其蝗虫密度平均高达 35 头/m²。

2) 高寒草原

此类草地在环湖地区主要有一个类型,即紫花针茅-杂类草草地。主要分布在青海湖以北和西北的山地阳坡,此外在青海湖以西的布哈河宽谷地带也有大面积分布。分布区的海拔高度在 3300 ~ 3600m。群落优势种为紫花针茅,次优势种为高山苔草、冰草等。群落总盖度 55% ~ 85%,优势种分盖度 45% ~ 70%。虽然高寒草原分布区的年平均气温比温性草原区低,大气湿度与土壤水分含量比温性草原区略高,但这类草原一般分布在地形较平坦区域,总体上说热量条件仍较好,因此这里蝗虫的数量也较高。在 1997 年所调查过的 17 个出现蝗虫的样地中,紫花针茅-杂类草草地的蝗虫密度达 30 头/m² 左右,最高达 58 头/m²。

3) 高寒草甸

环湖地区的高寒草甸主要有以下两个类型:

I. 高山(亚高山)嵩草草甸。分布在海拔 3300 ~ 3800m 的高山或亚高山地带及高海拔区域的滩地。群落优势种为高山嵩草或矮生嵩草,具毡状草皮层。常见伴生植物有北方嵩草、密生苔草等。草本植物高度为 10 ~ 20cm,群落总盖度达 70% ~ 90%,优势种分盖度 50% ~ 80%。由于其分布区不仅气温较低,而且比较湿润,因此这种植被类型一般不利于草地蝗虫的生存。然而也有例外情况,例如在青海湖以东贵德县的巴卡台,1997 年调查中曾在其靠近山地的部位发现有蝗虫出现,且密度达 8 ~ 10 头/m²。原因可能是由于巴卡台为一宽敞的大型向阳台地,排水条件较好,风力也较大,相对较干燥,再加日间地表升温较快,故有利于草地蝗虫的生存和繁育^[34]。

II. 高寒灌丛草甸。分布区域的海拔高度在 3350 ~ 3800m,多出现在山地阴坡、半阴坡或沟谷内。灌木层由金露梅、鬼箭锦鸡儿等组成,高 30 ~ 80cm,草本层有线叶嵩草、喜马拉雅嵩草、异针茅、高原早熟禾等组成,总盖度为 40% ~ 65%。由于海拔高,气温低,蒸发弱,土壤水分含量高达 5% ~ 6%。显然,这样的环境不利于草地蝗虫的生存和繁育,因此蝗虫密度一般不超过 5 头/m²。

4) 沼泽化草甸

这类草地主要分布于环湖地区排水不畅、土壤含水量呈过饱和状态的低洼地区。植物种类以湿生、湿中生植物为主,优势种为藏嵩草、华扁穗草、水麦冬等。沼泽化环境不适合草地蝗虫生存,因此未见有蝗虫出现。

5) 低地盐生草甸

分布在青海湖周边、尤其是青海湖以东海拔 3200~3250m 的湖滨低湿滩地或河流滩地。土壤为轻度盐渍化草甸土。植物群落以马蔺或碱茅、猪毛菜等为优势种,其中马蔺呈斑块状丛生。群落总盖度为 70%~80%,优势种分盖度约 60%~70%。虽然轻度盐渍化草甸土与盐生草甸植被不利于草地蝗虫的生存,但因这类植被所处海拔高度较低,热量条件较好,因此仍有一定数量的蝗虫出现。据 1997 年调查,发现以碱茅、猪毛菜等为优势种的这类草地的蝗虫密度最高可达 15 头/ m^2 左右,但以马蔺为优势种的草地一般不出现蝗虫。

(2) 人工草地

建设人工草地的目的,主要是为牲畜提供冬春季饲料,防止牲畜在冬春季因低温、雪灾等自然灾害和缺乏草料而死亡。自 1982 年以来,环湖地区已陆续建成许多较大面积的人工草地。早期主要由牧民自发地在较小面积上进行种植;后来规模逐渐扩大,并采用飞播方法进行种植。

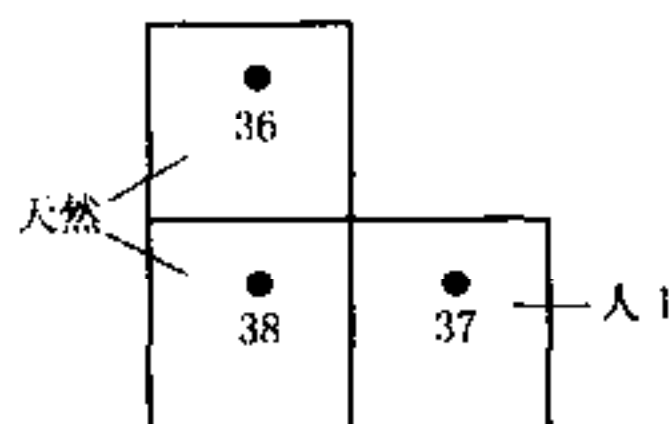


图 4-18 36—38 号样地位置
(共和县石乃亥乡)

据我们实地调查,本区虽有部分人工草地出现草地蝗虫,但与天然草地相比其密度很小。图 4-18 为 1999 年调查过的位于共和县石乃亥乡的三个样地位置图,其中第 36、38 号样地为天然草地,第 37 号样地为人工草地。这三个样地彼此相距不超过 1km,自然环境状况也基本相同,但发现人工草地上的蝗虫密度远小于相邻天然草地。其中,第 36 号样地蝗虫密度为 44 头/ m^2 ,第 38 号样地由于在调查前刚翻耕过(准备建人工草地),蝗虫密度仅为 4.5 头/ m^2 ,而在第 37 号样地上几乎未发

现有蝗虫。

人工草地上的蝗虫密度之所以较低,可能主要有以下两个原因:①在建设人工草地时一般先要在上一年秋季翻耕土地,这导致蝗虫难以产卵,即使已产卵其卵床也会在翻耕时遭到毁坏;②人工草地的草种一般较为单一,通常为垂穗披碱草、老芒麦等多年生禾草,而且植株高度一般高达 40~70cm 左右,长得又较茂密,这样的小环境条件,不利于蝗虫的栖息和发育。

(3) 农作物

环湖地区的主要农作物为青稞和油菜,其次为燕麦、小麦和马铃薯等。本区的农田集中分布于青海湖北岸的几个大型农场,如青海湖农场、三角城农场、黄玉农场等。此外,在青海湖以东的湖东种羊场和青海湖以西的铁卜加草原改良试验站附近,青海湖南岸的青藏公路部分路段两侧以及一些县城和乡集镇周围也有面积大小不一的农田分布。

在低温、半干旱的气候条件下,本区的农作物虽然受到无霜期短等诸多不利因素的制约,但因光照充足、太阳辐射强和昼夜温差大等原因,农作物在本区仍有一定种植规模。从海拔高度来看,本区的农作物几乎都分布在海拔 3200~3350m 之间;在此海拔高度范围内,光照与热量条件在本区属最优,与其相邻的温性草原相近。

根据实地调查,本区农田内几乎没有发现有草地蝗虫存在。原因可能是:①草地蝗虫喜食牧草,而不喜食农作物;②农作物的长势远较牧草高和茂密,相对说来,植丛内气温较低,湿度相对较高,这样的小气候环境不利于草地蝗虫的生存与发育;③农田每年都要翻耕,有些农田还引水灌溉,这都会破坏蝗卵的着生场所。

但应指出,农田一旦被撂荒而变成撂荒地情况则有很大改变,多年休耕的农田更是如此,草地蝗虫的数量会发生明显的增加。据马耀等在内蒙古草原的研究^[20],在撂荒地恢复的前几年,其上生长的大部分是一些先锋植物,牲畜很少采食,但却成了一些草原害虫的适生环境。从环青海湖地区的卫星影像上可以看出,尤其是在青海湖以北的刚察县境内,存在大量零星分布的撂荒地或休耕地。这些撂荒地或休耕地的影像特征与植被盖度较稀疏的天然草地颇为相似,有些与裸地接近。由于在撂荒地或休耕地上生长有一定数量的杂类草,而且因所处海拔较低,热量条件较好,因此也为草地蝗虫的发生提供了有利条件。然而,撂荒地或休耕地的蝗虫密度明显低于与之相邻的温性草原,这可能与其可提供的食料数量有限有关。

2. 植被盖度与草地蝗虫的关系

植被盖度是指植被的垂直投影面积与地表面积的百分比,它反映植被的茂密程度以及绿色植物利用太阳能进行光合作用的面积,是草地植被的重要分析指标。植被总盖度的测定,是测定其单位面积上所有植株垂直投影面积占整个面积的百分率;分盖度的测定,是测定其每种牧草的垂直投影面积占整个面积的百分率。植被盖度主要影响草地蝗虫的栖息环境。一般来说,盖度过大,遮蔽阳光,近地面气温较低,蝗虫的取食和活动受到限制,同时对蝗虫的产卵也有不利影响;反之,植被盖度过小,近地面气温较高,虽有利于蝗虫活动,但因可提供的食料不充分,而且缺乏理想的庇护场所,同样不利于蝗虫的生存。

图4-19为1997年与1999年实测样地的植被盖度与草地蝗虫密度关系图。由图可见,蝗虫密度的峰值分别出现在草地盖度60%~70%(1997年)和70%~80%(1999年)的区间上,这两年的趋势大体一致。这说明,草地盖度过高或过低都对蝗虫的生存有不利影响,而盖度中等的草地蝗虫密度较高。仔细研究图4-19还可发现,1997年与1999年的数值区段存在一定差异,其原因可能是:①1999年有79个样地,而1997仅40个样地,且样地上的草地盖度分布不均匀,以至影响统计结果;②草地盖度用目测法测定,受主观因素影响较大,换言之,两年估测的草地盖度数据的“系统误差”不同。至于植被分盖度与草地蝗虫密度间的关系,已涉及植被种群结构与草地蝗虫密度的关系,情况更为复杂,有待开展进一步研究。

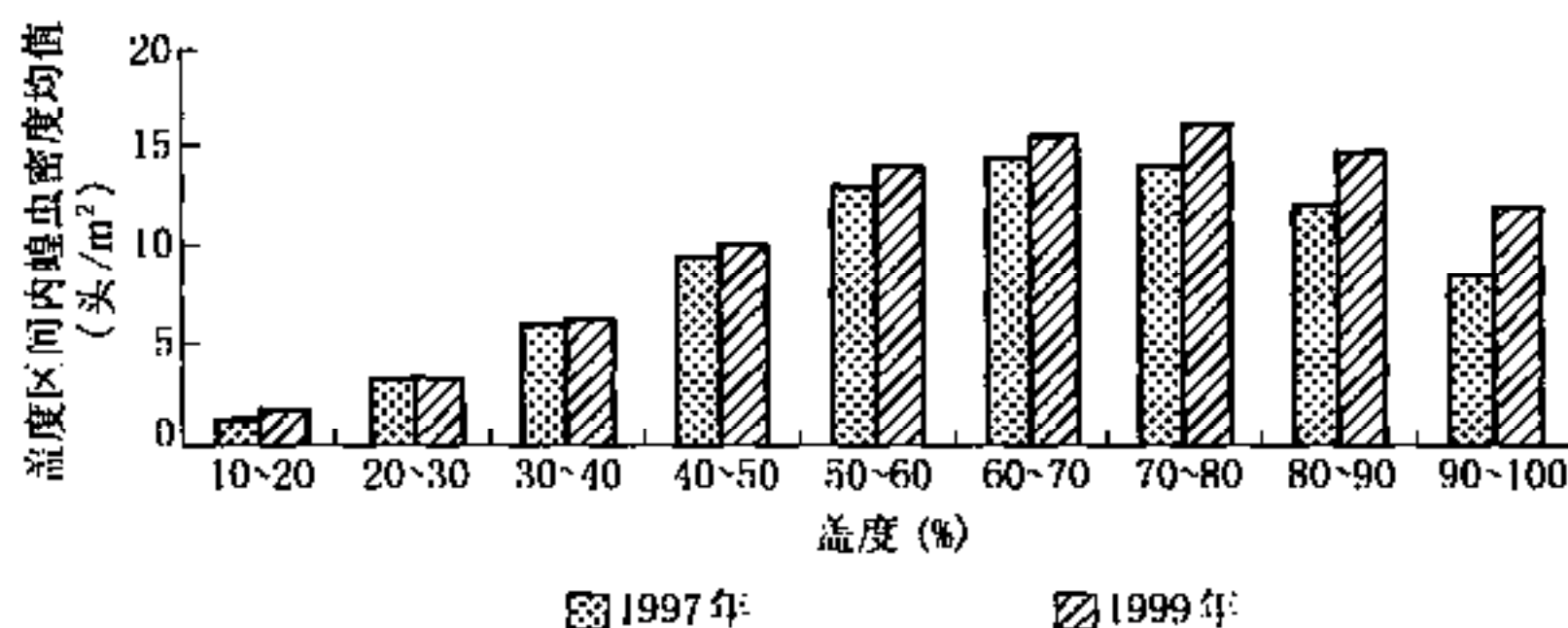


图4-19 环青海湖地区草地蝗虫密度与草地盖度的关系

§ 4.6 人类活动与草地蝗虫发生的关系

环湖地区与草地蝗虫有关的人类活动,主要包括对蝗虫的治理以及放牧和人工草地建设等,它们对草地蝗虫的发生有直接或间接的影响。例如用杀虫剂对草地蝗虫进行治疗,虽然可有效灭除蝗虫,减少其数量,但同时也在一定程度上会导致鸟类等蝗虫天敌数量的减少。食物链的中断和生态平衡的打破,可能会造成今后草地蝗虫的更大规模发生。同样,人工草地建设等活动对草地蝗虫的发生也有一定抑制作用,但对草地进行过牧或滥垦,导致草地发生退化,就会间接加剧草地蝗虫的发生。由此可见,人类活动与草地蝗虫发生的关系相当复杂。下面,依据调查资料并参考其他有关资料,对本区主要人类活动与草地蝗虫发生的关系做一初步探讨。

4.6.1 蝗虫治理

为了避免或减少蝗虫对草地带来的损失,在蝗虫发生时需要及时采取措施对其进行治理。目前我国在草地蝗虫治理上主要还是依赖化学药物,生物防治方法尚处于试验阶段。在环湖地区,目前几乎全部依靠超低容量氯氰菊脂、甲胺菊脂或杀灭灵的人工喷洒对蝗虫进行灭治,少数情况下也动用小型专用飞机进行药物喷洒。治理时间一般是在本区的优势种草地蝗虫的蝗蝻三龄前后,即7—8月。在某些年份,在少数地区的早发种草地蝗虫和晚发种草地蝗虫均会发生和成灾,在这种情况下也可能在一年内要进行两次这样的治理。

用化学药物对草地蝗虫进行治疗的效果是非常显著的,它可直接杀灭蝗虫个体,而且还会在一定程度上遏制后续年份的蝗虫发生。但治理时间的选择非常重要,若错过最佳治理时间,有相当部分的蝗虫已成为成虫甚至已进入产卵阶段,不但当年治理效果降低,而且对次年蝗虫数量的抑制效果也会有所降低。

草地蝗虫的化学药物治理对后续年份蝗虫数量的影响是相当复杂的。在环湖地区已发现,在某些蝗虫频发区域几乎年年进行治疗,但几乎年年出现蝗虫为害。这种情况有多方面的原因。但一个重要原因是在这些地方的草地蝗虫种群结构和数量上没有哪一种蝗虫占绝对优势。例如,假如某一个地方早发种宽须蚁蝗与晚发种狭翅雏蝗、小翅雏蝗的数量比为4:6,如果每年只进行一次治理,则不同治理时间的效果有很大不同。如果在7—8月份进行治疗,对晚发种蝗虫有较好的控制作用,但对早发种蝗虫来说,由于它们有相当数量的雌蝗已结束产卵,因此对其次年的种群数量已无明显影响。此外,即使同一种蝗虫,在一个较大地域范围内,其个体的发育进度也不可能完全一致。例如在蝗卵孵化阶段,有的已孵化成为蝗蝻,而有少数蝗卵可能尚未孵化出土,在这种情况下,如果过早进行治疗,必然会对治理效果带来不利影响。

4.6.2 放牧活动

正常和适度的放牧,不仅不会对草地带来不利影响,反而会促进草地发育的良性循环,并对草地蝗虫的发生产生一定的抑制作用。适度放牧可刺激牧草的补偿性生长,从而增加当年的植被生产力,并有助于抑制草地蝗虫的发生;反之,对草地的过度放牧,不仅会导致草地的加速退化,而且会对草地蝗虫的发生产生明显的促进作用。

近年来,许多学者在放牧对草地和草地蝗虫的影响方面已有很多研究。康乐等在内蒙古草原的试验表明^{[5]①},放牧活动可明显地改变草原的植被与土壤特性,从而影响草地蝗虫群落的结构和动态。就放牧活动对土壤的影响来说,随着放牧强度的增加,土壤含水量随之减少,土壤紧实度则明显增加;土壤 pH 值因受土壤母质影响较大,规律性不明显,但仍有随放牧强度增加而增大的趋势。就放牧活动对植被的影响而言,不同种类植物对放牧强度的反应有明显不同。一般而言,高大的多年生禾草与豆科牧草随放牧强度的增加而逐渐减少;相反,一些小禾草、蒿类和其他杂草类则明显增加。但总的来说,过度放牧会引起草场的退化,后者又会导致一些旱生与中旱生害虫的猖獗危害,因而形成草场退化——害虫猖獗——草场进一步退化的恶性循环。

关于放牧、草场退化与蝗虫发生的关系,康乐在内蒙古草地的研究表明^[5],不同的蝗种对放牧的反应有所不同。在退化严重的典型草原,宽须蚁蝗、狭翅雏蝗和毛足棒角蝗的数量随放牧强度增强而表现出逐渐增加的趋势,小翅雏蝗则相反。在退化严重地区,皱膝蝗和白边痂蝗也侵入并猖獗为害。此外,在牧草生长季的不同阶段,蝗虫对放牧活动的反应也有明显不同。在生长季中期(7—8月),蝗虫在过度放牧地活动最旺盛,中度放牧地最低,非放牧地居中间。他还指出,放牧活动即使一些蝗虫种类消失或数量减少,又创造了一些有利环境使另一些蝗种丰盛起来,一些蝗虫侵入定居;对狭翅雏蝗来说,放牧活动破坏其植栖条件,但所形成的较为紧实和干燥的土壤,又为其产卵和后代的生存创造了有利条件;对于皱膝蝗而言,过度放牧所形成的退化草场是其理想的生境。李鸿昌等^[35]也曾报道内蒙古草场的退化引起了白边痂蝗的严重发生,其最大密度可达 96 头/m²;山坡丘陵草地的退化使轮纹异痂蝗、短星翅蝗等种群数量激增。他们的研究得出结论,草场退化是草原直翅目昆虫大量发生的一个重要原因。然而,康乐指出^[5],放牧强度在一定范围内可促进某些蝗虫种群数量的增加,但如放牧强度过大,则会引起植被的极度退化,促进蝗虫种类的贫乏和较低的种群数量。换句话说,放牧强度增大对草地蝗虫种群数量增加的影响是有一定限度的。

表 4-11 环青海湖地区部分放牧草场植被盖度的变化

地 点	草场类型	放 牧	群落总盖度 (%)	优良牧草		杂毒草	
				分盖度(%)	比例(%)	分盖度(%)	比例(%)
151厂南侧青海南		轻牧	81.5	69.6	85.40	11.9	14.6
山山麓		过牧	73.3	37.7	51.43	35.6	48.57
江西沟乡政府西侧	针茅草原	围栏内(轻牧)	68.7	56.0	81.51	12.7	18.49
		围栏外(过牧)	58.3	31.7	54.37	26.6	45.63
黑马河乡西北山地	蒿草草原	轻牧	89.5	68.8	76.87	20.7	23.13
		过牧	79.0	52.4	52.93	46.6	47.07
刚察县城以北山地	针茅草原	轻牧	99.0	74.5	75.25	24.5	24.75
		过牧	80.0	50.6	63.25	29.4	36.75

在环湖地区,中科院西北高原生物研究所对不同放牧强度下牧草的生长状况进行了研

① 康乐.草原放牧活动对蝗虫群落的影响.中国科学院动物研究所博士论文,1990.

究(表 4-11)^①。研究表明,在同一地点的同一草场类型上,与轻牧相比,过牧状况下的群落总盖度、优良牧草的分盖度和数量比例都有明显的降低;反之,杂毒草的分盖度和数量比例有明显增加。显然,在过牧条件下植被总盖度的明显降低及裸地比率的增加,使得地表升温更快,因而更有利于蝗虫的生存与发育,无疑这为蝗虫种群数量的增加创造了有利条件。这一情况,已被近年来我们在该区的研究证实。

4.6.3 其他人类活动

除了蝗虫治理与放牧活动外,还有其他一些人类活动也或多或少地对草地蝗虫的生存和发育带来影响,如草地开垦、人工草场建设和草场围栏等。

1. 草地开垦

在环湖地区,由于受严酷自然条件的限制,农田面积有限。当地牧民为解决粮食需求问题,同时也为了将部分农作物的秸秆作为冬春季牲畜的补充饲料,经常会对一些草场进行开垦,这种现象在 20 世纪 60、70 年代尤为普遍。据我们实地调查并查阅历年本区的蝗虫发生记录,未发现在这些农田上有蝗虫出现,其原因在前面已有说明。

2. 人工草场建设

建设人工草场,目的在于提高草地的牧草产量,为牲畜提供更丰富的优质饲料。环湖地区人工草场的建设已有较长的历史,改革开放以来人工草场建设的步伐更是不断地加快。如前所述,我们在人工草场内很少发现有蝗虫的存在。但应指出,在人工草场建成若干年之后,如果管理工作跟不上,其他牧草甚至杂毒草就会逐步侵入,最后可能使人工草场最终被天然草场所替代。也就是说,原来的人工草场会逐步演化为更适宜于草地蝗虫生存的环境。

3. 草场围栏

草场围栏是加强草场科学管理的一项重要举措。具体做法是,将成片的草场用围栏进行分割,承包给牧户,牧民在自己所承包的草场内放牧,这不仅有助于改变以往的游牧方式,而且通过控制牲畜数量和有计划地轮牧,大大减轻了对草场的过牧强度,并使草场受牲畜践踏程度降低。实践证明,实行围栏放牧,可较大幅度地提高产草量,牧草受破坏程度减小,有利于促进草地生态系统平衡和提高草地生态系统的生物生产力。1992 年石树堂等在环湖地区的研究表明(表 4-12)^②,在土壤含水量方面,围栏内较围栏外提高 3%~5%,最高可达 10%,5—10cm 土层内土壤含水量可提高 6%,土壤养分含量在氮营养水平上围栏内高于围栏外。同时,围栏内的小气候条件优于围栏外,地表温度与土壤温度有所降低,湿度则有所增加,这些都导致在围栏内出现比围栏外更为不利的草地蝗虫生存生境。我们在该区的调查过程中,也已证实确实存在这一现象。

除上述各种人类活动外,兴修水利与建设交通设施也对草地蝗虫的生存有一定影响。环湖地区草场面积虽大,但相当大部分为缺水草场。自 1980 年开始,当地已投入大量人力、物力兴修水利,改善草场的灌溉条件,这不仅改善了草地生态环境,而且对抑制草地蝗虫的繁衍也发挥了一定作用。修筑公路、铁路等交通设施则以另一种方式对草地蝗虫施加影响。

① 中国科学院西北高原生物研究所. 青海湖地区生态环境保护与持续发展可行性研究报告,1994.

② 石树堂,王立业. 试论青海草地经济生态问题及对策. 见:青海省草原总站编. 青海省草原总站资料选编(3),1992.

由于本区的草地蝗虫大多为小型种,且不善飞行,因此这些交通设施与河流、沟渠等一样,成为草地蝗虫迁移的天然屏障,阻碍它们从源地向外蔓延。

表 4-12 环青海湖地区草地围栏内、外生境要素对比表

	草层内 湿度(%)	土壤温度(℃)		土壤水分含量(%)			0—20cm 土壤养分 (NH ₄ -N, kg/hm ²)
		10cm	30cm	0—5cm	5—10cm	10—20cm	
围栏内	74.0	25.8	24.0	9.1	13.1	12.5	22.5
围栏外	65.0	31.0	28.0	5.4	7.1	7.3	13.5

参 考 文 献

- [1] 张爱国,李鸿昌. 自然环境温度和食物含水量对狭翅雏蝗 *Chorthippus dubius* (Zub.) 食物消耗量的影响. 见:中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第4集). 北京:科学出版社,1992, 77—88
- [2] 邱星辉,李鸿昌,范伟民. 狭翅雏蝗对三种植物的利用效率及温度对其排粪效应的研究. 见:中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京:科学出版社,1997, 196—201
- [3] 王智翔,陈永林. 内蒙古锡林河流域典型草原狭翅雏蝗种群动态与气象关系的研究. 生态学报, 1987,7(3):246—255
- [4] 王智翔,陈永林,马世骏. 温、湿度对狭翅雏蝗实验种群的影响. 生态学报,1988,8(2):125—132
- [5] 康乐. 蝗虫群落动态对草原放牧活动的反应. 见:中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京:科学出版社,1997,43—61
- [6] 邱星辉,李鸿昌,范伟民. 三种不同植物群落中狭翅雏蝗的种群数量特征分析. 见:中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京:科学出版社,1997,202—208
- [7] 邱星辉,李鸿昌,范伟民. 冷蒿草原4种蝗虫的空间格局及其种间关联的研究. 见:中科院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第5集). 北京:科学出版社,1997,209—214
- [8] 邱式邦,林汉达,蒋元辉,等. 蝗虫的分布消长和活动与植物关系的研究. 植物保护学报,1962,1(2): 17—22
- [9] 康乐,李鸿昌,陈永林. 内蒙古锡林河流域直翅目昆虫生态分布规律与植被类型关系的研究. 植物生态学与地植物学学报,1989,13(4):341—349
- [10] 黄心华,尤端淑,马世骏. 高温低湿土壤对东亚飞蝗卵孵化的影响. 植物保护学报,1965,4(2):119
- [11] 刘举鹏,席瑞华. 蝗虫产卵选择的初步研究. 昆虫知识,1984,21(5):204—207
- [12] 钦俊德,郭邦,翟启慧. 蝗卵的研究 II:蝗卵在孵化时的变化及其意义. 昆虫学报,1956,6(1):37—60
- [13] 钦俊德,郭邦,翟启慧. 蝗卵的研究 IV:浸水对于蝗卵胚胎发育和死亡的影响. 昆虫学报,1959,9(4): 287—305
- [14] 钦俊德. 蝗卵的研究 III:东亚飞蝗卵的失水和耐旱能力. 昆虫学报,1958,5(3):207—225
- [15] 尤端淑,马世骏. 东亚飞蝗产卵及蝗卵孵化与土壤含盐量的关系. 植物保护学报,1964,3(4):333—344
- [16] Colvin J. Biotic and abiotic factors affecting the population dynamics of the Senegalese grasshopper, *Oedaleus senegalensis*. In: Krall S, et al eds. New Strategies in Locust Control. Berlin: Birkhauser Verlag, 1997, 63—68
- [17] 黄敬峰. NOAA 气象卫星草地遥感研究动态. 国外畜牧学——草原与牧草,1993,1:15—20
- [18] 翁笃鸣,罗哲贤. 山区地形气候. 北京:气象出版社,1990
- [19] 伍光和田连恕,胡双熙,等. 自然地理学(第3版). 北京:高等教育出版社,2000
- [20] 马耀,李鸿昌,康乐. 内蒙古草地昆虫. 杨凌:天则出版社,1991
- [21] Lockwood J A, Kemp W P, Onsager J A. Long-term, large-scale effects of insect control in rangeland grasshopper populations. *J Econ Entomol*, 1988,81:1258—1261
- [22] Kemp W A, Dennis B. Density dependence in rangeland grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia*, 1993,96:1—8
- [23] Isely F B. Seasonal succession, soil relations, numbers, and regional distribution of north-eastern Texas acridi-

- ans. *Ecol Monog*, 1937, 8:553—604
- [24] Hewitt G B. Review of the factors affecting fecundity, oviposition, and egg survival of grasshoppers in North America. USDA ARS, 1985, 36
 - [25] Johnson D L, Andrews R C, Dolinski M G, *et al*. High numbers but low reproduction of grasshoppers in 1985. *Can Agric Insect Pest Rev*, 1986, 63:8—10
 - [26] 马世骏. 东亚飞蝗发生地的形成与改造. 中国农业科学, 1960, 4:18—22
 - [27] 尤其傲, 郭郭, 陈永林, 等. 东亚飞蝗的生活习性. 昆虫学报, 1958, 8(2):119—135
 - [28] 田国良, 郑柯, 李付琴, 等. 用 NOAA - AVHRR 数字图像和地面气象资料估算麦田的蒸散和土壤水分. 见: 田国良主编, 黄河流域典型地区遥感动态研究. 北京: 科学出版社, 1990, 161—176
 - [29] 隋洪智, 田国良, 李建军, 等. 热惯量方法监测土壤水分. 见: 田国良主编, 黄河流域典型地区遥感动态研究. 北京: 科学出版社, 1990
 - [30] 余涛, 田国良. 热惯量法在监测土壤表层水分变化中的研究. 遥感学报, 1997, 1(1):24—31
 - [31] Bei - Bienko G Ya. On some regularities in changes of the virgin steppe invertebrate fauna under cultivation. *Ent Obozr*, 1961, 40:763—765
 - [32] Anderson N L. Some relationships between grasshoppers and vegetation. *Ann Ent Soc Amer*, 1964, 57:736—742
 - [33] 吴亚, 金翠霞. 试论草原蝗虫的发生与防治. 中国农业科学, 1981, 4:81—85
 - [34] 巩爱歧, 王薇娟, 倪绍祥, 等. 青海湖环湖区蝗虫与地貌类型关系的研究. 南京师大学报(自然科学版), 1999, 22(4):111—115
 - [35] 李鸿昌, 阎承守. 内蒙古地区土蝗及其防治问题. 昆虫知识, 1977, 14(4):111—113

第5章 环青海湖地区草地蝗虫生境的遥感分类与评价

§ 5.1 遥感图像计算机分类的理论基础

5.1.1 遥感图像计算机分类概述

遥感图像的计算机分类是模式识别技术在遥感技术领域中的具体应用。它是指以栅格数字形式存储的遥感图像中所含有的地球表面及其环境要素信息,对专题属性进行识别与分类,从而达到识别图像信息所反映的实际地物及提取所需地物信息的目的^[1]。与遥感图像的目视判读技术相比,它们的目的是一致的,但手段不同。目视判读是直接利用人类的自然识别智能,而计算机分类是利用计算机技术来模拟人类的识别功能。

模式识别属于人工智能的一个分支,是人类沿着仿生学的道路,应用计算机系统作为工具,来模拟人类的感知和识别智能的高新技术,它包括对客观事物的感觉、判断、分析及能动地反馈等基本环节。解决模式识别问题的数学方法一般可分为两大类,即决策理论(或统计)模式识别和句法(或结构)方法^[2],通常称为统计模式识别和句法(结构)模式识别。统计模式识别,需要从被识别的模式(即对象)中提取一组反映模式属性的测量值,称之为特征,并把模式特征定义在一个特征空间中,进而利用统计决策的原理对特征空间进行划分,以区分具有不同特征的模式,从而达到分类的目的。遥感图像模式的特征主要表现为光谱特征和纹理特征两类。基于光谱特征的统计分类法是目前遥感应用处理实践中常用的方法,而基于纹理特征的统计分类法只是作为光谱特征统计分类法的一个辅助手段。

句法方法,则是基于对具体模式的结构特征的描述,通常是预先定义并描述一系列作为广义模式结构部件的子模式,或称“模式单元”^[2]。每一种模式都可以表达为由有关模式基元按一定规律形成的组合件,其组合运算的规律称为“模式描述语句”。最后通过对模式描述语句的文法分析和剖析来识别模式,具体如一阶谓词逻辑运算、产生式规则系统、框架结构知识库系统、专家系统等^[3]。这些方法在遥感研究领域具有很大发展潜力,但是目前还处于探索之中,尚未得到广泛和有效的应用。

5.1.2 遥感图像计算机分类原理

统计模式识别的出发点,是把识别对象的特征的每一个观察量视为从属于一定分布规律的随机变量。在多维特征的情况下,则把识别对象特征的多维观察值的总体视为一个随机矢量,每个随机矢量在一个多维特征空间中都有一个特征点与之相对应。所有特征点的全体在特征空间中形成一系列的分布群体,每个分布群体中的特征点被认为具有相似特征的,并可划为同一个类别。最后,设法找到各个分布群体的边界线(面),或确定任意特征点

落入每个分布群体中的条件概率,并以它们为判据来实现特征点(或其相应的识别对象)的分类,这就是统计模式识别的基本含义。

在遥感图像地物统计模式识别中,其模式识别的对象是遥感图像所反映的地物,所使用的特征主要是指地物光谱特征及其表征参数。遥感图像的光谱特征通常以地物在多光谱图像上的灰度来体现,即不同的地物在同一波段图像上表现的灰度一般互不相同;同时,同一地物在各个波段图像上灰度的呈现规律也不同。这就构成了在图像上区分不同地物的物理依据。

在理想情况下,属于同一地物类别的地物点在同一遥感波段图像上应具有相同的图像灰度值,而在不同波段遥感图像上应具有不同的图像灰度值。从数学原理上说,同一地物类别的地物点在不同波段图像上的灰度值便构成了一个多维的随机向量(X),一般称其为遥感光谱特征向量。即

$$X = [x_1, x_2, \dots, x_n]^T \quad (5-1)$$

式中: n ——图像波段数; x_i ——地物图像点在第 i 波段中的灰度值。

为了度量图像中地物的光谱特征,有必要建立一个以各波段图像的灰度分布为子空间的多维光谱特征空间。每个地物点依其在各波段所具有的灰度值,可以在该空间中找到一个相应的(光谱)特征点。因随机性所致,同一类地物的各取样点在光谱特征空间中的特征点将不可能只表现为同一点,而是形成一个相对聚集的点集群,而不同类地物的点集群在特征空间内一般是相互分离的。

要在不同特征点分布群之间划分出分类界线(面),其关键问题是要对各集群的分布规律进行统计描述。通常它用特征点(或其相应的随机矢量)分布的概率密度函数 $P(X)$ 来表征。假设特征点的统计分布呈正态分布,则其概率密度函数可表示为

$$P(X) = \frac{[\sum]^{-\frac{1}{2}}}{(2\pi)^{\frac{n}{2}}} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}(X-M)^T \cdot (\sum)^{-1} \cdot (X-M)\right] \quad (5-2)$$

式中: X 为随机向量,

$M = [m_1, m_2, \dots, m_n]$ 为随机向量的数学期望向量,

$$M_i = \frac{1}{N} \sum_1^N x_{ik}$$

式中的 x_{ik} 表示第 i 类第 k 个像元的灰度值。

$$\sum = \begin{bmatrix} \sigma_{11} & \sigma_{12} & \cdots & \sigma_{1n} \\ \sigma_{21} & \sigma_{22} & \cdots & \sigma_{2n} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ \sigma_{n1} & \sigma_{n2} & \cdots & \sigma_{nn} \end{bmatrix}$$

$$\sigma_{ij} = \frac{1}{N} \sum (x_{ik} - m_i)(x_{jk} - m_j)$$

通过上述计算,可获得特征点分布的概率密度函数的表达,这样就可计算任一随机变量属于某类集群的条件概率,进而依据某种概率比较的判决函数实施分类处理。

在遥感图像计算机分类过程中,非常关键的一个问题是不同地物类别间的可分离性。类别间的可分性不仅决定于各类集群的分布情况,而且还取决于所采用的分类准则,即分类

判决函数(或称分类器)。然而,分类器的效果好坏又与参与分类的随机变量(即特征)的选择(即特征选择)有关。特征选择的实质是,把原始观察量映射为更有效的特征,同时减少多余的数据量。在实践中,除可对原始遥感图像波段进行直接组合选取外,人们常用遥感图像在多光谱域中的主分量变换、哈达马变换、生物量指标变换、比值变换等来进行特征的提取或选择。

5.1.3 遥感图像计算机分类步骤

遥感图像计算机分类处理的基本步骤如图 5-1 所示。它包括三个阶段,即准备阶段、分类实施阶段和精度分析与结果输出阶段。在准备阶段,主要任务是获得研究区的多波段数字遥感图像,即遥感信息源。然后,利用专用遥感图像处理软件,对数字遥感图像进行显

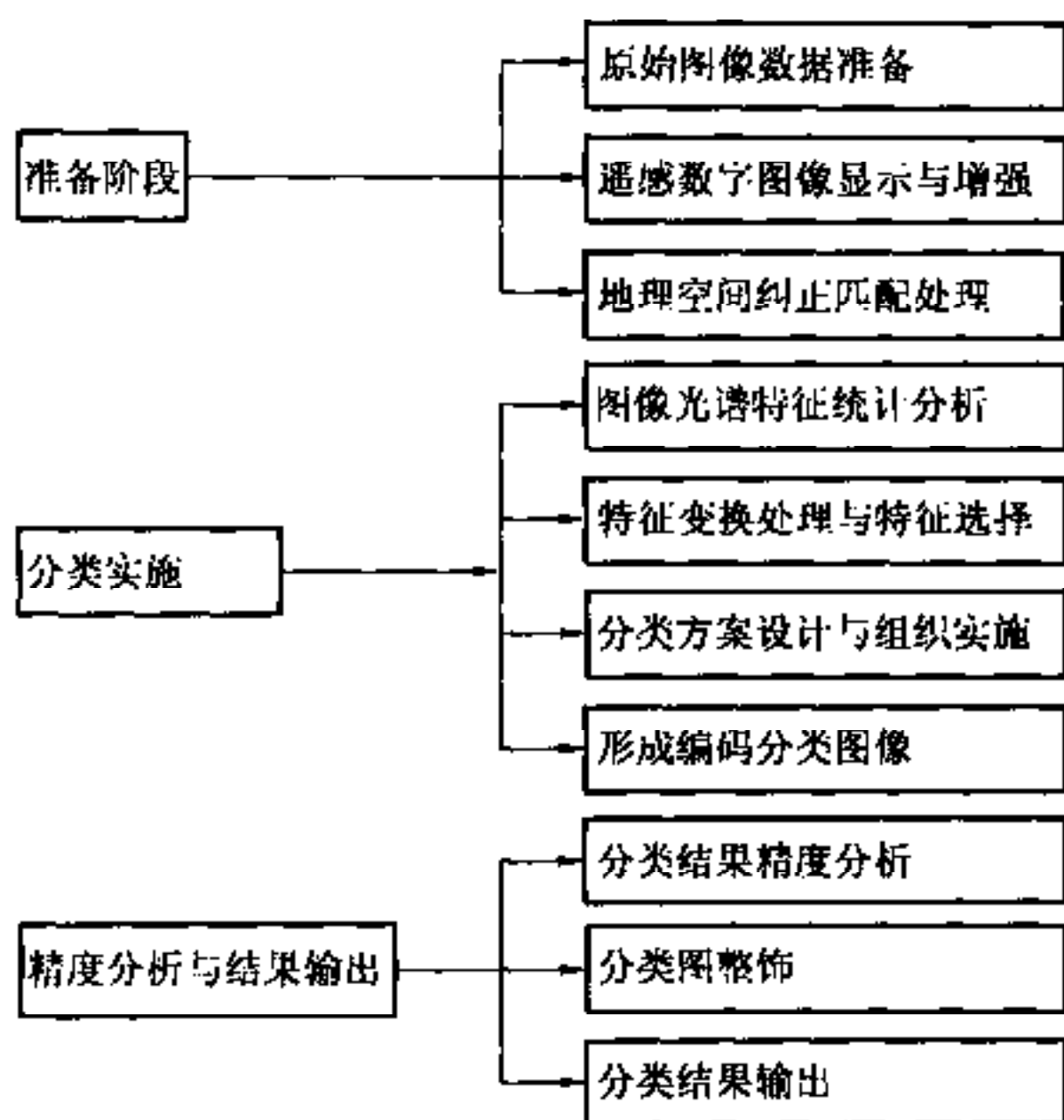


图 5-1 遥感图像计算机分类处理流程图

示与增强处理,并结合地形图或 GPS 技术获取一定数量的地面控制点,对原始图像进行空间纠正及地理坐标匹配处理,以使图像具有空间定位意义,便于图像切割与拼接,分类结果中有关类别面积等空间数量的统计计算,以及分类结果与其他地理信息的集成。

分类实施是整个分类过程的主体。在分类实施阶段,首先要获得研究区遥感图像各波段的光谱统计信息,如各波段的灰度均值、标准差、直方图等,以便为有效的进行特征选择和组织分类做好准备。由于就某些特定类别来说,可能会存在原始多波段不能较好表达其类别特征,造成分类效果不理想,为此可依据原始多波段值,经过一定的变换处理,重新组成一组能够更有效地描述地物类别

特征的模式量度,这一过程就是前面已提到的特征变换,这也是模式识别中的一个关键问题。

地物的计算机分类必须借助于分类判别函数。但无论采用何种分类判别函数,在具体实施分类的过程中,必须结合所做的特征选择,进行各种分类方案的组织。最后,按设计的分类方案实施,获得分类编码图像。

在遥感图像地物计算机分类过程中,对分类结果的精度评价及分类结果的有效表达也是一个不可忽视的重要环节。分类结果的精度评价,一方面是为了对研究区地物计算机分类方案及分类结果进行检验,另一方面也在于为该分类数据将来作为其他应用数据源使用的可靠性的度量指标。至于分类结果的专题制图,显然是地物遥感监测结果有效表达的一种基本形式。

§ 5.2 草地蝗虫生境遥感分类的前期工作

5.2.1 信息源

环青海湖地区草地蝗虫生境遥感分类所采用的主要信息源,是美国陆地卫星(Landsat)5号的两个半景的TM图像,这两景图像的行列号分别为133/34、133/35,接收时间为1997年6月29日,由北京卫星地面站提供。该两半景图像的列×行分别为6920×2864和6920×2865,旋转角度分别为9°32'24"和9°37'48",其中心分别位于第1行的3377列和第2865行的3371列,中心坐标分别为偏东629642.390m、偏北4150971.705m以及偏东593760.242m、偏北3991423.960m。由于这两个半景的TM数据的旋转角度不一致,因此通过旋转方法处理使它们的旋转角度都为0°。然后,通过卫星地面站所提供的TM数据头文件参数读取遥感数据,并将同一波段数据镶嵌为同一数据文件。

Landsat 4/5上的TM传感器是一个高级多波段扫描型的地球资源敏感传感器,与原先的MSS(multi-spectral scanner)传感器相比,它具有更高的空间分辨率,更好的频谱选择性,更好的几何保真度,更高的辐射准确度与分辨率。TM的探测器共有100个,分7个波段。TM1—5及TM7每个探测器的瞬时视场对应地面30m×30m, TM6为120m×120m。TM七个波段的波长范围、辐射灵敏度及一般图像特征和用途如表5-1所示^[2]。

表5-1 TM各波段图像的主要特征与用途

波段	波长范围(μm)	辐射灵敏度 (NEΔp%)	主要特性与用途
TM1	0.5~0.52(蓝)	0.8	此波段的短波端相应于清洁水的峰值,长波端在叶绿素吸收区。对水体有透射能力,可用于区分土壤和植被
TM2	0.52~0.60(绿)	0.5	此波段在两个叶绿素吸收带之间,因此相应于健康植物的绿色。波段1与2合成,相似于水溶性航空彩色SO-224,它显示水体的蓝绿比值,可用于估计可溶性有机物和浮游生物
TM3	0.63~0.69(红)	0.5	此波段在叶绿素吸收区内。在可见光中此波段是识别土壤边界和地质界线的最有利的光谱区。在这个区段,地表特征经常展现出高的反差,大气烟雾的影响比其他可见光波段低
TM4	0.63~0.69(近红外)	0.5	此波段相应于植物的反射峰值,它对于植物的鉴别和评价十分有用
TM5	1.55~1.75(短波红外)	1.0	在此波段,叶面反射强烈地依赖于叶子的含水量,对作物干旱、植物生物量及测定作物长势很有用。还可用于区分植被类型,湿土与干土,绘制水体边界
TM6	10.4~12.6(热红外)	(NEΔTK)0.5	此波段对来自于地表发射的热辐射敏感,可用于探测地表不同物质的热辐射,进行地热制图和热惯量制图
TM7	2.08~2.35(短波红外)	(NEΔTK)2.0	此波段主要用于地质制图,特别是热液变质岩的制图,探测森林火灾、火山活动等

在环湖地区的草地蝗虫生境分类中,除了TM图像数据外,我们还利用了一些辅助信息,其中包括研究区1:100000与1:200000地形图,1:250000草场类型图与土壤图,环湖地

区有关县的农业区划资料,以及 1996、1997 和 1999 三年我们在环湖地区野外调查所收集的样地资料。

在研究中使用了 ENVI (Environment for Visualizing Images)(3.4 版)遥感数字图像处理系统,这是由美国 Research System 公司于 2000 年推出的一套基于可视环境的图像处理系统。该图像处理系统具有常规处理、几何纠正、定标、多光谱分析、高光谱分析、雷达分析、地形地貌分析、矢量应用、神经网络分析、区域分析、GPS 连接、正射影像图生成、三维地形分析,以及丰富的可供二次开发调用的库函数、制图、数据输入/输出等多种功能。

5.2.2 遥感图像的预处理

1. 几何纠正

在传感器运行过程中,除传感器的姿态有可能变化外,还存在诸如地球自转等外部因素的影响,导致在传感器接收地物反射光谱及成像过程中会发生几何变化,从而使所获取的遥感图像出现几何畸变。这种几何畸变通常分为两类:①非系统畸变。这类图像变形是由安装在遥感平台上的传感器的高度、姿态和速度的偶然变化及某些外部因素引起的,没有一定的规律,因而也难以对其预测;②系统畸变。这类图像变形是由传感器的结构性能引起的,对每幅图像的影响恒定不变。所谓几何纠正,就是要改正这些畸变。尽管卫星遥感数据在地面站一般都经过几何粗纠正处理,但其纠正精度较低,很难与地形图及其他图件的坐标相准确匹配,因此需要对遥感数据进行几何精纠正。

数字化遥感图像的纠正,是通过计算机对离散结构的数字图像中的每个像元进行逐个解析纠正处理,产生一幅符合某种地图投影或图形表达要求的新图像。其基本步骤为:输入原始数字图像,建立纠正变换函数,确定输出图像范围,进行逐个像元的几何位置的变换,像元灰度值重采样,以及输出纠正后的图像。其中,建立纠正变换函数进行像元坐标变换以及进行像元灰度值重采样是两个最基本和关键的步骤。

人们通常用不同变换函数的名称来称呼不同的纠正方法,如多项式变换法、共线性方程变换法及随机场中的最小二乘法等。其中,多项式变换法原理比较直观,计算较为简单,并可用于各种类型的图像,因而遥感图像几何纠正常采用多项式变换法。该方法的原理是,利用一定数量的地面控制点(GCP)模拟一组坐标变换多项式方程组,并计算出相应的系数,从而实现对遥感图像几何畸变的纠正。这里所说的地面控制点,是指在原始图像空间与标准(校正)空间(如地形图)上找出的同名地物点;利用同名地物点建立几何纠正函数,便可完成遥感数据的几何纠正。

图像坐标变换的模型很多,如二维多项式模型:

$$\begin{aligned} x &= F_x(u, v) = \sum_{i=0}^n \sum_{j=0}^{n-i} a_{ij} u^i v^j \\ y &= F_y(u, v) = \sum_{i=0}^n \sum_{j=0}^{n-i} b_{ij} u^i v^j \end{aligned} \quad (5-3)$$

式中: a_{ij} 、 b_{ij} 为待定系数; n 为多项式的阶数, (x, y) 为原始图像每个像元点的坐标系; (u, v) 为经过转换之后图像的每一个像元点的坐标系。

具体实施分两步进行:首先,利用地面控制点数据建立一个模拟原始图像几何畸变的数学模型,并采用最小二乘法解算相应的待定系数,以此来建立原始畸变图像与标准空间的多

项式对应关系;其次,利用这种多项式关系,把畸变空间中的全部像元坐标转换成标准空间坐标,从而实现遥感图像数据的几何纠正。在此基础上,再采用适当方法进行图像灰度的重采样,便可完成图像的几何纠正。

在环青海湖地区的研究中,由于采用的是两个半景的 TM 图像(133/34 的下半景和 133/35 的上半景)。因此,我们首先根据地面站提供的遥感数据的中心坐标、旋转角度、四个角点的坐标和球参数等有关参数,对这两个半景 TM 图像进行初步纠正;其次,应用 ENVI(3.2) 遥感数字图像处理软件,进行两个半景图像数据的无缝拼接;再次,利用 1:10 万地形图和 TM 数据,分别找出 TM 图像与地形图上相匹配的地面控制点,并采用二维多项式模型作为几何纠正函数进行图像坐标变换,以及采用最近邻像元抽样法进行 TM 图像灰度的重采样,这样就完成了研究区 TM 图像的几何纠正。

在选取地面控制点时,尽量选取那些具有明显转折点或交叉点的地物。具体做法是,利用研究区的 TM 图像和地形图数据,选取明显可辨别的地物点,如道路交叉点及道路与河流的转折点;先在地形图上读取这些点的地理坐标,后在 TM 数字图像上读取这些点的坐标即行、列数。地理坐标采用以米为单位的偏东、偏北公里网坐标。在研究区共选择了 20 个地面控制点,经检验和筛选,将其中 11 个误差较小的控制点用于图像几何纠正(见表 5-2),这些控制点都曾在实地用 GPS 进行过位置校验。

表 5-2 环湖地区 TM 图像几何纠正的地面控制点

控制点编号	TM 图像坐标		地形图坐标		误差(像元)	
	行	列	x 坐标	y 坐标	行	列
1	3138	1145	607727.253	4120396.938	0.35	0.52
2	3785	1147	626268.110	4121666.641	0.38	0.45
3	4689	3344	642585.000	4047592.095	0.27	0.26
4	5031	3351	652560.688	4045726.612	0.56	0.34
5	4241	3037	630712.549	4058929.388	0.34	0.17
6	4006	3030	623467.486	4060216.735	0.67	0.24
7	3547	3283	609116.596	4055102.700	0.18	0.22
8	4139	3256	626816.753	4052866.727	0.26	0.34
9	3116	2434	569238.781	4119011.909	0.11	0.19
10	2015	1215	568278.574	4076002.502	0.29	0.42
11	3289	2597	574434.156	4123925.531	0.31	0.33

应补充说明的是,经卫星地面站初纠正的 TM 图像,其地图投影为 WGS 投影,而我国编制的地形图通常为高斯-克吕格投影,与其相类似的投影为通用横轴墨卡托(UTM)投影。因此,在 TM 图像几何精纠正过程中,首先须将数字地形数据转换成 UTM 投影,再从地形图数据中找出与 TM 图像相应的地面控制点,利用这些控制点将 TM 图像数据精纠正为 UTM 投影,从而使两者的投影达到统一。这样,一方面可使 TM 图像数据与地形图数据在地图投影上一致,另一方面也有利于利用 GIS 分析手段对 TM 图像进行有关地学分析。

对经过几何精纠正的 TM 图像,截取 4841×3840 (行 $\times$ 列) 个像元范围作为草地蝗虫生境遥感分类的研究范围。

2. 大气校正

在理想情况下,卫星图像上的像元灰度值只依赖于进入传感器的光谱辐射强度,而光谱辐射强度又只与地面的太阳辐射强度和地物的辐射特性有关,这样,图像上灰度值的空间差异直接反映着地物光谱特性的差异。实际上,由于大气层的存在,大气层中所含大气分子、尘埃及水汽等的作用,使得传感器所接受到的光谱辐射会发生畸变,它引起遥感图像的模糊和对比度的降低,以及传感器所获得的图像数据不能真实地反映地物的反射或发射光谱特征。如图 5-2 所示,太阳辐射在经过大气层的传输过程中并非是简单的人射与反射的关系;反之,在太阳辐射的传输过程中,由于大气的非均匀性,太阳辐射会受到大气的吸收、折射和衍射,使得到达地表的太阳辐射强度减弱。不同地物

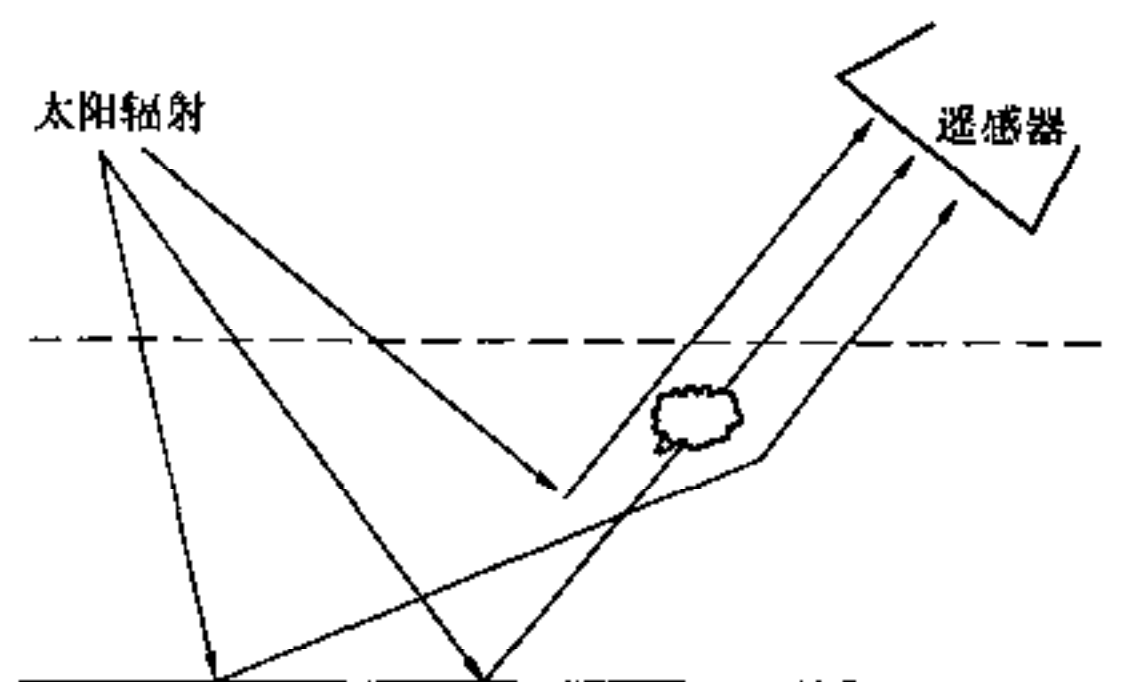


图 5-2 太阳辐射的传输过程

对太阳辐射的这类影响的强度也存在着差异,尤其是反射光谱经地物反射再经大气传输到传感器并被记录的过程中又要受到大气的吸收与折射,因此传感器所记录的光谱强度的差异不能真正反映地物反射光谱的差异。所以,对遥感图像还必须做大气校正,目的在于消除大气对地物辐射特性的干扰。

所谓大气校正,就是指采用一定的算法,消除由于大气效应所引起的遥感图像灰度值偏差。大气校正的具体方法为,在遥感图像上选取若干小区域(由于范围小,小区域内的大气状况可视为均匀)。每个小区域要能满足这样的条件,即区域内地形状况基本相似并存在两种以上不同类型的地物,而且这些不同类型地物的反射率为已知。假定存在两种地物,其反射率分别为 r_1 、 r_2 ,则可利用下列公式计算出每个小区域的大气程辐射值 D_A :

$$D_A = DN_1 - \frac{r_1 \cdot (DN_1 - DN_2)}{r_1 - r_2} \quad (5-4)$$

式中, D_A 为计算出的每个小区域的大气程辐射值; DN 为对应反射率 r_1 、 r_2 的像元灰度值。根据得到的呈离散分布的大气程辐射值 D_A ,利用插值计算就可得出图像内各像元的程辐射值。

除此之外,在非均匀大气条件下,大气的光谱透射率也是不均匀的,同样会引起辐射的畸变,因此还要根据各像元的大气光谱透过率来校正像元灰度值。要求遥感图像上各像元的大气光谱透过率,也是首先求得若干离散分布于图像上的像元的大气光谱透过率,再利用这些已知点值,通过插值计算,逐点计算出图像上各像元的大气光谱透过率。

像元 (i, j) 的大气光谱透过率 τ_{ij} 为:

$$\tau_{ij} = \frac{(DN_{ij} - D_{Aij}) \cdot \pi}{K \cdot r_{ij} \cdot H_{ij}} \quad (5-5)$$

式中,地面辐照度 H_{ij} 和像元地面的反射率 r_{ij} 由野外同步测定,像元大气辐射值 D_{Aij} 可通过前面提到的方法算出, K 为传感器系统的比例系数(增益)。

大气透射率的校正以图像中最大光谱透射率为基础。设 τ' 为图像内最干洁大气的光谱透过率,各像元的大气光谱透过率修正系数为 $C_{ij} = \frac{\tau'}{\tau_{ij}}$,像元值的校正公式为:

$$DN' = C_{ij} \cdot (DN_{ij} - D_{Aij}) \quad (5-6)$$

实验证明,在传感器视线天顶角不大于 $\pm 45^\circ$ 条件下,植被具有良好的漫反射特性。但由于环湖地区的地面覆盖物以草地占优势,而相对说来草地的均匀性较好,故相邻像元间的反射率差异不大,所以交叉反射项 Q_i 可忽略不计。

采用以上方法,完成了研究区 TM 图像的大气校正。

5.2.3 多波段彩色合成处理与主成分分析

1. 多波段彩色合成处理

彩色合成是遥感图像处理中应用最广泛的彩色增强处理方法。它将遥感图像不同波段的数据经红、绿、蓝三基色变换,在屏幕上进行叠加即合成,从而构成彩色合成图像。按合成方式,彩色合成可分为真彩色合成、似(模拟)真彩色合成、假彩色合成等不同类型;而不同的波段——色通道(相当于滤光片)组合方案具有不同的色彩及地物增强效果。图像的彩色合成增强处理中最重要的是三个波段即处理分量的恰当选择,这是取得理想增强效果的关键。数字图像的彩色合成的三个分量可以是原始图像中任意三个波段,也可以是比值图像、差值图像、主成分图像等不同数字处理结果的图像。通过不同方案的彩色合成,可取得最佳的组合效果,达到充分表现地物信息特征的目的。

恰当地选择参与彩色合成的三个波段或分量是彩色合成的重要前途,常用方法是最佳指数因子(optimum index factor, OIF)法。其基本原理,是根据图像的统计特征来选定波段,从理论上说,OIF 值越大则合成方案和合成效果越好。OIF 的计算公式为

$$OIF = \frac{\sum_{i=1}^3 S_i}{\sum_{j=1}^3 R_j} \quad (5-7)$$

式中, S_i 为第 i 波段的光谱值标准差,其值越大说明数据的离散度越大,所包含的信息越多,地物的可分性越高; R_j 为三波段中任意两波段之间的相关系数,其值越小表明图像数据独立性越好,信息的冗余度越小。在环湖地区的研究中,我们根据 OIF 的计算公式,并结合研究区 TM 图像光谱统计多波段相关系数(表 5-3),计算出了 TM 图像 7 个波段数据的 11 种

表 5-3 环湖地区 TM 各波段数据的相关系数矩阵

波 段	1	2	3	4	5	6	7
1	1.00000	0.964815	0.952568	0.571791	0.690371	0.342846	0.789165
2	0.964815	1.00000	0.984095	0.729003	0.833427	0.504442	0.898881
3	0.952568	0.984095	1.00000	0.690283	0.821609	0.511298	0.905621
4	0.571791	0.729003	0.690283	1.00000	0.916525	0.656420	0.832536
5	0.690371	0.833427	0.821609	0.916525	1.00000	0.762023	0.967994
6	0.342846	0.504442	0.511298	0.656420	0.762023	1.00000	0.743289
7	0.789165	0.898881	0.905621	0.832536	0.967994	0.743289	1.00000
标准差	59.797	58.924	66.692	78.345	75.619	63.540	71.883

组合方式的 OIF 值(表 5-4)。由表 5-4 可看出,用 TM1、3、4 三个波段组合图像提取环湖地区草地蝗虫生境的信息量最大;其次是 TM3、4、5 三个波段的组合。据此,确定采用 TM1、3、4

三个波段的组合进行假彩色合成(见图版 1),并将其作为草地蝗虫生境非监督分类的基础。

表 5-4 环湖地区 TM 图像波段组合方案

波段组合方案	$\sum S_i$	$\sum R_j$	OIF
1,2,3	186.2713	2.901478	64.19876
2,3,4	137.8633	2.403381	57.36223
3,4,5	221.4826	2.428417	91.20452
4,5,7	150.7873	2.717055	55.49659
1,3,4	205.8136	2.214660	92.93237
1,3,5	202.9067	2.464548	82.33019
1,3,7	199.1953	2.647354	75.24317
2,4,5	213.6591	2.478955	86.18918
2,4,7	209.9478	2.460420	85.33007
3,4,7	217.7713	2.428440	89.67539
3,5,7	214.8644	2.695224	79.72042

2. 主成分分析

主成分分析(principal component analysis, PCA)又称 K-L 变换,从数学含义来说,它是一种基于图像统计特征的多维正交线性变换。经这种变换后生成的一组新的组分矩阵,即 q 个组分的像元值向量,一般 $q \leq p$; T 为变换矩阵,通常为变换波段之间的协方差矩阵所产生的特征向量矩阵。在 $p=3, q=4$ 的情况下:

$$\begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ y_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} t_{11} & t_{12} & t_{13} & t_{14} \\ t_{21} & t_{22} & t_{23} & t_{24} \\ t_{31} & t_{32} & t_{33} & t_{34} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ x_3 \\ x_4 \end{bmatrix} \quad (5-8)$$

或者

$$y_1 = t_{11}x_1 + t_{12}x_2 + t_{13}x_3 + t_{14}x_4 \text{——第一主成分}$$

$$y_2 = t_{21}x_1 + t_{22}x_2 + t_{23}x_3 + t_{24}x_4 \text{——第二主成分}$$

$$y_3 = t_{31}x_1 + t_{32}x_2 + t_{33}x_3 + t_{34}x_4 \text{——第三主成分}$$

y_1, y_2, y_3 按协方差矩阵的特征值大小依次排序。

从几何意义上说,遥感图像处理中的主成分分析,是指通过将图像空间坐标实行线性旋转变换,使波段空间中的图像信息映射到所选取的主成分空间的一种识别特征信息的处理方法。一般而言,第一主成分取得最大信息量(可达 90% 以上),其余依次减小。在通常情况下,第一、二、三主成分基本上已集中了绝大部分信息,后面组分所包含的信息量已非常小。也就是说,主成分分析可使在信息损失最小的前提下减少变量数目,降低数据维数,从而起到数据压缩的作用。或者说,主成分分析使有用的信息集中在少数几个新变量中,而使噪声信息分散到几个方差较小的分量中,从而达到增强图像的目的。

依据上述原理,并借助于图像数字处理软件,我们对环湖地区 TM 图像的 7 个波段数据进行了主成分分析,并由计算机对各主成分的光谱统计频率进行了统计和获得了频率曲线图(图 5-3),还得到了各组分的特征值和贡献率(表 5-5)。由表 5-5 可看出,第一组分的

贡献率高达 81.62%,第二组分的贡献率为 11.89%,第三组分的贡献率为 4.82%,三者累计贡献率达 98.33%。因此可以断定,这三个组分已包含了图像的绝大部分信息。同时也表明,主成分变换处理具有较好的对原始波段数据压缩与综合的作用,并可达到减少原始波段数据冗余、剔除或消除噪声特征的效果。利用这三个组分的假彩色合成图像(见图版 2),有利于对研究区草地蝗虫生境信息的提取。

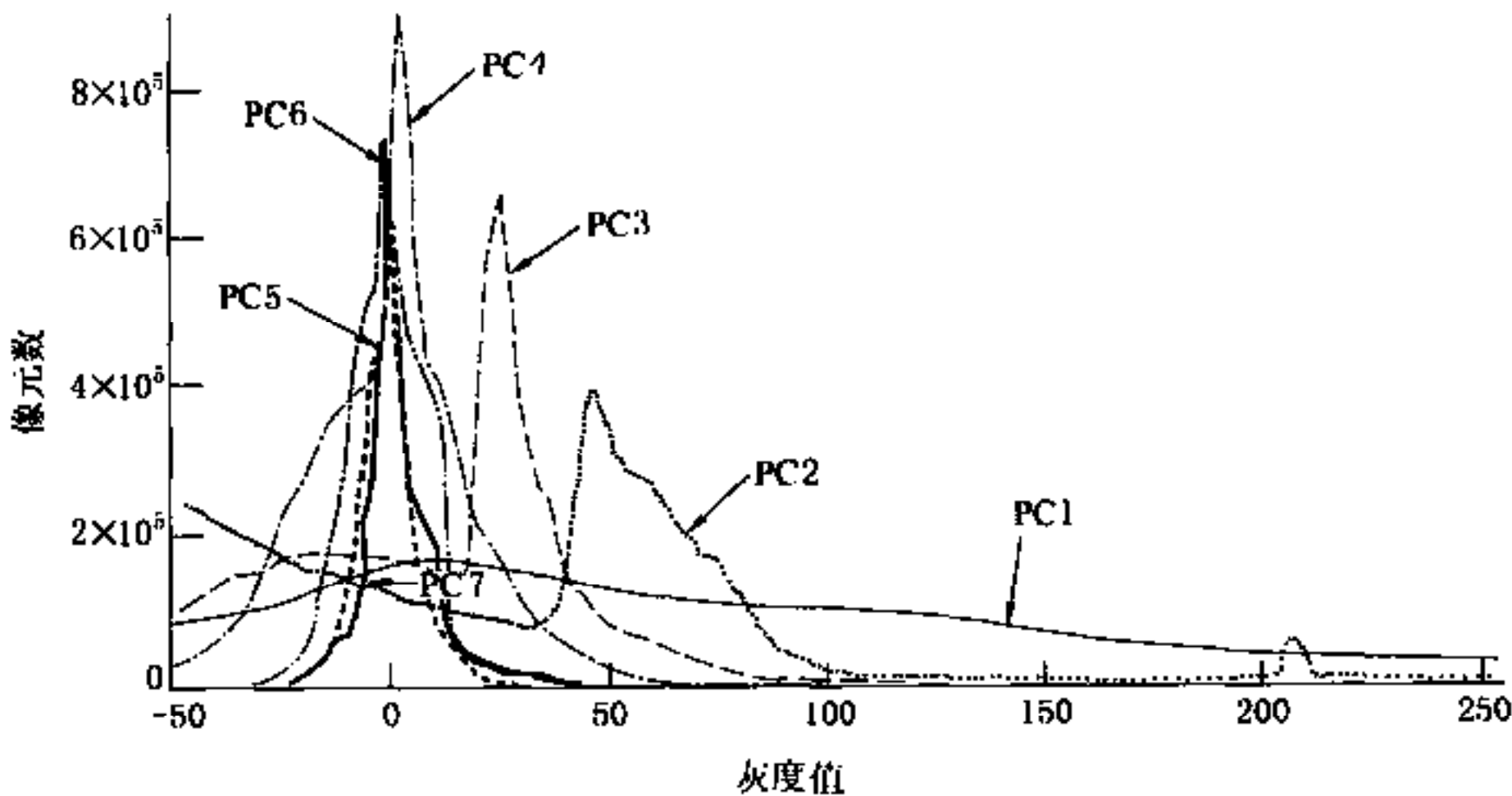


图 5-3 环湖地区 TM 图像主成分光谱统计频率曲线

表 5-5 环湖地区 TM 图像主成分贡献率

主成分	贡献率(%)	累计贡献率(%)
PC1	81.62	81.62
PC2	11.89	93.51
PC3	4.82	98.33
PC4	1.17	99.50
PC5	0.30	99.80
PC6	0.13	99.93
PC7	0.07	100.00

表 5-6 环湖地区 TM 图像 7 个原始波段的光谱协方差矩阵

	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7
TM1	3575.67	3402.57	3802.34	2686.70	3127.04	1315.98	3398.51
TM2	3402.57	3472.07	3868.49	3374.39	3718.89	1901.78	3813.06
TM3	3802.34	3868.49	4447.87	3617.69	4147.65	2179.17	4345.89
TM4	2686.70	3374.39	3617.69	6137.90	5444.38	3287.44	4707.24
TM5	3127.04	3718.89	4147.65	5444.38	5718.26	3673.24	5264.12
TM6	1315.98	1901.78	2179.17	3287.44	3673.24	4037.37	3407.11
TM7	3398.51	3813.06	4345.89	4707.24	5264.12	3407.11	5167.15

通过利用下列公式计算获得的研究区遥感数据各波段的协方差(covariance),可得到 TM

图像 7 个波段的协方差矩阵(covariance matrix)(表 5-6)。协方差的计算公式为:

$$S_{ij} = Cov(i, j) = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N (X_{ik} - \bar{X}_i) \times (Y_{jk} - \bar{Y}_j) \quad (5-9)$$

式中, $i, j = 1, 2, \dots, 7$ 为波段序数; S_{ij} 为第 i 波段与第 j 波段的协方差; $\bar{X}_i$ 为第 i 波段光谱灰度值均值; X_{ik} 为第 i 波段 k 像元光谱灰度值; Y_{jk} 为第 j 波段第 k 像元光谱灰度值; $\bar{Y}_j$ 为第 j 波段光谱灰度值均值; $k = 1, 2, \dots, N$ 为研究区窗口遥感数据的像元数。

基于 PCA 变换原理, 对研究区 7 个波段 TM 遥感数据的协方差矩阵作进一步处理, 得到协方差特征向量矩阵(covariance eigenvector matrix)及特征值(表 5-7)。

表 5-7 环湖地区 TM 图像 7 个原始波段的协方差特征向量矩阵

	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7
PC1	0.309514	0.638152	0.487578	0.502755	0.069260	0.019376	0.035981
PC2	0.323414	0.296680	0.290723	-0.847515	-0.060162	-0.029482	-0.009674
PC3	-0.570330	-0.259862	0.741090	-0.071137	0.150025	0.142100	0.101097
PC4	0.594966	-0.634976	0.346253	0.146900	-0.202582	-0.229550	-0.087272
PC5	0.346822	-0.183891	-0.081299	-0.026504	0.571552	0.649502	0.300104
PC6	-0.006301	0.010937	0.033607	0.038568	-0.670725	0.705458	-0.222893
PC7	-0.004266	0.009147	-0.030036	0.011203	-0.389221	-0.079664	0.917077
特征向量	113.7283	16.65811	0.752133	0.233868	0.072102	0.026026	0.002041

§ 5.3 TM 图像的草地蝗虫生境计算机分类

数字图像的恢复、增强, 乃至复合处理, 归根到底只是为了改善图像的质量, 提高图像的可解译性。但处理系统(计算机)并未对图像上地物的类别作出“判决”(解译)。因此, 还需按一定的判别模式来自动完成这一“判决”, 这就是地物的遥感图像分类。

目前常用的遥感图像分类方法主要有非监督分类法与监督分类法两大类。在环湖地区的研究中, 我们分别尝试应用这些方法对草地蝗虫生境进行分类。

5.3.1 非监督分类

1. 非监督分类的原理与步骤

非监督分类, 是指在没有已知类别的训练数据及分类数的情况下, 依据图像数据本身的结构(统计特征)和自然点群分布, 按照待分样本在多维波谱空间中灰度值向量的相似程度, 由计算机程序自动总结出分类参数, 进而逐一对像元作出归类, 因此非监督分类实质上属于聚类分析。非监督分类由于事先不需要训练样本, 故处理速度较快和较为客观, 其分类结果可作为监督分类选取训练区的参考依据, 因此通常在监督分类之前进行。

非监督分类有系统聚类和动态聚类等不同方法, 其中较实用的是动态聚类法。动态聚类法的步骤为: 首先, 根据经验和分类数选定若干个均值向量, 作为“种子”, 建立一批初始中心, 进行初步概略的分类; 然后, 根据规定的参数(阈值)检验分类结果逐步修改和调整分类中心, 再重新分类, 并根据各类离散性统计量(如均方差等)及不同类别之间可分离性统计量

(如类间标准化距离等),进行类的合并或分裂;再后,重新修改分类中心,直至分类结果合理为止。其整个过程见图 5-4 所示。

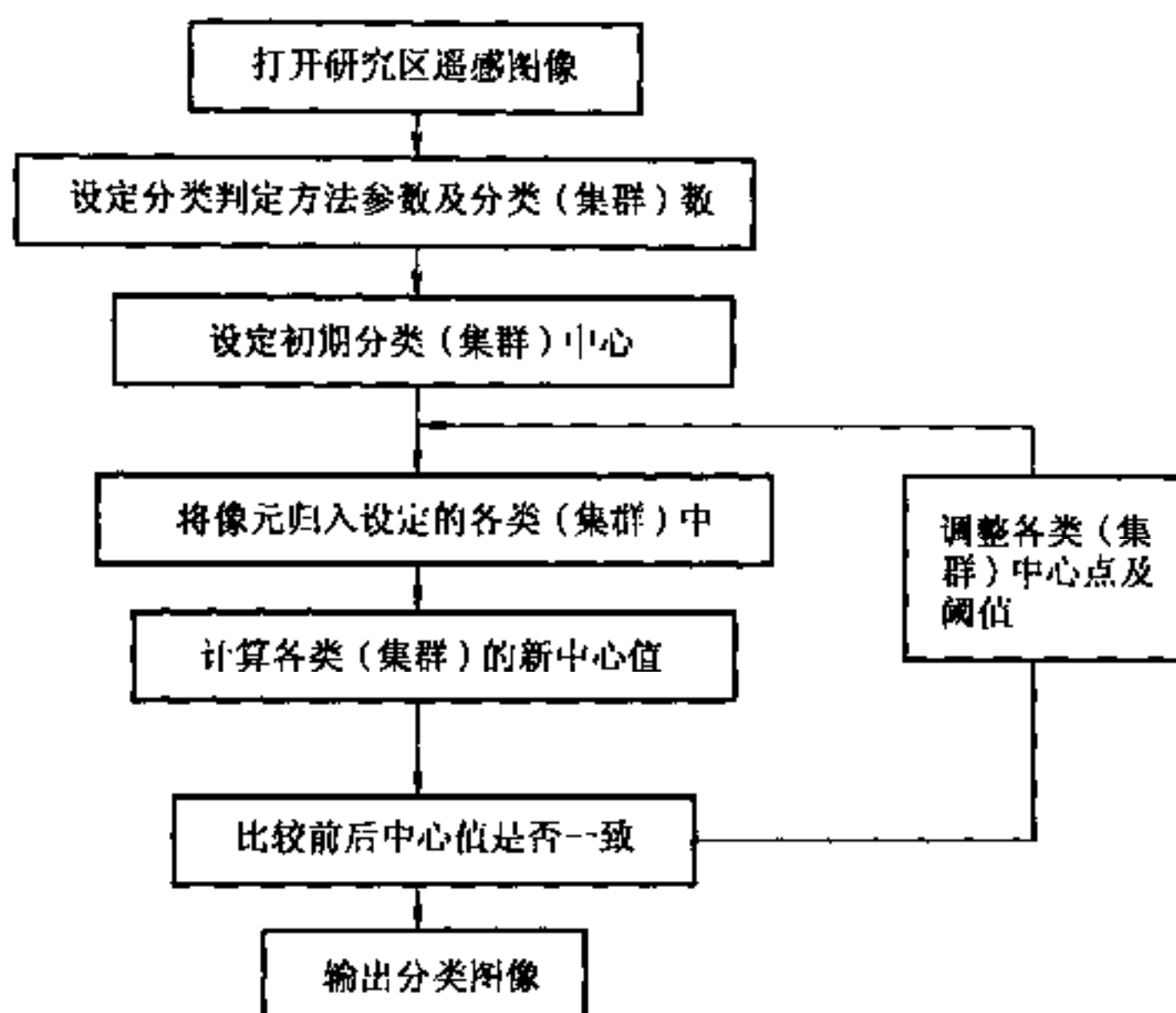


图 5-4 遥感图像非监督分类流程图

这里不打算对非监督分类的过程作详细说明。但有两点要指出:第一,在非监督分类中,需要计算像元到分类(集群)中心的距离,此距离通常采用欧几里德距离, $d_{ij} =$

$\sqrt{\sum_{k=1}^n (X_{ik} - X_{jk})^2}$, 即几何直角空间里两点间的直线距离;第二,在实际聚类过程中,有时经过多次迭代仍不能停止,有时则由于数据本身的聚类特性不太好,会产生类别重叠或一些零散点远离各个聚类中心或过少的点自成中心等现象,这些都会影响聚类的结果。因此,若能规定一些附加的约束,便可显著提高非监督分类的精度。

总之,非监督分类法虽然操作简单,不需要待分类别的先验知识,但其判别精度较差,在待分类别数目较多的情况下更是如此。

2. 环湖地区草地蝗虫生境的非监督分类

(1) 方法与步骤

利用 ENVI(3.2)图像处理软件所提供的非监督分类 K-Mean 法,进行研究区的草地蝗虫生境非监督分类。在启动 ENVI 的 K-Mean 非监督分类指令后,屏幕上出现一个参数对话框,要求输入若干参数,包括类别数、像元变化阈值、最大迭代次数、最大标准差及允许最大误差距离。为此,必须先对研究区 TM 图像的有关特征进行分析。如前所述,研究区 TM 图像经精纠正和剪裁后,数据规模为 4841(行)×3840(列)个像元。对此图像由计算机进行自动统计分析,获得该图像各波段的像元光谱值范围、均值和标准差(表 5-8,图 5-5),以及像元光谱值频率曲线图(图 5-6,横坐标为光谱值,纵坐标为像元数)。在输入相关参数后,由图像处理系统自动完成蝗虫生境的非监督分类,结果见表 5-9。应指出的是,在图 5-6 与表 5-9 中,真正属于草地蝗虫生境类型的只有 7 类,即芨芨草原、克氏针茅草原、

紫花针茅草原、高寒草甸、高寒灌丛草甸、荒漠草原及休耕地；而另外 4 类，即湖泊与其他水域、裸岩与裸地、沙地与沙丘以及耕地，为非蝗虫生境类型，但从分类的完整性考虑，仍将它们列在分类系统内(下面的监督分类也作如此处理)。

表 5-8 环湖地区 TM 各波段图像的像元光谱值统计表

波段	像元最小值	像元最大值	均值	标准差
TM1	0	255	73.043856	60.126820
TM2	0	255	81.380981	59.160492
TM3	0	255	63.767451	66.983955
TM4	0	255	111.009009	78.702765
TM5	0	255	114.418601	75.795888
TM6	0	255	149.211677	63.498715
TM7	0	255	100.358506	72.084574

表 5-9 环湖地区蝗虫生境非监督分类结果

类 型	面积(hm ²)	面积百分比(%)
克氏针茅草原	133776.6	7.996
芨芨草草原	107671.7	6.436
紫花针茅草原	282641.0	4.285
高寒草甸	172453.6	10.308
高寒灌丛草甸	136175.6	8.139
休耕地	71685.2	4.285
荒漠草原	73889.5	4.416
湖泊与其他水域	464253.9	27.749
裸岩与裸地	74882.6	4.476
沙地与沙丘	98752.5	5.903
耕地	56867.5	3.399

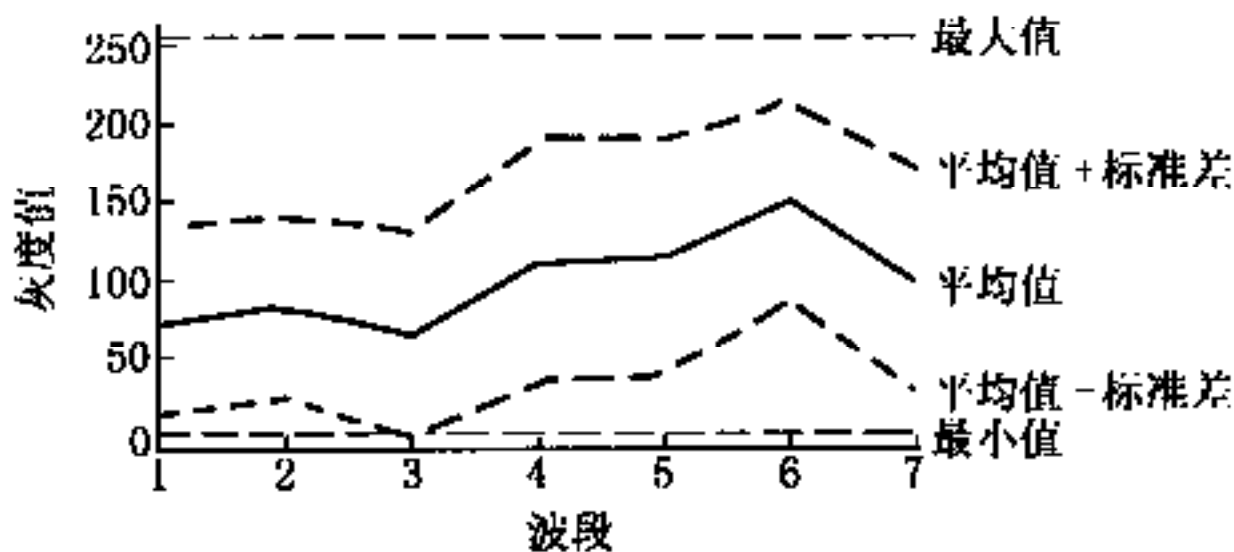


图 5-5 环湖地区 TM 图像各波段像元光谱值统计图

研究区 TM 图像非监督分类结果，不仅有助于我们了解研究区草地蝗虫生境类型的大体分布规律，而且可利用 TM 图像非监督分类结果所获得的各草地蝗虫生境类型及其他非生境类型的光谱统计图(图 5-7)，为研究区草地蝗虫生境类型监督分类中训练区的选定提供重要参考依据。由图 5-7 可见，凡具有植被覆盖的蝗虫生境类型

在 TM4 图像上的光谱值均较高，其中最高的是耕地(接近 200)，其次为紫花针茅草原(接近 180)；此外，TM2 的光谱值均高于 TM3，这符合绿色植被的光谱规律。比较特殊的是荒漠草原，TM1—TM5 的光谱基本接近，均高达 240 左右，这可能是因为荒漠草原植被覆盖度很小、其光谱特征受到土壤背景影响较大所致。

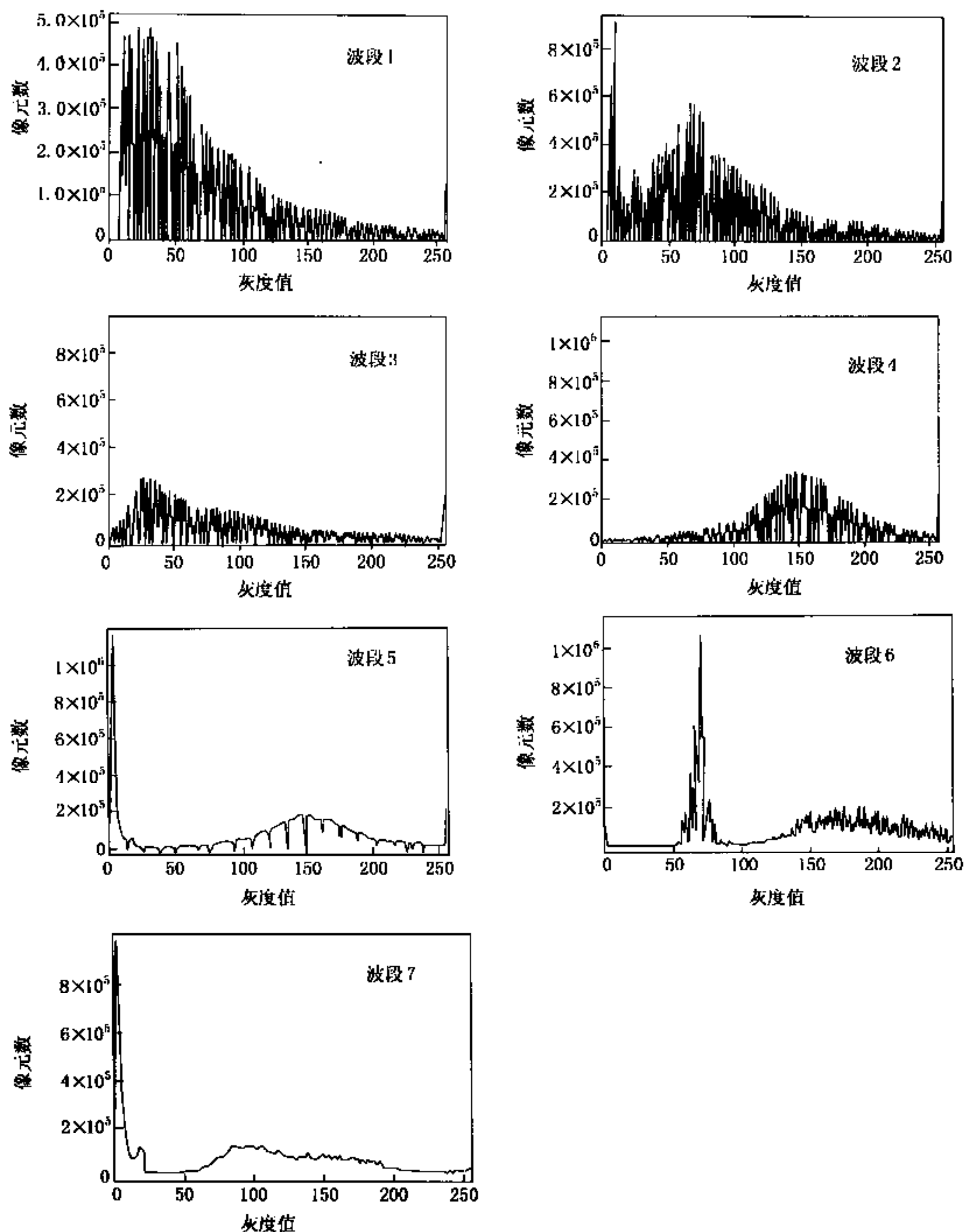


图 5-6 环湖地区 TM 图像各波段像元光谱值频率曲线图

(2) 分类精度及其分析

对遥感图像计算机分类精度的分析,是验证遥感分类结果的一个不可忽视的环节。通过分类精度分析,从中找出影响精度的原因,可进一步改进分类方法,并有效地从遥感图像数据中提取所需信息。

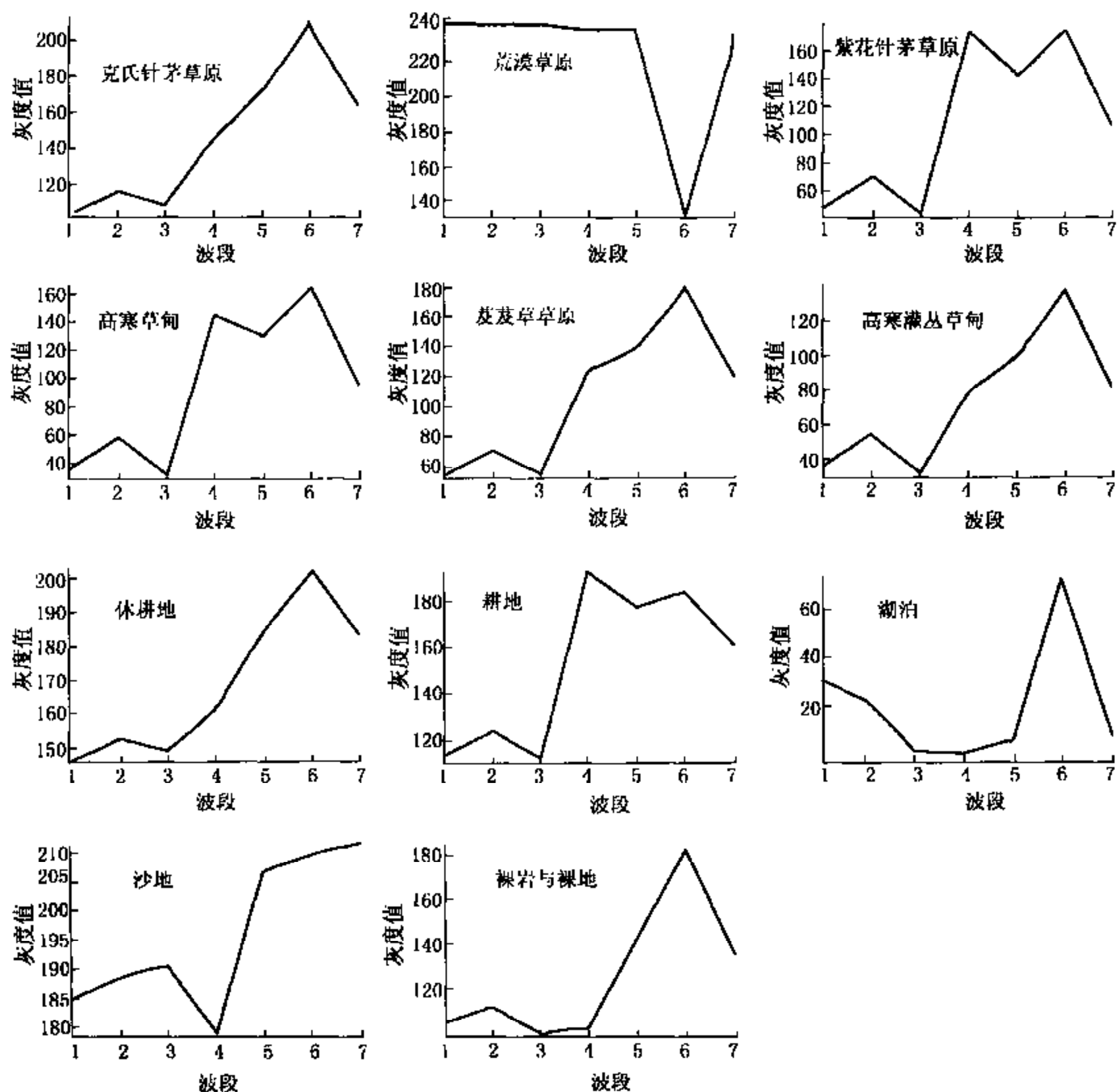


图 5-7 环湖地区 TM 图像非监督分类所分生境与其他类别地物的光谱特征曲线图

分类精度分析通常包括三个方面,即位置精度分析、类型精度分析和数量精度分析。其中,位置精度(也称定位精度)是指调查的样本数据的空间位置与分类结果在空间位置上的差异;类型精度(也称定性精度)是指分类结果的图斑类型与实际类型相比较的正确程度;数量精度(也称定量精度)是指所分出的某个类型的面积与该类型实际面积的接近程度。以下,对环湖地区草地蝗虫生境非监督分类的三种分类精度分别作一简要分析。

1) 位置精度分析

位置精度分析,通常是在分类结果图上选择几个代表性的样区,在这些样区内选择若干检验点,将它们与参考图上的对应点进行比较,求出每一个点的位置误差。整幅分类图的位置精度通常用中误差(M_p)、最大点误差(K_{max})及点误差大于某一百分比来表示,中误差的计算公式为

$$Mp = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n K_i^2}{n}} \quad (5-10)$$

式中, K_i 为对应点的点误差, n 为对应点的个数。

根据我们实地调查校核,采用非监督分类法所划分出的蝗虫生境类型的位置精度普遍不高。

2) 类型精度分析

从理论上说,类型精度就是在将分类结果图与地面对应点比较后所得出的类型一致的点占全部点的比例。由于在实际工作中不可能对每一点进行对比,因此常采用抽样方法,即在分类图上抽取一定数量的样本点进行精度分析。常用的抽样方法有简单随机抽样法、集群抽样法、分层抽样法、系统抽样法及分层系统抽样法等。

抽样结果的类型精度通常用分类精度矩阵来表示。分类精度矩阵又称混淆矩阵,它是一个 $m \times m$ 的矩阵(m 是类型数),表示抽样点中被分为某一类、而经过检验属于该类或其他类的数目。利用分类精度矩阵,可以得出每一类的分类精度和分类总精度。计算分类总精度的最简单方法,是把精度矩阵主对角线的元素相加,再将所得的和除以抽样总数。用此方法所获得的类型精度见表 5-10。

表 5-10 环湖地区蝗虫生境与其他地物类别非监督分类的类型精度矩阵

	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	行合计
1*	54	1	0	0	0	3	0	5	8	13	7	91
2	3	28	9	5	6	5	10	4	0	2	4	76
3	0	5	35	3	4	4	0	6	3	4	2	66
4	0	3	3	57	6	2	3	1	5	0	3	83
5	0	4	2	0	46	3	7	4	0	4	0	70
6	0	0	0	4	6	34	5	8	9	6	2	74
7	2	0	2	0	0	0	36	0	4	3	6	53
8	0	0	0	0	5	0	6	50	7	8	4	80
9	0	0	0	0	0	0	0	0	89	6	1	96
10	3	3	4	0	3	0	0	8	3	68	1	93
11	5	2	2	0	0	0	0	4	5	2	47	67
列合计	67	46	57	69	76	51	67	90	133	116	77	849

注: 1. 湖泊与其他水域; 2. 裸岩与裸地; 3. 沙地与沙丘; 4. 耕地; 5. 休耕地; 6. 荒漠草原; 7. 芨芨草原; 8. 克氏针茅草原; 9. 紫花针茅草原; 10. 高寒草甸; 11. 高寒灌丛草甸。

经计算,使用上述方法所获得的研究区草地蝗虫生境类型及其他地物类型非监督分类的平均总精度为 64.08%,显然总精度不高。就蝗虫生境类型而言,可能有以下三个原因: 第一,不同草地类型之间光谱特征的相似性。在研究区,草地蝗虫生境类型主要依据草地植被特别是其优势种进行划分,尽管这些草地植被在盖度和高度上存在一定的差异,但其光谱特性却存在着相当程度的相似性,因而容易导致蝗虫生境类型的错分;第二,所用遥感信息源的影响。由于受地形起伏和云的影响,使得在 TM 图像上的阴影部分的光谱特性与水体颇为相似,故易将其错分为水体;第三, TM 图像上云和雪的光谱特性与荒漠草原在光谱特征

上有一定相似性,因而也容易产生错分。

3) 数量精度分析

如前所述,数量精度是指被分类出的生境类型的面积数据与实际面积数据的接近程度。在本研究中所用的实际面积数据,通过参考有关统计数据并结合实地调查数据确定。

某一生境类型的数量精度 P_i 可用以下公式计算:

$$P_i = \frac{|C_i - R_i|}{R_i}$$

式中, C_i 为第 i 类生境类型的计算机分类统计面积, R_i 为该类型的实际面积。

分类数量总精度 $P_{\text{总}}$ 可用以下公式计算:

$$P_{\text{总}} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^m |C_i - R_i|}{\sum_{i=1}^m R_i} \quad (5-11)$$

式中, m 为分类数,其他参数的含义同上式。

由于研究区为一非行政区域,因此蝗虫生境类型数据很难根据有关专题图的统计从量上进行比较。为此,我们采用了一种检验分类数量总精度的变通办法。由于青海湖位于研究区范围内,而青海湖的面积占研究区总面积的比例是可以准确地加以确定的(约为27.33%);而非监督分类所得的湖泊与其他水体的这一比例为27.75%,可见两者基本吻合,表明非监督分类的数量总精度从总体上说是较高的。至于后者比前者略偏大的原因,很可能是受云的阴影的影响等因素所致。

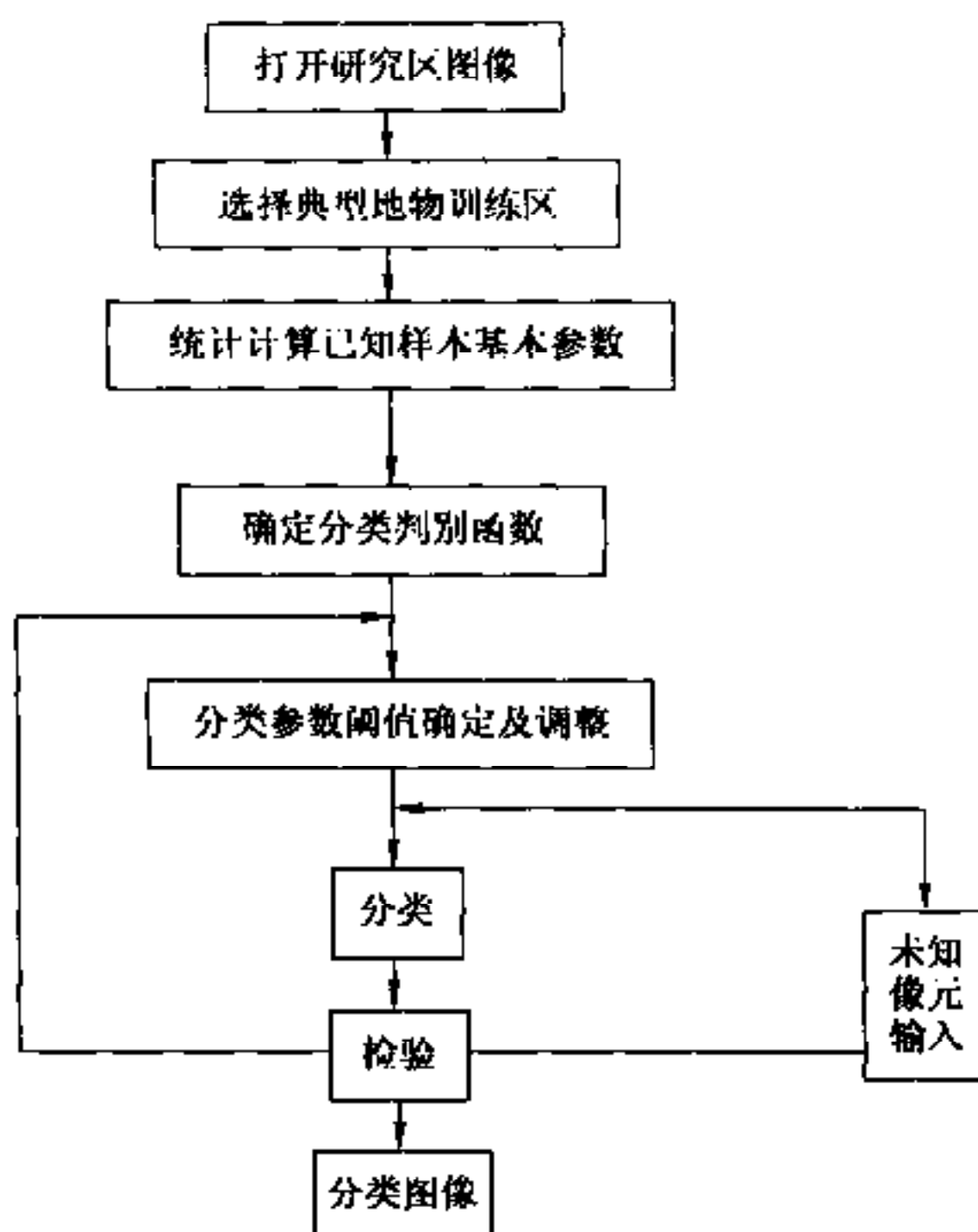


图 5-8 监督分类流程图

5.3.2 监督分类

1. 监督分类的基本原理

遥感图像监督分类的基本特点,是分类者在分类之前对遥感图像上某些抽样区中影像的地物类别属性已有了先验知识;这些先验知识通常是通过实地的抽样调查并配合人工目视判读技术来获得的。一旦抽样区中的类别属性已经认定,便可要求计算机按照这些已知类别的特征去“训练”判决函数,以使用经过训练的判决函数把图像按指定的类别实行分类。为此,那些先验的抽样区便称之为“训练区”,其用途是“训练”判决函数以及进行分类精度评定。如果发现精度不符合要求,则需要重新选择“训练区”,构建新的判别函数,并重新进行分类,直到满足精度要求为止。监督分类的流程见图 5-8。

常用的监督分类方法有平行六面体法(parallelepiped)、最小距离法(minimum distance)、最大似然法(maximum likelihood)、马氏距离法(Mahalanobis distance)及二值编码法(binary encoding)等,一般数字图像处理软件均具备这些功能。在以上分类方法中,最大似然法虽然有运算量大的缺点,但该法分类效果较好,因此是一种最常用的分类方法。这里,重点对最大似然法作一概括介绍。

最大似然法也称为贝叶斯(Bayes)分类法,它假定各地物类别的分布函数呈正态。

最大似然法分类首先计算像元值矢量 X_i 属于各类别的条件概率:

$$P(\omega_i | X) \quad (i = 1, 2, \dots, m) \quad (5-12)$$

式中, ω_i 代表第 i 类,共有 m 类。如果

$$P(\omega_j | X) > P(\omega_i | X) \quad (j \neq i, j = 1, 2, \dots, m) \quad (5-13)$$

成立,则

$$X \in \omega_i \quad (5-14)$$

这样的判决比较合理,或者说风险最小,错误概率最小。

根据概率理论中的贝叶斯(Bayes)公式,可以求出条件概率:

$$P(\omega_i | x) = \frac{P(\omega_i)P(x | \omega_i)}{P(x)} \quad (5-15)$$

式中的 $P(x)$ 与类别 ω_i 无关。对各类来说是一个公因子,作判断时可将 $P(x)$ 去掉,这时,判别函数 $g_i = p(x | \omega_i)p(\omega_i)$,判别规则为:

如果

$$p(x | \omega_i)p(\omega_i) > p(x | \omega_j)p(\omega_j), j = 1, 2, \dots, m, j \neq i, \text{则 } x \in \omega_i$$

由此,可以根据分类图像中类别出现的概率,统计各类别的均值矢量(M_i)和协方差(Σ_i)矩阵,作为类别判别的特征向量,其计算公式分别是:

$$M_i = \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_i} x_j \quad (5-16)$$

$$\Sigma_i = \frac{1}{n_i - 1} \sum_{j=1}^{n_i} [(X_j - M_i)(X_j - M_i)^T] \quad (5-17)$$

在监督分类中,训练样本的选择对分类结果有很大的影响;即使同一区域的同一地物类别,如果采用不同的训练样本,所得的分类结果往往会有相当大的差异。因此,在进行监督分类时必须高度重视对训练样本的合理选择。

首先,为了保证分类结果有较高的精度,必须保证训练样本达到足够的数量。实践证明,如果对 n 个特征(类别)的遥感数据进行分类,训练样本数目至少要等于 $10n$,如果更多些则更好,只有这样才能获得各类别统计参量的精确估计;其次,选择的训练样本应具有较好代表性,即训练样本的统计特征量与该类别总体统计特征向量相接近。由于分布在不同位置的同类地物受多种因素的影响,其光谱特性常常会有差异,所以训练样本像元的选择应尽可能考虑到这种情况,即要避免集中在某一局部位上。

从理论上说,所选择的样本像元不但要求在类型性质上与训练区相一致,而且还要排除那些虽然类型性质一致但光谱值有异常的像元。但在实际操作中,由于一般都用目视方法选择样本像元,因此很难保证每一所选像元既在类型性质上与训练区的类型一致,而且又不

含光谱值异常。然而,如果训练区样本中存在不合要求的像元,将会在一定程度上影响分类的精度。因此,为了提高分类结果的精度,有必要对训练区样本作纯化处理。

所谓训练区样本的纯化,是指剔除训练区样本中不符合要求的像元;而像元是否符合要求,可以通过像元的光谱值信息与空间信息来进行判断。从光谱信息上来判断,如果样本像元与训练的类别在光谱上是可分的,或样本像元值与该类训练区样本中心的距离大于某一阈值,就可认为该样本像元为不合要求的像元;从空间信息上来判断,边界像元往往都属非纯像元(混合像元),因此,可以根据每一样本像元与周围像元的方差的大小来确定它们是否属于非纯像元。

2. 研究区草地蝗虫生境的监督分类

(1) 训练样本的选取

用于监督分类的训练样本共 173 个(表 5-11)。这些训练样本,是在 1997 与 1999 两年的野外调查期间实地收集的。在调查中,我们根据研究区的草地蝗虫生境类型的空间分异规律,实地观测了近 300 个样点,利用 GPS 测定了各样点的地理坐标,详细记录了其中 180 多个样点的草场类型及其特征(优势种、伴生种、总盖度、分盖度及产草量等)、地形类型及其特征(海拔高度、坡向与坡度)、土壤类型及其特征(质地、水分含量与盐分含量等)以及草地蝗虫(种群结构、密度等)等方面的资料。用于监督分类的 173 个训练样本,就是从其中挑选出来的。应指出的是,由于研究区草地植被的盖度存在空间上的变化,而且即使是同一类型生境,其光谱特性往往也存在着一定程度的空间差异。此外,在那些植被盖度相对不高的生境,土壤背景的光谱特征的作用会相对突出起来,从而对植被光谱特征形成干扰。这些都会影响到训练样本的正确选取,并造成训练区样本数据的光谱值方差偏大,以致降低训练样本的代表性。因此,在选择训练区时我们尽可能避免这些情况。例如,如果同一类蝗虫生境的植被盖度差异较大,一方面尽量选最具代表性的训练样区,另一方面,适当缩小单个训练区的面积,以增大训练样本的代表性。

表 5-11 研究区生境类型与其他地物类型监督分类训练样本的统计

类 型	训练样本数目	像元数目	面积(hm ²)
克氏针茅草原	8	200	180.00
芨芨草草原	8	239	162.00
紫花针茅草原	18	4672	4204.80
高寒草甸	8	372	334.80
高寒灌丛草甸	15	509	3051.90
荒漠草原	7	3032	2728.80
湖滨滩地	20	13180	11862.00
沼泽化草甸	8	1173	1055.70
休耕地	18	3563	3206.70
耕地	15	6410	5769.00
湖泊与其他水体	23	38679	34811.10
裸岩与裸地	12	2658	2392.20
沙地与沙丘	8	3391	3051.90
云阴影	5	1311	1179.90

为了检验所选训练样本的代表性,我们用 ENVI3.2 所提供的光谱分析工具,分别对不同类型的训练样本的光谱特性进行了统计分析(图 5-9)。由图可见,从总体上说,研究区不同生境类型之间的光谱特性存在着明显的差别,说明所选训练样本具有较好的代表性。

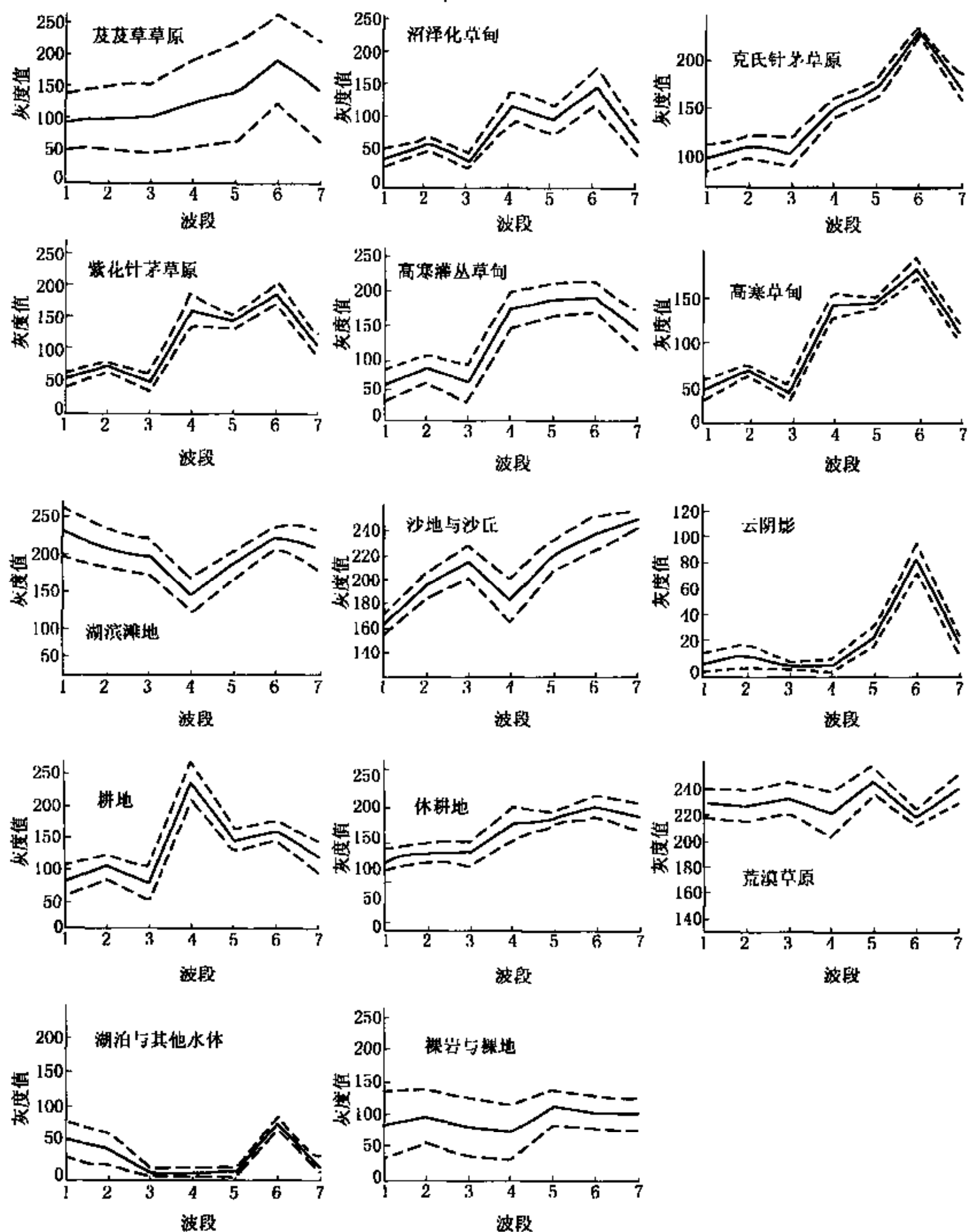


图 5-9 环湖地区蝗虫生境类型与其他地物类别训练区的光谱特征曲线图

(2) 监督分类的实施

在选定生境类型训练样本之后,采用最大似然法对研究区 TM 图像数据进行了监督分类。结果表明(表 5-12),在研究区内,与草地蝗虫发生最为密切的三类生境(克氏针茅草原、芨芨草草原和紫花针茅草原)合计占研究区总面积的 17.803%,占研究区陆地面积的 24.013%。这些生境类型,主要分布在青海湖周围的一、二级湖成阶地或河流低阶地上;其次为高寒草甸,占研究区总面积的 12.747%,它主要分布在青海湖周边的山地区域;荒漠草原、湖滨滩地、休耕地及沼泽化草甸所占面积比例都不大。此外还可看出,研究区属于非蝗虫生境的地物类型的面积较大,特别是湖泊与其他水体的面积,它们占研究区总面积的 25.862%;其次为裸岩与裸地,它们合计占研究区总面积的 12.702%;而沙地与沙丘及云阴影所占面积比例都不大。

表 5-12 环湖地区草地蝗虫生境与其他类别地物的监督分类结果

类 型	面积(hm ²)	面积百分比(%)
克氏针茅草原	1208124	7.221
芨芨草草原	119295	0.713
紫花针茅草原	1651180	9.869
高寒灌丛草甸	1761786	10.530
高寒草甸	2132566	12.747
荒漠草原	800657.1	4.786
湖滨滩地	154556.1	0.924
沼泽化草甸	764193.6	4.568
休耕地	918800.1	5.492
耕地	371629.8	2.221
湖泊与其他水体	4326908	25.862
裸岩与裸地	2125179	12.702
沙地与沙丘	217476	1.300
云阴影	178145.1	1.065

(3) 分类精度的检验

对监督分类结果,仍采用混淆矩阵法进行分类的类型精度检验。具体做法是,从监督分类结果图上随机选取 683 个点,然后将它们逐一与相应的实地调查样点资料或与近年有关部门通过调查编制的该区草场类型图等专题图件相比较,从而判别分类的精度,结果见表 5-13。采用与非监督分类的分类总精度相同的计算方法,获得监督分类的平均分类总精度为 74.73%,显然它明显高于非监督分类的平均分类总精度(64.08%)。

表 5-13 蝗虫生境与其他类别地物监督分类结果的精度检验表

	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	行合计
1*	98	8	0	0	0	2	0	2	1	4	0	5	1	1	122
2	12	45	3	1	2	0	2	2	2	1	0	0	0	0	70
3	3	3	56	4	3	0	0	0	2	2	0	5	4	0	82
4	7	2	2	37	4	0	2	0	2	4	3	0	2	3	68

(续表)

	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	行合计
5	2	0	1	3	44	0	0	2	0	0	0	2	0	0	54
6	0	2	5	1	5	67	0	2	0	1	0	0	1	0	84
7	3	0	0	0	0	0	45	2	5	0	3	5	0	0	63
8	0	0	4	2	2	0	0	37	0	0	0	3	2	0	50
9	3	0	0	0	0	11	0	2	39	0	0	3	0	5	63
10	0	2	0	2	2	0	6	3	0	80	0	0	3	0	98
11	3	0	3	0	0	2	0	6	0	0	78	3	0	3	98
12	0	0	0	1	2	2	2	5	5	0	0	34	0	2	53
13	0	2	2	0	0	0	3	0	2	0	0	0	55	0	64
14	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	45	48
列合计	131	64	77	51	64	84	60	63	60	92	84	60	68	59	1017

注: 1. 湖泊与其他水体; 2. 裸岩或裸地; 3. 沙地或沙丘; 4. 湖滨滩地; 5. 云阴影; 6. 沼泽化草甸; 7. 耕地; 8. 休耕地; 9. 克氏针茅草原; 10. 芨芨草草原; 11. 紫花针茅草原; 12. 高寒灌丛草甸; 13. 高寒草甸; 14. 荒漠草原。

2. GIS辅助下的草地蝗虫生境监督分类

尽管上述监督分类法所得到的生境类型的分类精度较非监督分类法有明显的提高,但总体说来精度水平仍不够理想。因此,我们又尝试进行GIS辅助下的监督分类,目的在于进一步提高草地蝗虫生境的分类精度。

(1) 方法背景

如本书第1章所提及,地理信息系统(GIS)技术具有地理信息的采集、存储、分析和显示等多种功能,现已广泛应用于资源调查、环境规划、城乡建设、交通规划、测绘制图等众多领域。而从卫星遥感的角度来说,尽管它具有能实施对大范围地区进行宏观、动态和定时观察等优点,多光谱卫星遥感更有其独特的对地观测能力。然而,卫星遥感图像也存在一些难以克服的缺点。例如,存在几何与辐射失真,尽管可用各种方法校正,但不能全部消除其影响;再如,包括陆地卫星TM在内的现有卫星遥感图像,绝大多数不能产生立体效应,也就是说,图像上所反映的是地面的“平面”状况,因此在山地区域运用时会显示出这一缺陷。实践证明,这些缺陷可用GIS技术予以弥补。换言之,GIS系统中所存贮的大量环境背景信息,再加上GIS系统的强大空间分析功能,不仅可弥补卫星遥感信息的不足,而且可取得显著改善地物遥感分类精度等效果。由此可见,将GIS技术与遥感技术相结合,是进一步发挥遥感技术功能的重要途径。

事实上,将遥感技术与GIS技术相结合,最初就是从用环境背景数据辅助地物遥感分类开始的。早在20世纪70年代,国外学者就已发现通过引入地理背景数据后,遥感自动分类的精度得到了显著提高。例如,C.L.Ernest与R.M.Hoffer在应用陆地卫星MSS数据进行印度湿地分类时,将土壤与地形信息引入分类,结果不但增加了湿地的可区分性,而且使分类精度从原先70.7%提高到了84.3%。在随后的遥感研究中,地理信息背景数据被应用得越来越多,依据地学规律的地学分析方法和数字模型,如数字高程模型(DEM)、智能化GIS等

不断与遥感技术复合应用,这不但提高了地物遥感分类的精度,而且大大拓展了遥感技术的应用领域。

(2) 分类方法

在环湖地区的研究中,我们利用了 GIS 技术辅助草地蝗虫生境监督分类。其主要目的,在于借助 GIS 技术改善训练样本的选择,以提高分类的精度。从实际情况来看,由于环湖地区山高坡陡,地形复杂,因此给开展野外调查带来了很大困难。尽管我们在两次野外调查中调查和详细记录了 180 多个样点资料,但对一些分布在海拔高、坡度陡、难以进入调查的地区的生境类别仍难以正确把握。在这种情况下,监督分类所用部分训练样本必须借助于 GIS 技术来进行选取。

具体做法是,依据我们在研究区两次野外调查所收集的资料以及 1996 年青海省草原总站所完成的该地区草场类型调查等图件资料,利用 GIS 软件 Arc/Info 对这些图件进行数字化处理,并建立相应的空间数据库;然后,利用这些数据去辅助研究区草地蝗虫生境监督分类训练样本的选取。通过这种方式,共选取了 189 个训练样本,它们包括高寒草甸、高寒灌丛草甸、紫花针茅草原、克氏针茅草原、芨芨草草原、沼泽化草甸、湖滨滩地、休耕地等草地蝗虫生境类型,此外也包括了耕地、沙地与沙丘、裸岩与裸地、湖泊等其他相关地物类型。这些训练样本的光谱特征曲线见图 5-10,各类生境监督分类训练区的像元数与面积的统计见表 5-14。

表 5-14 GIS 辅助的环湖地区蝗虫生境与其他地物监督分类训练区统计表

类 型	训练区数目	像元数目	面积(hm ²)
克氏针茅草原	28	1080	97.2
芨芨草草原	14	739	66.51
紫花针茅草原	26	4272	384.48
高寒草甸	12	972	87.48
高寒灌丛草甸	16	809	72.81
沼泽化草甸	15	1673	150.57
荒漠草原	9	3032	272.88
休耕地	18	3563	320.67
湖滨滩地	23	13180	1186.2
耕地	21	2713	244.17
湖泊与其他水体	18	38879	3499.11
沙地与沙丘	12	3391	305.19
裸岩与裸地	15	2678	241.02
云阴影	4	1281	115.29
云	5	2482	223.38
雪	3	475	42.75

利用这些训练样本,以研究区 TM 图像主成分分析所获得的 PC1、PC2、PC3 分量合成的彩色图像为基础,用最大似然法实施了蝗虫生境及相关地物的分类,结果见表 5-15 与图版 2。

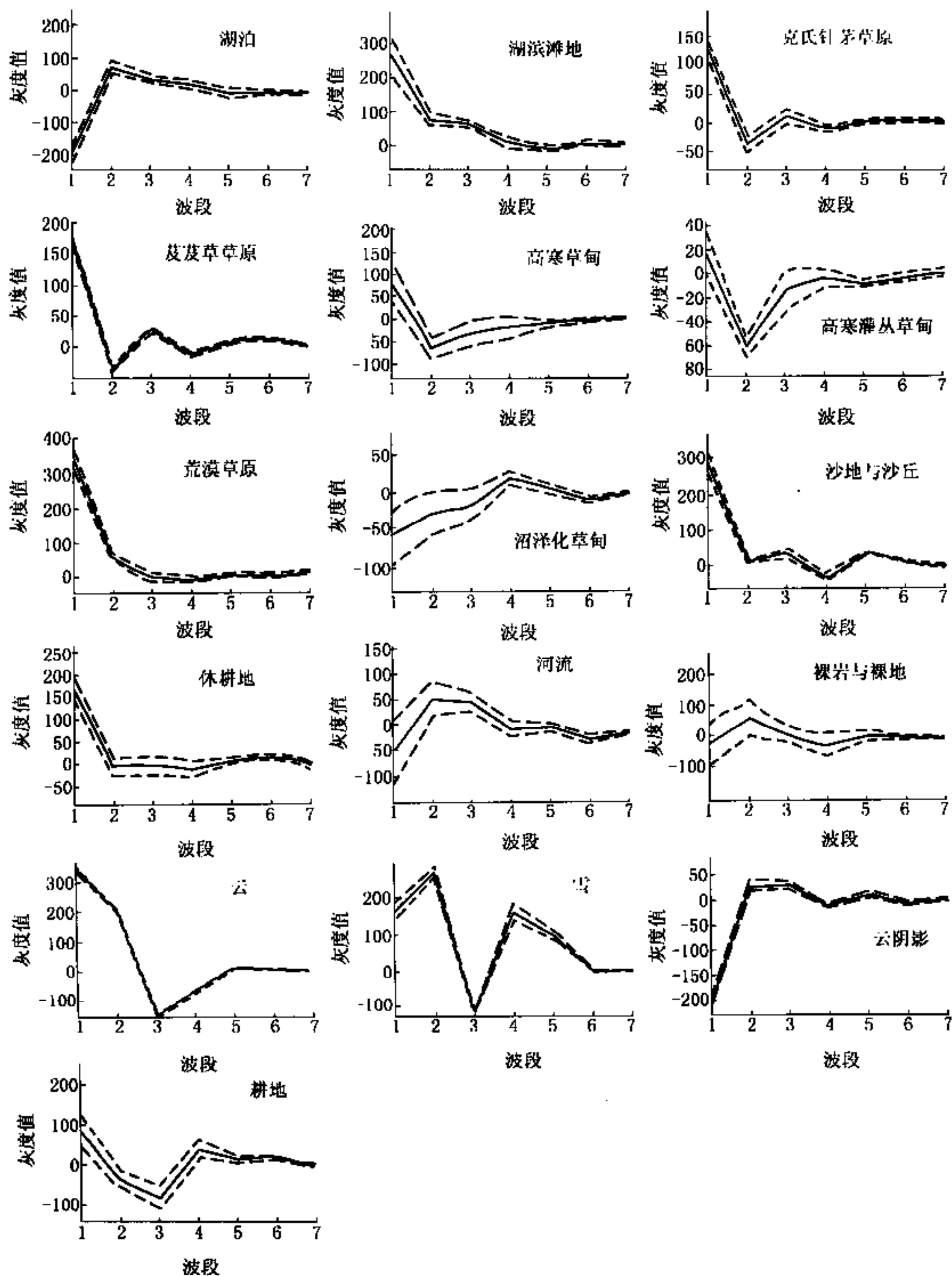


图 5-10 GIS 辅助的环湖地区蝗虫生境与其他地物监督分类训练区的光谱特征曲线

表 5-15 GIS 辅助的环湖地区蝗虫生境与其他地物监督分类结果

类 型	面积(hm ²)	占总面积%
克氏针茅草原	144545.60	8.640
芨芨草草原	95274.63	5.695
紫花针茅草原	246864.30	14.755
沼泽化草甸	121935.60	7.288
高寒灌丛草甸	79632.09	4.760
高寒草甸	190901.30	11.410
荒漠草原	39681.81	2.372
休耕地	44345.16	1.600
湖滨滩地	26764.92	1.600
沙地与沙丘	41830.29	2.500
耕地	18650.16	1.115
湖泊与其他水体	461731.10	27.598
裸岩与裸地	131639.10	7.868
云阴影	14672.70	0.877
云和雪	14580.90	0.872

(3) 精度检验

对 GIS 辅助的环湖地区蝗虫生境与其他地物的监督分类结果(见图版 3),仍采用混淆矩阵法进行精度检验,结果见表 5-16。经计算,其分类总精度达 84.23%,即明显高于前述

表 5-16 GIS 辅助的环湖地区草地蝗虫生境与其他地物监督分类结果精度分析表

	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Σ
1*	102	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	107
2	12	83	7	0	0	0	0	0	5	4	5	0	0	0	3	119
3	2	9	56	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	79
4	0	13	5	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61
5	0	0	0	0	56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56
6	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67
7	0	0	0	0	0	0	87	0	0	0	0	4	4	0	0	95
8	0	0	0	0	0	0	12	56	0	0	0	0	0	0	0	68
9	0	0	0	0	0	0	2	4	101	9	7	0	0	0	0	123
10	0	0	0	0	0	0	0	5	7	80	5	0	0	0	0	97
11	0	0	0	0	0	0	0	3	12	7	78	0	0	0	0	100
12	0	0	0	0	0	0	0	5	0	2	0	47	0	3	0	57
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	88	6	0	97
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	67	0	76
15	0	2	4	0	0	0	0	2	3	0	4	0	0	0	89	104
Σ	116	107	75	50	56	67	103	75	128	102	99	59	96	76	97	1306

注: 1. 湖泊与其他水体; 2. 裸岩或裸地; 3. 沙丘或沙地; 4. 湖滨滩地; 5. 云阴影; 6. 云和雪; 7. 沼泽化草甸; 8. 耕地; 9. 休耕地; 10. 克氏针茅草原; 11. 芨芨草草原; 12. 紫花针茅草原; 13. 高寒灌丛草甸; 14. 高寒草甸; 15. 荒漠草原。

一般监督分类法的分类精度。此外,从分类结果图可看出,所分生境类型的空间分布基本符合研究区的实际状况。主要原因在于,借助 GIS 技术将有关非遥感监测信息融入了 TM 图像信息的分析之中,因而有助于训练样本的空间位置与范围的较精确定位,减少训练样本选择与定位中的人为性和判断误差。

§ 5.4 草地蝗虫生境的评价

5.4.1 生境评价的原理与方法

1. 生境评价的原理

草地蝗虫生境评价,是指依据与草地蝗虫发生密切有关的生境因素因子,利用所建立的评价因素因子及其指标体系,就草地蝗虫潜在发生的可能性和程度对各类生境作出评定。从方法论上说,这样的评价属于一种间接性评价。然而,如果评价因素因子能恰当地加以选择,评价指标体系科学合理,评价方法应用适当,仍可取得满意的结果。

这种间接评价的重要前提,是必须对草地蝗虫的发生机理进行深入细致的研究,也就是要尽可能正确地掌握各种生境因素因子与蝗虫发生之间的关系。如果缺乏这样的研究,就不可能做出科学、合理和符合实际情况的评价。

2. 生境评价的方法

我们在环湖地区所进行的草地蝗虫生境评价属于一种综合评价,这主要是因为各种生境因素因子对草地蝗虫发生的影响是综合起作用的,目前还很难将它们的作用逐一定量进行区分。考虑到这种情况,在评价中我们采用了比较模糊的评价等级表示方法,即用“严重”、“较严重”、“一般”之类的量纲来表示评价结果,而未用精确的数字表达。

5.4.2 生境评价因素因子体系的建立

1. 选择和确定生境评价因素因子的原则

正确地拟定评价因素因子及其指标体系,是草地蝗虫生境评价的技术关键。在环湖地区的草地蝗虫生境评价中,我们根据以下三个原则选择因素因子。

(1) 着重选择主导性因素因子

在环湖地区,影响草地蝗虫发生的因素因子很多,也十分复杂。在拟定生境的评价因素因子时要全部考虑这些因素因子是不现实的,也是不必要的。我们在选择生境评价因素因子时,着重考虑和选择那些与蝗虫发生关系密切或较密切的因素因子。例如,地形中的海拔高度与坡度、坡向,土壤中的土壤类型及与其密切有关的土壤质地和土壤水分含量,以及植被中的总盖度、优势牧草盖度等,它们都在一定程度上与蝗虫的发生有密切关系,因此均包含在生境评价因素因子之内。

(2) 因素因子不重复选取

从影响草地蝗虫发生的角度来说,有些生境因素因子的作用或效应是类同的或相关的,因此没有必要同时考虑这些因素因子。在环湖地区,例如草地植物群落的优势种与土壤的含盐量之间往往有明显的相关性,土壤含盐量高的地段经常生长着盐生草甸类植被;再如,草地的退化程度与草地的总盖度也密切相关,表现为草地总盖度越小,草地退化越严重。因此,在选择和确定生境因素因子时,可不必同时考虑两者。

(3) 因素因子具有相对稳定性

我们这里所说的草地蝗虫生境评价,是针对各类生境的较稳定情况而言的,也就是说,这样的评价的主要目的在于反映各类生境的蝗虫潜在发生可能性的“本底”状况。因此,我们在选择生境因素因子时尽量考虑到这些因素因子的相对稳定性。例如,地形海拔高度、坡向及土壤质地等均属有相对稳定性的生境因子,因而适合于作为评价因子。

2. 建立评价因素因子指标体系

根据以上这些原则,我们建立了环湖地区草地蝗虫生境评价因素因子指标体系(表 5-17)。它包括植被状况、地形状况和土壤状况三类因素,每一类因素中又包含若干个因子。同时,依据对野外实地调查资料和实验资料的分析,为每一种评价因子拟定了蝗虫发生及其可能程度(严重为害、较严重为害、一般为害及不发生为害)的定量或定性描述指标。

表 5-17 环湖地区草地蝗虫生境评价因素因子指标体系

因素因子		严重为害(I)	较严重为害(II)	一般为害(III)	不发生为害(IV)
植被状况	生物量(F_1)	0.24 ~ 0.38	0.18 ~ 0.24 或 0.38 ~ 0.45	0.12 ~ 0.18 或 0.45 ~ 0.50	小于 0.12 或 超过 0.50
	优势种(F_2)	克氏针茅或芨芨草	紫花针茅	紫花针茅与蒿草	蒿草或藏蒿草
	群落总盖度(F_3)	小于 60%	60% ~ 75%	75% ~ 85%	大于 85%
地形状况	海拔高度(F_4)	3200 ~ 3300m	3300 ~ 3400m	3400 ~ 3500m	3500m 以上
	坡向(F_5)	南	东南或西南	东北或西北	北
土壤状况	土壤类型(F_6)	淡栗钙土	栗钙土	暗栗钙土	沼泽土或高寒草甸土
	表土层质地(F_7)	壤土	沙质壤土	黏壤土	沙土
	表土层含水量(F_8)	15% ~ 25%	小于 15%	25% ~ 35%	小于 15% 或大于 35%

以上这些评价因子的选择,都以它们与环湖地区草地蝗虫发生之间的关系机理分析为基础(详见第 4 章)。这里有必要对植物群落生物量(F_1)这一因子做一点补充说明。在研究中,我们从陆地卫星 TM 遥感图像数据中计算出能反映植被生物量(biomass)的植被指数(vegetation index,简称 VI),并对植被指数与草地蝗虫密度的关系做了相关分析,证明两者有很高的相关性,因此决定采用植被指数取代植被生物量并参与蝗虫潜在发生可能性的评价。

3. 确定评价因子的权重值

评价因子的权重值是指评价因子对影响蝗虫发生状况的重要性程度。评价因子权重值的合理确定,是草地蝗虫生境评价中的另一关键技术要点。环湖地区草地蝗虫生境评价因子权重值的确定,主要依据我们多年来在野外的实地研究并利用了实验室分析成果,此外还广泛地征求了当地长期从事草地蝗虫研究和管理的技術人员的意见。最后确定的权重值见表 5-18。

表 5-18 环湖地区蝗虫生境评价因子权重值表

评价因子	生物量(F_1)	植物群落优势种(F_2)	植物群落总盖度(F_3)	海拔高度(F_4)	坡向(F_5)	土壤类型(F_6)	表土层质地(F_7)	表土层含水量(F_8)
权重值	20	15	20	10	10	10	7	8

4. 评价结果及其分析

由于环湖地区草地蝗虫生境的蝗虫潜在发生可能性共分为Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ四个等级。因此为便于评价,需依据表5-18的评价因子权重值,分别重新拟定各评价因子对应于Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ等级的指数,然后通过加和便获得了各等级的总指数(见表5-19),用于对研究区不同类型的生境进行蝗虫潜在发生可能性的评定。各等级的总指数为:Ⅰ(严重为害)>80分;Ⅱ(较严重为害)60~80分;Ⅲ(一般为害)40~60分;Ⅳ(不发生为害)<40分。

表5-19 环湖地区蝗虫潜在发生可能性指数表

潜在发生可能性等级	评 价 因 子								ΣF
	F_1	F_2	F_3	F_4	F_5	F_6	F_7	F_8	
Ⅰ	16	12	16	8	8	8	5.6	6.4	80
Ⅱ	12	9	12	6	6	6	4.2	4.8	60
Ⅲ	8	6	8	4	4	4	2.8	3.2	40
Ⅳ	4	3	4	2	2	2	1.4	1.6	20

利用以上评价方案,我们对环湖地区实地调查过的样地中的12个有较好代表性的样地进行了试评价,结果详见表5-20。各样地的评价因子的数据以及蝗虫密度来自于我们在1997—1999年期间在环湖地区的实地调查。其中的蝗虫密度用于对所评价出的等级进行合理性检验。由表5-20可见,在这些样地中,属于Ⅰ等的只有第31号样地,它的总指数为80分,其实测蝗虫密度达52头/ m^2 ;属于Ⅱ级有8个样地,即第1、2、5、6、13、30、32、34号样地,其中的第1、13、32、34号样地的总指数在67~76分之间,实测蝗虫密度前三个样地都在50头/ m^2 以上,只有第34号样地略低,为30头/ m^2 ;属于Ⅲ级的只有第4号样地,其总指数和蝗虫密度分别为58.4分和13头/ m^2 ;其余的第3、11号两个样地属于Ⅳ级,总指数均低于40分,蝗虫密度也仅为4~6头/ m^2 。由此可见,所获得的各样地的蝗虫潜在发生可能性指数与蝗虫密度之间是基本相符合的。由蝗虫潜在发生可能性指数与蝗虫密度的相关分析也得到类似结论,两者的相关系数达0.9027,置信度为85.65%。由此可以认为,本研究所提出的环湖地区草地蝗虫潜在发生可能性评价方案是基本合理的。

表5-20 环湖地区若干样地蝗虫生境潜在发生可能性评价结果表

样地编号	生境类型名称	评 价 因 子								$\sum_{i=1}^8 F_i$	实测蝗虫密度 (头/ m^2)	等级
		F_1	F_2	F_3	F_4	F_5	F_6	F_7	F_8			
1	克氏针茅草原	16	12	12	8	8	8	5.6	6.4	76.0	50	Ⅱ
2	克氏针茅草原	16	12	8	8	6	8	5.6	4.8	68.4	23	Ⅱ
3	高寒灌丛草甸	4	3	4		2	2	2.8	1.6	19.4	6	Ⅳ
4	克氏针茅草原	12	12	4	8	4	8	5.6	4.8	58.4	13	Ⅲ
5	紫花针茅草原	12	9	12	6	8	6	5.6	3.2	61.8	35	Ⅱ
6	芨芨草草原	16	12	8	8	6	8	5.6	6.4	70.0	16	Ⅱ
11	高寒草甸	4	6	12	2	6	2	2.8	1.6	36.4	4	Ⅳ
13	克氏针茅草原	16	12	12	8	8	8	5.6	6.4	76.0	50	Ⅱ
30	紫花针茅草原	12	9	12	6	8	6	5.6	3.2	61.8	30	Ⅱ
31	芨芨草草原	16	12	16	8	8	8	5.6	6.4	80.0	52	Ⅰ
32	紫花针茅草原	12	9	16	6	8	6	5.6	4.8	67.4	55	Ⅱ
34	芨芨草草原	16	12	12	8	6	8	5.6	4.8	72.4	30	Ⅱ

从表 5-20 还可看出,环湖地区草地蝗虫发生最为严重或较严重的生境类型为克氏针茅草原、芨芨草草原及紫花针茅草原。其中,克氏针茅草原和芨芨草草原几乎全部分布在海拔较低、光照和热量状况较好的青海湖周边冬春草场区域,有利的生境状况为草地蝗虫的发生提供了条件。紫花针茅草原也大多分布在青海湖周边冬春草场区域,其生境状况与上述两类草原有较大相似性,因此它和这两类生境一样,分布区域都是环湖地区蝗虫发生的重灾区。高寒草原与高寒灌丛草原因所处海拔较高,气候相对冷湿,不利于蝗虫的发生,因此其蝗虫潜在发生可能性指数较小,蝗虫密度也较低。

环湖地区草地蝗虫生境的蝗虫潜在发生可能性评价尽管属于一种尝试,但为有关部门在蝗虫防治的人力、物力、资金等重点投向上提供了科学依据。从研究工作的角度来说,它为生境因子与草地蝗虫发生之间关系的进一步深入研究提供了一个很好的框架,也为草地蝗虫的动态变化研究和预测奠定了基础。

参 考 文 献

- [1] Legg C A. Remote sensing and geographic information system. Praxis Publishing Ltd, 1994
- [2] 孙家炳,舒宁,关泽群. 遥感原理、方法和应用. 北京:测绘出版社,1997
- [3] 李德仁,关泽群. 空间信息系统的集成与实现. 武汉:武汉测绘科技大学出版社,2000
- [4] 陈述彭主编. 遥感大词典. 北京:科学出版社,1990

第6章 草地蝗虫预测模型及其在环青海湖地区的应用

§ 6.1 草地蝗虫预测概述

与农作物害虫对农作物造成严重损失一样,草地蝗虫也给我国广大草原地区的牧草带来严重为害,从而对畜牧业的发展造成十分不利的影响。因此,根据草地蝗虫的发生与成灾特点,采用一定的技术方法与手段,对草地蝗虫的发生乃至成灾作出准确和及时的预测,对于人们及时采取恰当的防治措施,从而降低牧草的损失程度以及促进牧区畜牧业的发展和地方经济的可持续发展,都有十分重要的作用。

草地蝗虫发生预测,是指以直接或间接获取的草地蝗虫及其生境因子信息及有关背景资料为基础,采用一定的数学模型并结合专家经验,定性或定量地从时间、空间和数量上预测草地蝗虫的发生与消长状况,其中包括发生时期、发生数量等,目的是为有关决策部门提供草地蝗虫的发生、蔓延、消长和为害的有关信息,为正确和及时地制定防治方案,经济、有效地控制蝗虫的种群数量提供科学依据。

草地蝗虫发生预测的内容主要包括三个方面(图 6-1):草地蝗虫种群动态的预测,草地蝗虫为害损失的评估,以及草地蝗虫防治效益的评价与优选。其中,最核心的内容是草地

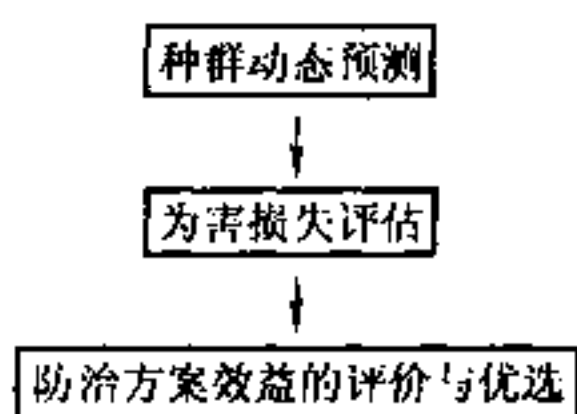


图 6-1 草地蝗虫预测的基本内容

蝗虫种群动态预测,它是进行后两项工作的基础,其过程也最为复杂。因为只有准确地把握草地蝗虫种群的时空数量变化状况,才有可能准确地预测其未来的为害面积与为害程度以及可能造成的经济损失的大小。在此基础上,可确定草地蝗虫的防治方案,并对防治方案进行综合评价,以综合效益最优为原则选择最佳防治方案。

草地蝗虫预测,可从不同角度将其分为不同的类别。按预测的内容,可分为:

① 发生期预测。即预测草地蝗虫的不同发育阶段的出现期和为害期。这类预测的主要依据是草地蝗虫的生活史阶段及在各阶段的生理学和生态学特点,据其研究和预测蝗虫的发生期,并将预测结果作为确定蝗虫的防治最适期的依据。

② 发生量预测。是指预测草地蝗虫的发生数量,主要任务是预测草地蝗虫未来的虫口数量是否会超过所确定的防治标准,甚至是否有大暴发的趋势。这类预测所依据的是草地蝗虫发生理论,一般进行的是草地蝗虫数量消长的中、长期预测。

③ 成灾程度与可能损失预测。是指在发生期、发生量等预测的基础上,从牧草生长与草地蝗虫发生的研究相结合的基础上推断草地蝗虫成灾程度的轻重及可能造成损失的大小,以及应采取的防治次数、防治强度和适合的防治方法。

按预测时间的长短,可分为:

① 短期预测。预测的期限一般在 20 天以内,常为几天至十几天。通常的做法是,根据草地蝗虫前一、二个虫态的发生情况,推算其后一、二个虫态的发生时间和发生数量,以便确定未来的防治适期、防治次数和防治方法。牧区基层单位和牧民群众普遍采用的预测方法多属此类。

② 中期预测。其预测原理、方法与短期预测大致相同,但预测的期限一般为 20 天至一个季度,而通常在一个月以上。

③ 长期预测。预测期限常在一个季度以上。其主要做法,是根据上一年蝗虫虫卵数及其在越冬期后的卵的保存情况以及春季蝗卵孵化期的气象资料,预测当年蝗虫的可能发生状况或成灾程度。此外,依据对未来一定年份的气温、降水量等气候状况变动的预测,对草地蝗虫的可能发生状况作出大致推断,这也属长期预测范畴。

从草地蝗虫预测方法来说,通常有以下三种方法:

① 实地观察法。是指在野外实地观察草地蝗虫的发生情况和牧草生长状况等,通过分析蝗虫的种群密度、生活史阶段与牧草生长状况等的关系,进行蝗虫的发生期、发生量或成灾程度的预测。

② 实验研究法。是指在实验室或在野外选定的样地,应用实验生物学方法,研究草地蝗虫不同发育阶段的特点、发育速率与有关环境因子之间的关系,然后结合当地的有关环境因子资料(如气象)去预测蝗虫的发生期和发生状况。此外,也包括通过实验研究方法分析气候、食料、天敌等因素对蝗虫的生存、繁殖能力等的影响,为蝗虫发生量的预测提供依据。

③ 模型预测法。即利用多年观察所积累的有关草地蝗虫与环境因子的资料,分析影响蝗虫发生和成灾的外在因素与蝗虫某一虫态的发生期、发生量之间的关系,或蝗虫种群本身在不同发生期、发生量之间的相关关系,进行数理统计分析和建立预测模型,并据其对未来蝗虫的发生作出预测。这种预测方法,要求有足够长的蝗虫发生和环境因子的时间系列资料。此外,由于影响蝗虫发生的因素较多,不同因素对蝗虫的影响方式与强度也完全不同,不同因素之间又存在一定相关性,因此模型构建比较困难,要求有较高的专业技术水平。

目前应用于草地蝗虫预测的模型有近十种之多,它们大致分属于生物学模型、统计模型和机理模型三类。当前在我国牧区草地管理部门普遍采用的“有效基数预测模型”属于生物学模型;相比之下,统计模型的种类更多,国内外现有的统计模型包括各类相关模型(如蝗虫密度与气候因子的相关模型)、马尔柯夫链模型、环境阈值模型、灾变论模型等;机理模型是生物学模型与统计学模型相结合的一类模型,这类模型目前尚不成熟。在本章,我们主要对一些相对成熟和应用较多的蝗虫测报模型进行介绍和评述。

§ 6.2 现有草地蝗虫预测模型评述

6.2.1 有效基数预测模型

1. 基本原理

有效基数预测模型是我国广大牧区广泛采用的蝗虫预测模型,实际上它不仅用于蝗虫

预测,草原毛虫等的预测也采用这种模型^①。有效基数预测模型在应用于草地蝗虫预测时,主要是基于对蝗虫的实地观测,对蝗虫的发生期和发生量进行预测。

(1) 发生期预测

草地蝗虫发生期预测,是依据草地蝗虫的生活史阶段和特点,采用期距预测法预测蝗虫的发生期。具体做法是,采用室内或笼内饲养法或田间调查法详细观察草地蝗虫的生活史阶段和特点。其中,饲养法是指从草原上采集一定数量的蝗卵或蝗蛹,在尽量接近其自然发育条件下进行人工饲养,观察统计其发育进度和历期,以及各发育阶段的平均发育进度和历期,作为期距,去进行蝗虫的发生期预测;田间调查法,是指在某一虫态出现之前每隔1~5天在草原上调查和取样一次,观察虫态发育进度和变化规律,直至蝗虫生活史终止,并据观察结果进行蝗虫的发生期预测。

(2) 发生量预测

草地蝗虫发生量预测,其方法是对蝗卵、蝗蛹和蝗虫分别进行调查。具体做法如下:

① 查卵。时间安排在当年秋季和来年春季。其中,秋季查卵是为了摸清蝗卵的分布地点、面积和密度;春季查卵是为了进一步查明上一年秋季蝗虫所产的卵,经过冬春两季后的残存状况,即有多少卵可能孵化,从健康蝗卵的密度大致可推算出随后的蝗蛹密度和发生面积情况。查卵时,先在一个单位面积上(如1m²)将地表以下5—10cm的土层用铁铤挖出,然后从土中寻找蝗卵,或用过筛方法检出,并对蝗卵的种类、好坏进行计数和登记。

② 查蛹。一般在夏季进行,目的是为了了解蝗蛹的种类、孵化状况、发生面积、密度、龄期的变化及羽化等情况。观测蝗蛹密度一般采用方框取样法进行。龄期检查的常用方法是在典型生境中定期进行网捕,并分别记录,网捕一般每隔5天一次。

③ 查成虫。目的在于摸清当年蝗虫的发生种类、雌雄比、发生地点、发生面积及密度,所用方法与查蛹方法相同。

在野外调查数据的基础上,就可采用有效基数预测法进行蝗虫发生量预测,预测公式如下:

$$P = P_0 [e \cdot f / (m + f) \cdot r \cdot (1 - M)] \quad (6-1)$$

式中: P ——下一代蝗虫的繁殖数,即次年蝗虫的发生数量。

P_0 ——当年秋季调查的成虫基数(晚发种蝗虫可能有部分未羽化成为成虫,不应计入此基数)。

e ——每头雌虫产卵数(如环青海湖地区的宽须蚁蝗、雏蝗等小型种蝗虫为25~37.5粒,红翅皱膝蝗、白边痲蝗等中型种蝗虫为54~77粒)。

$f/(m+f)$ ——雌虫在整个蝗虫种群中的比率。其中 m 为雄虫数, f 为雌虫数(青海省蝗区的雌虫比率平均为49%)。

r ——雌虫产卵率(一般为90%)。

M ——从当年秋季的健康蝗卵到次年成虫阶段的总死亡率(一般为58%)。

$1-M$ ——总存活率(一般为42%;它决定于卵的孵化率、蝗蛹成活羽化率及成虫产卵前的存活率。蝗蛹羽化后半月内死亡者可视为性未成熟,不应计数)。

① 青海省畜牧厅、青海畜牧兽医学会、青海畜牧经济学会等编,草地工作法规及技术规范,1995。

依据有关数据,可确定青海省蝗区草地蝗虫发生量的预测公式:

$$\text{小型种蝗虫: } P = P_0 \times (25 - 37.5) \times 49\% \times 90\% \times 42\%$$

$$\text{中型种蝗虫: } P = P_0 \times (54 - 77) \times 49\% \times 90\% \times 42\%$$

不同地区可根据实际情况对上述公式中的参数做适当修正。

(3) 为害损失预测

为害损失预测主要采用采食量推算法、样方对照法两种方法进行。其中,采食量推算法主要应用于蝗虫为害较轻的情况下,此时可近似地将蝗虫的采食总量视为其为害损失量;在为害中度或重度的情况下,一般采用样方对照法,此时除蝗虫采食量外,还需考虑蝗虫为害造成的牧草减产量(指牧草生长不正常或病态所引起的损失量),通过同类草地为害地段与非为害地段牧草产量的对比求得为害损失。

2. 模型评价

有效基数预测模型直接依据生物学原理测算蝗虫的虫口数量,具有应用较为简便的优点。然而,从该模型的实际应用情况来看,预测结果的可靠性尚存在一些问题。例如,青海省草原总站曾利用该模型对 1998 年青海省牧区的草地蝗虫的发生进行过预测(表 6-1)。如果将此预测结果与同年该区草地蝗虫的实际发生情况(表 6-2)进行比较,会发现两者之间存在不小的差别。例如青海湖环湖地区的刚察、共和、海晏三县,1998 年草地蝗虫实际为害面积分别为 833km²、233km²、187km²(共 1253km²),而其预测面积分别为 667km²、67km²、67km²(共 801km²),即实际为害面积比预测为害面积多 452km²。诚然,草地蝗虫的发生受诸多因素的影响,而且这类影响必然存在一定程度的不确定性,以至使预测结果产生一定偏差。如果这种偏差不大或不很大,应该说属于正常情况;如果偏差过大,就不能不使人对有效基数预测模型的适用性产生疑虑。

表 6-1 1998 年青海省牧区草地蝗虫预测结果

县 名	1997 年蝗虫基数		1998 年蝗虫预测			为 害 地 点
	为害面积 (km ²)	平均密度 (头/m ²)	为害面积 (km ²)	平均密度 (头/m ²)	为害 级别	
共和	67	55	67	318	猖獗	倒淌河、英德尔
兴海	133	32	133	90	中度	河卡、唐乃、大河坝
贵南	200	29	200	167	猖獗	塔秀、森多、过马营
同德	500	38	500	217	猖獗	巴水、唐干、河北
贵德	153	65	153	378	猖獗	常牧、东沟
祁连	330	54	333	312	猖獗	阿保、野牛沟
刚察	667	45	667	262	猖獗	哈尔登、泉吉
海晏	67	59	67	342	猖獗	托勒
都兰	—	2	—	10	极轻	曲什岗
天峻	176	38	176	217	猖獗	天棚、关角
河南	33	49	33	312	猖獗	智禾茂、托叶玛
泽库	200	84	200	214	猖獗	西扑沙、王家、和日
尖扎	140	54	140	364	猖獗	尖扎
玛沁	67	99	67	575	猖獗	雪山

表 6-2 1998 年青海省牧区草地蝗虫为害统计

地 区		发生面积 (km ²)	为害面积 (km ²)	蝗虫密度(头/m ²)			为 害 地 点
				最高	平均	最低	
黄南州	泽库县	80	50	240	105	—	王家
	尖扎县	53	30	206	113	—	尖扎滩
海北州	海晏县	267	187	406	265	—	甘子河农场
	刚察县	967	833	1200	98	—	哈尔盖、泉吉、伊克乌兰
	同宝牧场	—	200	—	187	—	沙株玉地区
	托勒牧场	—	267	—	50	—	二、三大队
海西州	天峻县	400	160	68	40	—	关角、快尔玛
海南州	共和县	—	233	128	50	—	石乃亥、倒淌河
	贵德县	—	213	164	38	—	常牧乡
	同德县	—	233	160	80	—	河北、巴水、唐干
	贵南县	—	253	76	45	—	过马营

此外,利用有效基数模型预测草地蝗虫的发生必须进行大量的野外观测,以便获取计算所需的孵化率、死亡率、羽化率等参数。这样的野外观测不仅费时费力,而且监测结果的可靠性直接影响到预测精度。事实上,野外观测存在较大的随机性,容易降低观测结果的可比性。如进行虫卵调查,寻找虫卵有很大难度;成虫密度调查则受到天气影响,如下雨或阴天,蝗虫大多不活动,捕捉到的蝗虫数量不能代表其实际密度情况,即使在同一天不同时段(如早晨与中午),能捕捉到的蝗虫数量也会有一定差别。这些都会对有效基数模型的预测结果带来不利影响。

最后,人们在有效基数模型的实际应用中往往缺乏空间位置观念,这也会对预测结果带来不利影响。这是因为,蝗虫的发生区一般根据野外调查结果勾绘到地图上,并据此计算为害面积及各区域的为害程度,以及作为蝗虫基数的头年蝗虫的密度等。如果区域面积较大,而仅采用整个区域的蝗虫平均密度或最高、最低密度作为指标,就可能将区域内部蝗虫的实际数量分布和差异“平均”掉,以至影响模型预测的精度,这是有效基数模型应用中经常遇到、且易被忽略的一个问题。

6.2.2 二态马尔柯夫链模型

1. 基本原理

马尔柯夫链模型(Markov chain model)是在不相互独立事件的研究方面提出的一种概率模型^[1,2],美国昆虫学家 W.P.Kemp(1987)较早地将其应用于美国蒙大拿(Montana)州 56 个县的草地蝗虫发生的预测,并据预测结果进行草地蝗虫防治的决策^[3]。

马尔柯夫链模型将研究对象看作为一个独立系统,在一系列特定的时间间隔下,由已知的系统在 t_1 时刻所处的状态,根据概率推知系统在 t_2 时刻所处的状态。在马尔柯夫过程中,较简单的是一重马尔柯夫过程,这种转化过程要求系统在 t_2 时刻所处的状态只与 t_1 时刻所处的状态有关,而与 t_1 时刻以前所处的状态无关。以蝗虫种群动态过程为例,在同一地点,蝗虫发生状况(密度等级)在不同年份之间的转化也具有马氏过程的一些性质:①不同的发生强度之间具有相互可转化性;②这种发生强度间的转化过程包含着较多尚难以用函

数关系准确描述的事件。正因为如此,昆虫学家早就尝试利用该模型来预测蝗虫种群的动态变化过程。

在利用马尔柯夫过程预测某地蝗虫发生状况时,关键在于确定该地蝗虫发生强度在不同年份之间相互转化的初始概率矩阵 P ,其数学表达式一般为:

$$P = \begin{bmatrix} p_{11} & p_{12} & \cdots & p_{1j} & \cdots & p_{1N} \\ p_{i1} & p_{i2} & \cdots & p_{ij} & \cdots & p_{iN} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ p_{N1} & p_{N2} & \cdots & p_{Nj} & \cdots & p_{NN} \end{bmatrix} \quad (6-2)$$

式中, N 为蝗虫发生强度等级; p_{ij} 为强度级 i 转化为 j 的概率, p_{ij} 满足两个条件,即 $0 \leq p_{ij} \leq 1$ 及 $\sum p_{ij} = 1 (i = 1, 2, \cdots, N)$ 。

在实际应用中,普遍采用转移频率来近似代替转移概率^[4],即首先获得某地连续 M 年蝗虫密度记录数据 $x[M]$,根据一定的分级原则将该数据转化为蝗虫发生强度等级 $A[M]$,然后根据状态流: $A_1 \rightarrow A_2 \rightarrow \cdots A_i \rightarrow \cdots \rightarrow A_M$,采用统计方法获得发生强度等级之间的转移频率,并以此作为相应的转移概率 P 。这样,如果已知前一年蝗虫发生的实际状况(设为 i 强度级),即可根据转移概率矩阵 P 确定下一年蝗虫发生状况,它实际表示为概率形式,即发展为各种发生强度下的概率 $p_{ij} (j = 1, 2, \cdots, N)$ 。根据最大概率原则,确定最可能发生的状态。

在进行一个较大区域的蝗虫预测时,一般需采用数十年的历史虫情资料,并根据蝗虫密度将它们划分为若干等级,形成空间上可匹配的蝗虫密度分级图(图 6-2)。然后利用上述方法对该区域内的每一点 P 进行预测,最后形成预测结果图件,该图反映蝗虫发生的概率及强度分级。

用马尔可夫过程进行蝗虫预测目前已比较成熟,如美国在草地管理中已较普遍地采用该模型进行蝗虫预测。模型中最为关键的步骤是确定每个地点的转移概率矩阵。设蝗虫密度被划分为 N 个等级,则状态转移的种数共有 N^2 种,当 N 分别取 2、3、4、5 时,状态转移的可能种数分别为 4、9、16、25。然而,转移概率又是根据该地 M 年的历史资料统计获得,因此等级数 N 越大,所需的样本(资料的年数)越多。按照统计学原理,样本数应远大于状态数,否则某些状态转移只有很少样本甚至没有样本,统计便没有意义。而所积累的连续、系统的调查资料往往少见,如美国大部分地区一般也不超过 50 年,因此该模型在实际应用中,蝗虫发生强度一般仅划分为两个等级即“未发生”、“发生”,这时的模型便称为“二态马尔柯夫链模型”(2-state Markov chain model)。

2. 应用事例

西方发达国家在利用二态马尔柯夫链模型进行草地蝗虫预测的研究方面已做了不少工作,从模型本身来说也已比较成熟。例如,美国已较普遍地将此模型应用于草地管理的实际工作中,例如在西部草原地区的蒙大拿、怀俄明等州的应用研究^[5]。在这些应用中马尔柯夫链模型主要用于回答以下问题:①已知某地当年蝗虫发生状况(低密度/高密度),下一年蝗虫密度较低或较高的可能性(概率);②在后续几年内蝗虫密度保持较低(或较高)状态的可能性;③蝗虫密度保持较低(或较高)状态的持续时间(多少年);④从低密度状态演化为高密

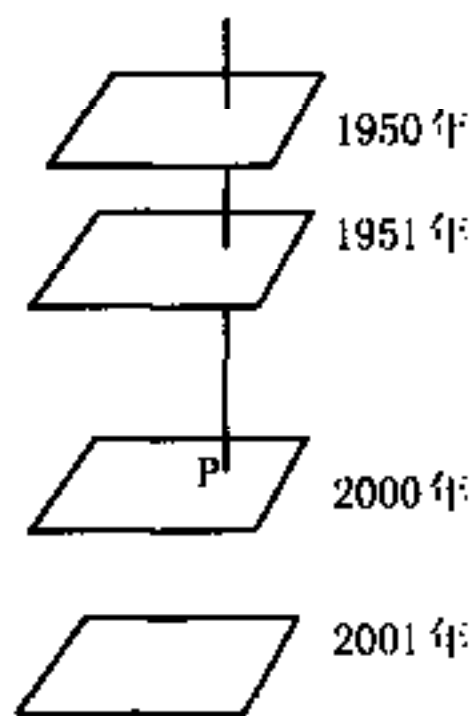


图 6-2 蝗虫密度
分级图

度状态(或相反)需要多长时间。下面以 K.M.Zimmerman 对怀俄明州草地蝗虫预测(1999)为例进行说明^[5]。

(1) 数据

利用怀俄明州农业局(WDA)和美国农业部昆虫调查局(APHIS)1941—1980年和1985—1996年的蝗虫调查资料(1981—1984年资料不全),以及由 Schell 和 Lockwood 收集和数字化的蝗虫调查资料,制作1944—1996年怀俄明州草地蝗虫发生系列图,该州每个县内有25~50个蝗虫监测数据点。

采用 ERDAS 软件将蝗虫发生图进行栅格式数字化,栅格单元大小为 1000m^2 ,栅格编码为0或1。当某数据点上蝗虫密度超过 $9.6\text{头}/\text{m}^2$ 时,相应栅格的编码值为1,反之为0。从事此项研究的昆虫学家认为, $9.6\text{头}/\text{m}^2$ 的蝗虫密度值为研究区经济受损临界点(economic injury level),在这样的密度上蝗虫导致的经济损失与蝗虫治理费用基本持平。

(2) 模型

在二态马尔柯夫链模型中,状态转移存在4种组合情形,即“未发生”→“未发生”(0→0);“未发生”→“发生”(0→1);“发生”→“未发生”(1→0);“发生”→“发生”(1→1)。各状态转移概率由以下计算公式得到:

$$P(\text{“未发生”} \rightarrow \text{“发生”}) = 0 \text{ 转化为 } 1 \text{ 的总数} / \text{从 } 0 \text{ 开始转移的总数} = a$$

$$P(\text{“发生”} \rightarrow \text{“未发生”}) = 1 \text{ 转化为 } 0 \text{ 的总数} / \text{从 } 1 \text{ 开始转移的总数} = b$$

$$P(\text{“未发生”} \rightarrow \text{“未发生”}) = 1 - P(\text{“未发生”} \rightarrow \text{“发生”}) = 1 - a$$

$$P(\text{“发生”} \rightarrow \text{“发生”}) = 1 - P(\text{发生} \rightarrow \text{未发生}) = 1 - b$$

$$\text{单步转移概率矩阵为: } P = \begin{vmatrix} P_{00} & P_{01} \\ P_{10} & P_{11} \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} 1-a & a \\ b & 1-b \end{vmatrix}$$

$$n \text{ 步转移概率矩阵为: } P^n = P^{n-1}P$$

根据以下四个公式可计算矩阵内各分量:

$$P_{00}^{(n)} = P_{00}^{(n-1)}P_{00} + P_{01}^{(n-1)}P_{10}$$

$$P_{01}^{(n)} = P_{00}^{(n-1)}P_{01} + P_{01}^{(n-1)}P_{11}$$

$$P_{10}^{(n)} = P_{10}^{(n-1)}P_{00} + P_{11}^{(n-1)}P_{10}$$

$$P_{11}^{(n)} = P_{10}^{(n-1)}P_{01} + P_{11}^{(n-1)}P_{11}$$

某个地点状态转换前的特定状态预期持续时间 $E(a0) = (1-a)/a$, $E(a1) = (1-b)/b$ 。

(3) 实现方法

在 GIS 软件 ArcView 环境下,利用 Avenue 的空间分析扩展模块和 Avenue 二次开发语言进行模型的编程实现,开发的应用分析功能可在 ArcView 环境下添加、运行和卸载,主要包括以下分析功能:

① 暴发频率(outbreak frequency)分析。建立一个新的栅格图层,该图层上特定栅格内的数值等于历年的栅格图层上各对应栅格数值(0或1)之和。

② 单年度状态转移概率(one year transition probability)分析。计算方法是:生成4个新的栅格图层,各层上对应栅格的数值根据单步转移概率矩阵(one-step transition matrix)的各分量 P_{00} 、 P_{01} 、 P_{10} 、 P_{11} 得到。

③ 预期状态持续时间(expected number of years),根据前述计算公式获得。

④ 后续 2~5 年蝗虫“发生”/“不发生”概率,通过计算 n 步状态转移概率矩阵获得。

(4) 结果

为了对该模型进行检验,他们选择了 7 个测试点,以 1944—1975 年的数据为基础进行蝗虫发生概率等数据的计算,并与 1976—1980 年的实际资料进行对比(表 6-3—6-5)。结果表明,7 个测试点中有 6 个与实际观测结果相一致(例如,点 1 从状态 0 到 1 需 2.741 年时间,实际结果是第 1、2 年仍为 0,第 3 年为 1)。模型运行的结果与实际情况存在一定差异,他们认为主要原因是:原始调查数据的密度分级体系(0~3 头/ m^2 , 4~7 头/ m^2 , 8~15 头/ m^2 , >15 头/ m^2)与模型不一致;未考虑蝗虫种群结构、蝗虫治理及环境差异等因素。

表 6-3 1975—1980 年各测试点的栅格数值

年份	点 1	点 2	点 3	点 4	点 5	点 6	点 7
1975	0	1	1	0	1	1	0
1976	0	0	0	0	0	0	0
1977	0	0	0	0	0	0	0
1978	1	1	0	0	0	0	0
1979	0	0	0	0	0	0	1
1980	0	0	0	0	0	0	0

表 6-4 测试点第 5 年(1980 年)状态转移概率矩阵

分量	点 1	点 2	点 3	点 4	点 5	点 6	点 7
P_{00}	0.547	0.741	0.938	0.937	0.835	0.596	0.742
P_{01}	0.453	0.259	0.062	0.063	0.165	0.404	0.258
P_{10}	0.550	0.741	0.938	0.915	0.835	0.587	0.742
P_{11}	0.450	0.259	0.062	0.085	0.165	0.413	0.258

表 6-5 各测试点 5 年内各状态持续时间

状态类型	点 1	点 2	点 3	点 4	点 5	点 6	点 7
5 年中第一年为低密度并保持低密度	2.741	3.704	4.688	4.679	4.175	2.967	3.710
5 年中第一年为低密度后保持高密度	2.259	1.296	0.312	0.321	0.825	2.033	1.290
5 年中第一年为高密度并保持低密度	2.743	3.704	4.688	4.657	4.175	2.958	3.710
5 年中第一年为高密度并保持高密度	2.257	1.296	0.312	0.343	0.825	2.042	1.290

3. 模型评价

与其他蝗虫测报模型相比,二态马尔柯夫链模型最显著的优点是几乎不考虑与蝗虫发生有关的各种生态环境因子(如气温、降水、植被、土壤等)及其对蝗虫的影响,而仅采用蝗虫密度资料并利用纯粹的统计学方法进行预测。这样做的好处,是模型的实现方法非常简单,而且模型的可靠性也较高,可以较准确地把握大范围地区的蝗虫发生规律。然而,从另一方

面来说,二态马尔柯夫链模型也有明显的缺点,主要表现在以下四个方面:①需要较多连续、系统、准确的蝗虫历史调查资料,这在我国这样的国家一般做不到的。②难以从二态推广到三态、四态等更为精确的形式,原因是受实际资料的限制,以至蝗虫发生强度等级很难进一步细分,这方面甚至比不上下面将论述的灾变论模型。③单纯进行蝗虫数量上的统计,没有考虑到影响“状态转移概率”的原因。实际上,许多状态转移不是在自然状态下完成的,如许多“发生”→“不发生”的状态转移,实际上是在人为干预(如蝗虫防治)的作用下造成的。又如,由于对蝗虫进行人为灭治,从短期来说有效地抑制了蝗虫的发生,但从长远来看,由于天敌减少等原因,有可能会在后续若干年中的“不发生”→“发生”的概率会比前若干年的概率增加,由此可见,这种概率在时间上也是变动的,而这种变动是由人为因素或长期的环境变化引起的。④对于一些在历史上未出现蝗虫为害或很少出现蝗虫为害、但与蝗灾区相毗邻的地段,预测结果是不可靠的。因为受长期气候变化的影响,这些以往属于安全的地段很可能发展为未来的危险地段,即可能会发生来自于蝗灾区的蝗虫的扩展。而采用马尔可夫链模型进行预测时,在这些地段所计算的“不发生”→“发生”的状态转移概率往往很小甚至为零,也就是说,这些地段的预测发生概率也同样很小甚至为零。由此可见,利用状态转移的时间序列数据,难以获得状态在空间上的转移结果,因为蝗虫发生既具有时间上波动的特征,又具有空间上扩散与消亡的特点。

6.2.3 灾变论模型

1. 基本原理

灾变论(catastrophe theory)是美国数学家 R. Thom 在 1972 年提出来的^[6];随后,美国心理学家 C. Zeeman 又进一步发展了这一理论,并将其应用于社会学和生物科学领域^[7-9]。灾变论属于用来描述那些在通常情况下连续但又展示不连续性事件的非线性数学理论。它的提出,为理解现实世界中所难解释的扰动(perturbation)现象提供了新的曙光。这种非线性数学理论,对近代物理学、化学、工程学乃至生物学领域都已产生极为深刻的影响,昆虫种群动态学也是其重要应用领域之一。

灾变论用于描述在一个包含有 n 个状态变量和 m 个控制变量的特定系统中的不连续性,并可对系统事件建模。模型建立有两个前提假设:①进行建模的系统仅处于少数几个变量控制之下。实际应用中的灾变模型通常只考虑 4 个或更少的控制变量,对那些于系统内的不连续过程影响不大的变量则不予考虑,此时发生灾变的可能数目不超过 7 个;②系统在其动态变化过程中可能偏离平滑位势(smooth potential),即系统变化在梯度意义上不一定连续,它总体上能服从偏微分方程或极限循环(limit cycles),而不必符合常微分方程。以下两种灾变形式可说明系统中灾变的发生过程。第一种为折叠灾变(fold catastrophe),在此类灾变中仅有一个控制变量 u ,设其势函数为:

$$V(x) = x^3 + ux \quad (6-3)$$

其中, x 为状态变量。此时位相空间为二维(对上式求导),平衡面为一个二次曲线(图 6-3),从图 6-3 可看出,控制变量 u 取一定值时可以有二个稳定状态出现,即 x 既可位于该曲线的上半支,也可位于下半支中的状态。当 $u < 0$ 时, x 在某一支上连续变化,一旦 u 接近并试图达到 0,状态 x 在点 O 处开始发生“跳跃”,它可能选择上半支,也可能

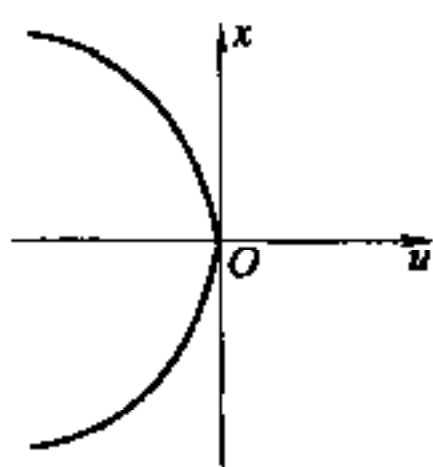


图 6-3 折叠灾变

继续选择下半支,作为继续运动的轨线。这里点 O 处的状态为一种不稳定、不可知的状态。

另一种灾变模式称为歧点灾变(cusp catastrophe),它是在与两个控制变量有联系的 1 个状态变量的反应面内发生的。设位势函数为:

$$V(x) = x^4 + ux^2 + vx \quad (6-4)$$

式中, x 为状态变量, u, v 为控制变量。随着控制变量的变化,状态变量横截平衡面。一旦越过歧点边缘,它就会突然跳到该平衡面的另一叶(leaf)上。由于位势函数是 4 阶(order),因此位相(phase)空间为 3 维,由势面方程求导获得歧点面方程:

$$4x^3 + 2ux + v = 0 \quad (6-5)$$

该歧点面如图 6-4 所示。随着 u, v 的变化,状态变量在歧点面上沿一轨迹运动,如图中的 $A_1 \rightarrow B_1$ 及 $A_2 \rightarrow B_2$ 。这里 $A_1 \rightarrow B_1$ 在经过 P_1 点时发生突然上跳,从下叶面跳到上叶面;而 $A_2 \rightarrow B_2$ 过程中在经过 P_2 时发生突然下跳。在整个变化过程中, u, v 是连续变化的,在同一叶面内,状态变量 x 也是连续变化的。但在不同叶面间,状态变量 x 的变化存在不连续性。

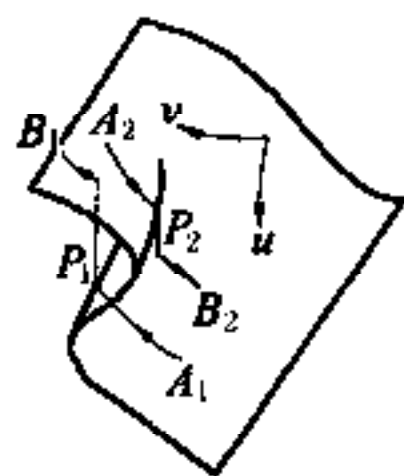


图 6-4 歧点灾变

从以上说明可初步理解歧点灾变所具备的 5 个基本性质:①突跳(sudden jump),即状态变量的不连续性;②滞后(hysteresis),即向上跳与向下跳并不一定发生在相同的地点,如图中的 P_1, P_2 ;③不可达性(inaccessibility),在平衡面的某些区域,系统状态是极不稳定的,状态变量不会停留在这些区域,而是以某种方式跳到其他稳定区域(如图 6-4 中 P_1, P_2 连线所构成的折叠区域);④分叉(divergence),即当两条就近的轨线在状态变量的位置上最终产生不同结果时,就会出现这种分叉轨线(同样的控制变量可产生不同的系统状态);⑤双稳态(bimodality),即一组特定数值的控制变量可以导致多种不同的稳定状态。

2. 应用事例

国外昆虫学家由于发现草地蝗虫的种群动态变化具有上述歧点灾变的性质,因此开始尝试利用这种模型来解释草地蝗虫种群变化的原因,进而进行草地蝗虫预测。其基本思路是:首先根据前人的有关研究成果,选择影响草地蝗虫发生的最主要的控制变量,其中主要是草地蝗虫关键生命期即蝗卵孵化期及蝗虫早期发育阶段的气温和降水量,因为一般来说,在蝗卵孵化和草地蝗虫早期发育阶段,天气状况是决定草地蝗虫种群动态变化的主要非生物学因子;然后,根据灾变模型建立平衡面方程,并利用多年历史资料(状态变量:草地蝗虫发生状况;控制变量:气象资料)进行统计,获得平衡面方程的系数并绘制平衡面;在此基础上,根据前一年的变量数据,在平衡面上利用矩量法(method of moments)等方法进行歧点估计,并根据歧点估计参数判定发生灾变(如“发生”→“不发生”这类的状态变化)的可能性。

国外利用灾变模型进行草地蝗虫测报研究虽属初步,但已取得一些有价值的成果,这些成果在一定程度上有助于解释草地蝗虫种群的动态变化规律。例如美国昆虫学家 J.A. Lockwood 等 1993 年在美国怀俄明州的研究^[10-12]。他们在采用歧点灾变模型预测蝗虫种群的暴发与崩溃上取得了较大成功。下面,简要介绍他们的研究方法与结果。

在他们的研究中,采用的气候数据来源于怀俄明州水研究中心的水资源数据系统(WRDS),包括怀俄明州 81 个地点的 1960—1984 年气象资料。根据这些资料,计算出每一个地点每年 4 月和 5 月的月均温与月降水量及年均温与年降水量。同时,利用 1960—1984 年间逐年的美国农业部动植物健康检查局的蝗虫成虫调查图,对草地蝗虫的发生情况进行

量化,将蝗虫发生情况划分为三个等级:无受害(≤ 3.6 头/ m^2);有受害($3.6 \sim 9.6$ 头/ m^2);暴发(≥ 9.6 头/ m^2)。此外,按地形图上的公里网将怀俄明州划分成 254427 块,每一块的面积为 $1km^2$ 。最后,根据逐年的蝗虫发生资料对每一块进行分类,即成灾(其中总有一个区域蝗虫密度曾达到一定的成灾水平)或非成灾(整个区域蝗虫密度都未超过一定的成灾水平)。

接着,建立歧点估计模型。平衡面计算公式如下:

$$0 = a + b(y - x)/s - [(y - x)/s]^3 \quad (6-6)$$

式中, x 为样本均值, s 为样本标准差。设 $z = (y - x)/s$, 于是

$$0 = a + bz - z^3 \quad (6-7)$$

z 是经标准化的状态变量。在此模型中,系数 a 和 b 大致可表示为:

$$\begin{aligned} a &= a_0 + a_1x_1 + \cdots + a_nx_n \\ b &= b_0 + b_1x_1 + \cdots + b_nx_n \end{aligned} \quad (6-8)$$

式中,变量 $x_1, x_2, \cdots, x_n$ 为实际测定的控制变量。利用上述模型可计算出经过标准化和未经标准化的可分因子(splitting factor)和正规因子(normal factor)及统计值。然后,绘出代表控制面的图,并在控制面上绘出所有数据。歧点参数基于矩量法估计。

在构建上述模型时,利用一些前面提到的草地蝗虫成灾块作为状态变量,将温度和降水量作为控制变量。由于利用了 3 个成灾等级标准和 4 个天气标准,因此模型总共需要运行 12 次。成灾标准包括若干个有害成灾块,若干个暴发成灾块,以及若干个有害/暴发成灾块。天气标准包括 4—7 月及全年的均温和降水量。之所以选定这些时段,是考虑到怀俄明州草地蝗虫卵的孵化时间及早龄期蝗蛹对气候状况的敏感性。

在利用 12 组数据运行该模型时,得到的结果是 2 种或 2 种以上的灾变事件。当成灾用具有“暴发性成灾”的块的数目表示时,发现有 7~9 个块预测出灾变事件;用具有“有害性成灾”的块的数目表示时,有 3~5 个预测出的灾变事件;用具有“有害性/暴发性成灾”的块的数目表示时,则有 2~7 个预测出的灾变事件。

为了确定模型对灾变事件的预测精度,将由模型所预测出的灾变事件与实际发生的灾变事件进行了比较(表 6-6)。从平均角度来说,利用年气象数据所进行的预测所得到的灾变事件最少;其次分别是利用 4 月、4/5 月和 5 月的气象数据所做的预测。基于具“暴发性成灾”的块数目所做的预测,比分别基于用“有害性成灾”或“有害性/暴发性成灾”所做的预测获得了更多的灾变事件。然而也发现,用这种模型在任何情况下都不可能十分精确地预测出如实际观察到的那些草地蝗虫灾变事件。

表 6-6 灾变论模型预测与实际观察的草地蝗虫种群数量
动态变化相符与不相符事例数目的比较

模 型		成 灾 标 准 [*]											
成 灾	气 候	有害性				暴发性				有害性/暴发性			
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
有害性	4/5 月	4	1	14	6	2	3	12	8	1	4	14	6
	4 月	1	2	13	9	2	1	14	8	1	3	15	6
	5 月	1	2	13	9	3	0	15	7	1	2	16	6
	全年	3	2	13	7	4	1	14	6	3	2	16	6

(续表)

模 型		成 灾 标 准*											
成 灾	气 候	为害性				暴发性				为害性/暴发性			
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
暴发性	4/5月	4	3	12	6	5	2	13	5	4	3	15	3
	4月	5	2	13	5	5	2	13	5	4	3	15	3
	5月	5	4	11	5	5	4	11	5	4	5	13	3
	全年	4	3	12	6	4	3	12	6	3	4	14	4
为害性/暴发性	4/5月	4	1	14	6	2	3	12	8	1	4	14	6
	4月	3	2	13	7	3	2	13	7	1	4	14	6
	5月	4	3	12	6	4	3	12	6	2	5	13	5
	全年	2	0	15	8	1	1	14	9	1	1	17	6

注：成灾标准：A. 预测为灾变事件并发生了(正确)；B. 预测为灾变事件但未发生(不正确)；C. 未预测出灾变事件,但也未发生(正确)；D. 未预测出灾变事件,但发生了(不正确)。

从理想角度而言,一个成功的模型应能准确地预测出灾变事件在何时“发生”及何时“不发生”。模型的精度可用准确预测(包括准确的“发生”和“不发生”)的百分比来表示,更确切地说,可用准确预测出的事件的出现百分比及准确预测出的事件的未出现百分比来表示(表6-7)。总体来说,基于“为害/暴发性”蝗虫密度的模型比基于单一成灾水平(即三种成灾水平之一)的模型的预测精度要差。基于“暴发性”蝗虫密度或“为害性”蝗虫密度的模型所预测的灾变事件的精度超过了57%;而基于“暴发性”蝗虫密度与“为害性”蝗虫密度两者相结合的模型所预测的灾变事件的精度都不超过40%。

表6-7 灾变论模型正确预测草地蝗虫种群数量变动事件的百分比

模 型		成 灾 标 准* (%)								
成 灾	气 候	为害性			暴发性			为害性/暴发性		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C
为害性	4/5月	72	40	93	56	20	80	60	14	78
	4月	56	10	87	64	20	93	64	14	83
	5月	56	10	87	72	30	100	68	14	89
	全年	60	30	87	72	40	93	76	43	89
暴发性	4/5月	64	40	80	72	50	87	76	57	83
	4月	72	50	87	72	50	87	76	57	83
	5月	64	50	73	64	50	73	68	57	72
	全年	64	40	80	64	40	80	68	43	78
为害性/暴发性	4/5月	72	40	93	56	20	80	60	14	78
	4月	64	30	87	60	30	87	60	30	87
	5月	64	40	80	64	40	80	60	29	72
	全年	68	20	100	60	10	93	72	14	94

注：成灾标准：A. 正确预测出的“发生”与“未发生”事件数/事件总数；B. 正确预测出的灾变事件数/灾变事件总数；C. 正确预测出的非灾变事件数/非灾变事件总数。

以上研究实例证实,歧点灾变模型有助于阐明怀俄明州草地蝗虫种群动态变化的性质。研究发现,气候状况尤其是早春的气候状况对制约草地蝗虫的种群数量变化有最为重要的作用。此外还发现,灾变模型所获结果与实际观察结果是基本相符的,即在蝗卵孵化和蝗虫早期发育阶段,温暖、干燥的天气可明显刺激蝗虫的暴发;而冷湿天气状况可能会导致蝗虫发生崩溃。同时,年平均气候状况看来并不对蝗虫种群数量的动态变化有控制性作用。其原因可能是,夏季相对炎热、干燥的天气状况所产生的对蝗虫的显著不利影响会与春季相对温暖、干燥的天气状况所产生的有利影响发生抵消作用。

3. 模型评价

属于非线性模型的灾变论模型提供了比现有线性模型更好的应用前景。它的优点是可将系统中的突然扰动加以模型化,就草地蝗虫而言,这种突然扰动是指其突然暴发或崩溃,而预测这种突然暴发与崩溃对草地蝗虫防治是至关重要的。按照灾变论,可能发生的某些数量上不同的非连续体的演变趋势,并非取决于为数可能很多的状态变量,而是取决于那些数量一般不多的控制变量。因此,即使基于为数不多的假设,灾变论也可用于预测一个系统的很多数量行为,这就是灾变模型与常规模型(如基于微分方程的模型)相比的优势所在。

尽管灾变论模型具有能对系统中的突然扰动进行模型化的优点,并已在国外草地蝗虫的研究中开始得到应用,然而从灾变论模型的实现过程的角度来说,如要应用于我国草地蝗虫的种群动态变化研究和预测,尚有以下一些问题有待解决:①模型运行结果的精度有待进一步提高。②草地蝗虫为害程度等级有必要作进一步细分。如果像 J. A. Lockwood 等人那样,将草地蝗虫的为害程度仅粗略地划分为无为害(< 3.6 头/ m^2)、有为害($3.6 \sim 9.6$ 头/ m^2)和暴发(> 9.6 头/ m^2)三个等级,必然会对预测结果的精度产生不利影响。③建立平衡面方程要求采用较多年份的草地蝗虫观察资料,因此要注意形成长期、连续、系统和定位精确的观测资料。

最后应指出,从严格意义上说,如同马尔柯夫链模型一样,灾变论模型并非属于草地蝗虫发生机理的驱动模型,而仍属统计学模型范畴。此外,尽管在灾变论模型中考虑到了利用气温、降水等作为控制变量,但控制变量的选择有一定的人为性,而且对所选控制变量的个数也有所限制,因而不可避免地会给预测精度带来不利影响。这些都是有待进一步研究的问题。

§ 6.3 模糊综合评判与模糊聚类及其理论基础

6.3.1 模糊学方法的产生背景及其应用

在现实生活和工程领域中存在许多不确定现象。这种不确定性主要表现在两个方面:一是随机性,二是模糊性。前者是由于事物的因果关系不确定所造成的,它可用概率统计方法加以研究;后者是指边界不清楚,既在质上没有确切的含义,又在量上没有明确的界限。这种边界不清的模糊概念,不是由于人的主观认识达不到客观实际造成的,而是事物的差异之间存在着中间过渡过程的结果,是事物客观存在的一种属性,因而有它自身的规律可循。1965年,美国控制论专家查德(Zadeh)首先提出了模糊集合的概念,给出了模糊现象的定量描述和分析运算的方法,从此诞生了模糊数学并逐渐引起人们的重视和研究。我国于20世纪70年代中期也开始了这方面的研究。数十年来,模糊数学及其在各方面的应用,如模糊

评判、模糊优化、模糊决策、模糊控制以及模糊识别和聚类分析等许多方面,发展十分迅速^[13]。

迄今为止,模糊数学的理论方法在我国地学、生物学、生态学等研究领域已得到广泛应用。例如,利用模糊聚类进行农业区划评价^[14],利用模糊综合评判研究土壤侵蚀强度^[15]、森林火灾后的生态变化评价^[16]、雪灾监测与评估^[17]、牧草产量预报,以及洪水危险程度评价等。在GIS与遥感研究领域,模糊学方法也用得很多,如空间信息分析^[18,19]、遥感图像分类与目标识别^[20]等。在生物学研究领域,利用模糊综合决策技术预测害虫的种群动态^[21]和发生程度^[22],预测精度均高达85%以上。

在草地蝗虫种群动态的预测中,主要应用模糊综合评判与模糊聚类。其中,模糊综合评判可用来评价草地蝗虫的各类生境因子对蝗虫生存的适宜程度,并预测蝗虫发生的可能性程度;模糊聚类的主要用途,是依据研究区内不同地方生境因子对蝗虫生存的适宜性,对草地蝗虫的生境单元进行划分。

6.3.2 模糊综合评判

由于同一事物具有多种属性或受多种因素的影响,因此在评价事物时应兼顾各个方面。对多种因素所影响的事物或现象进行总的评价,若这种评价过程中涉及模糊因素,便是模糊综合评价,又称模糊综合评判。在模糊集理论产生之前,人们常常采用总分法或加权平均法等传统的方法,总分法把每个因素都看成是同等重要,而加权平均法因为考虑到了各种因素不同的重要程度,比总分法能给出更加合理的评判结果,但在很多情况下,权值(因素的重要程度)实际上是一个模糊的概念。这时采用模糊综合评判法,可以得到更加合理的评判结果。

1. 模糊综合评判的基本方法与步骤

(1) 建立因素集

因素集是影响评判对象的每个元素所组成的一个普通集合,记为:

$$U = \{u_1, u_2, \dots, u_m\} \quad (6-9)$$

(2) 建立权重集

为反映各因素的重要程度,对各个因素 $u_i (i=1, 2, \dots, m)$ 赋予一相应的权数 $a_i (i=1, 2, \dots, m)$,由各权数组成的集合

$$A = (a_1, a_2, \dots, a_m) \quad (6-10)$$

称为因素权数集,简称权重集,通常满足非负及归一性条件。它们可看作各因素 u_i 对“重要”的隶属度。权数的确定,可以由人们根据实际问题的需要主观地确定,也可按确定隶属度的方法来确定。

(3) 建立备择集

备择集是评判者对评判对象可能作出的各种评判结果所组成的集合,可表示为:

$$V = \{v_1, v_2, \dots, v_n\} \quad (6-11)$$

各元素 $v_i (i=1, 2, \dots, n)$ 代表各种可能的总评判结果。模糊综合评判的目的,就是在综合考虑所有影响因素的基础上,从备择集中得出一最佳的评判结果。

(4) 单因素模糊评判

单独从一个因素出发进行评判,以确定评判对象对备择集元素的隶属程度,称单因素模

糊评判。设评判对象按因素集中第 i 个因素 u_i 进行评判,对备择集中的第 j 个元素 v_j 的隶属程度为 r_{ij} ,则按第 i 个因素 u_i 评判的结果可用模糊集合

$$R_i = r_{i1}/v_1 + r_{i2}/v_2 + \cdots + r_{in}/v_n \quad (6-12)$$

来加以表示。 R_i 称为单因素评判集,它是备择集 V 上的一个模糊子集,可简单地表示为

$$R_i = (r_{i1}, r_{i2}, \cdots, r_{in}) \quad (6-13)$$

同理,可得对应于每个因素的单因素评判集。以各单因素评判集的隶属度为行组成的模糊矩阵

$$R = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2n} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ r_{m1} & r_{m2} & \cdots & r_{mn} \end{bmatrix}$$

称为单因素评判矩阵。

单因素评判集可视为因素集 U 与备择集 V 之间的一种模糊关系,即影响因子与评判对象之间的“合理关系”。因此它又可表示为:

$$R_i = r_{i1}/(u_i, v_1) + r_{i2}/(u_i, v_2) + \cdots + r_{in}/(u_i, v_n) \quad (6-14)$$

其中, (u_i, v_j) ($i=1, 2, \cdots, m; j=1, 2, \cdots, n$) 为直积 $U \times V$ 中的元素; r_{ij} 表示 u_i 和 v_j 之间隶属“合理关系”的程度,即按 u_i 评判时,评判对象取 v_j 的合理程度。

(5) 模糊综合评判

单因素模糊评判,仅反映了一个因素对评判对象的影响,这显然是不够的。我们的目的,是要综合考虑所有因素的影响,得出正确的评判结果,这便是模糊综合评判。

从单因素模糊评判矩阵 R 可以看出, R 的第 i 行,反映了第 i 个因素影响评判对象取各备择元素的程度; R 的第 j 列,则反映了所有因素影响评判对象取第 j 个备择元素的程度。因此,将因素的权数集与单因素评判矩阵进行矩阵乘法运算,获得矩阵 B :

$$\begin{aligned} B = A \cdot R &= (a_1 a_2 \cdots a_m) \cdot \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2n} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ r_{m1} & r_{m2} & \cdots & r_{mn} \end{bmatrix} \\ &= (b_1 b_2 \cdots b_n) \end{aligned} \quad (6-15)$$

称 B 为模糊综合评判集; b_j ($j=1, 2, \cdots, n$) 称模糊综合评判指标,简称评判指标。 b_j 的含义是:综合考虑所有因素的影响时,评判对象对备择集中第 j 个元素的隶属度。

(6) 评判指标(结果)的处理

得到评判指标 b_j ($j=1, 2, \cdots, n$) 之后,可用以下三种方法确定评判对象的具体结果:

① 最大隶属度法。取与最大的评判指标 $\max(b_j)$ 相对应的备择元素 v_i 为评判结果。该方法仅考虑了最大评判指标的贡献,舍去了其他指标所提供的信息,这是很可惜的;另外,当最大的评判指标不止一个时,用最大隶属度法便很难确定具体的评判结果。

② 加权平均法。取以 b_j 为权数,以对各备择元素 v_j 进行加权平均的值作为评判结果,即

$$v = \sum b_j v_j / \sum b_j \quad (j=1, 2, \cdots, n) \quad (6-16)$$

如果评判对象是非数量性的,此时无法应用加权平均法,而只能用最大隶属度法;除非首先将备择集进行数量化,即分别用适当的数字来表示它们。

③ 模糊分布法。该方法直接把原始的或归一化的评判指标作为评判结果,各个评判指标具体反映了评判对象的特性方面的分布状态,使评判者对评判对象有更深入的了解,并能作各种灵活处理。

2. 多级模糊综合评判

上述模型仅仅是模糊综合评判的初始模型,即一级模糊综合评判。对于比较复杂的问题,或在比较复杂的环境中评判事物时,由于要考虑的因素很多,各个因素往往具有不同的层次,许多因素还具有比较强烈的模糊性,采用一级模糊综合评判很难得出合理的评判结果。在此情况下应采用多级模糊综合评判,简单地说,就是在模糊综合评判的基础上再进行模糊综合评判,并可根据需要多次这样进行下去。常见的情况包括:因素众多,因素具有多个层次,或因素具有模糊性等。

当因素很多时,每个因素都要赋予一定的权数,此时必然存在这样的问题:①权数难以恰当分配;②得不到有意义的评判结果。因为模糊矩阵的合成运算是先取小($\wedge$)而后取大($\vee$),这样在综合评判时,很小的权数(由于因素多,每个因素的权数降低),通过取小运算($\wedge$),便会“淹没”大量单因素评判的信息。

而多级模糊综合评判模型可克服上述问题。其基本思想是:把众多的因素,按其性质分为若干类(每类中包含的因素较少),先按一类中的各个因素进行综合评判,然后再在类之间进行综合评判。对所有影响因素作划分:

$$U = \{u_1, u_2, \dots, u_m\} \quad (6-17)$$

对其中的 $u_i (i=1, 2, \dots, m)$ 再作划分:

$$u_i = \{u_{i1}, u_{i2}, \dots, u_{in}\} \quad (6-18)$$

可根据需要继续这样划分下去。若将因素作了 k 次划分,评判时从最后第 k 次划分的诸因素开始,一级一级地往上评,构成多级综合评判的一般模型。

3. 模糊综合评判的各类数学模型

在模糊综合评判模型:

$$B = A \cdot R = (b_1 b_2 \dots b_n) \quad (6-19)$$

中,在获得评判结果前需进行 $A \cdot R$ 矩阵的合成运算(这里的运算符号“ $\cdot$ ”并不等同于矩阵乘法,而仅代表某种模糊运算)。由于不同的运算方式获得的评判结果有所不同,因此人们结合各种需要提出了多种模糊综合评判模型。各种评判模型,都是以权向量 A 和单因素评判矩阵 R 之间不同的合成方式来给出的。较常见的有如下几种:

(1) 模型 I: $M(V, \wedge)$

其中 $\vee$ 、 $\wedge$ 分别为取大、取小运算,模型中进行 A 与 R 合成所获得的 b_j 为:

$$b_j = \bigvee_{i=1}^m (a_i \wedge r_{ij}) \quad (j=1, 2, \dots, n) \quad (6-20)$$

取大运算 $\vee$ 与取小运算 $\wedge$ 是从众数中求极值。因此,在该模型中当因素众多时,若权数 a_i 归一化,其值必然很小,势必丢失大量单因素评判信息;而因素较少时,又可能丢失主要因素的信息。 a_i 的实质仍可视为是反映权重的,只是该模型是在考虑单因素评判的前提下取最大的权重,又在考虑因素权重的前提下取单因素评判的最大隶属度。

(2) 模型 II: $M(\cdot, \vee)$

该模型中,符号“ $\cdot$ ”为普通乘法运算,于是

$$b_j = \bigvee_{i=1}^m (a_i r_{ij}) (j = 1, 2, \dots, n) \quad (6-21)$$

这里,相乘运算($a_i r_{ij}$)不会丢失任何信息;但取大运算仍会丢失大量有用信息。与模型 I 一样,该模型仍是既最大限度地突出主要因素,又最大限度地突出单因素评判的隶属度,两者缺一不可。虽然也将丢失大量信息,但能较好地反映单因素评判结果和因素的重要程度,因此该模型比模型 I 有所改进。

(3) 模型 III: $M(\wedge, \oplus)$

该模型中 $\oplus$ 表示有上限 1 的求和,即

$$x \oplus y = \min(1, x + y) \quad (6-22)$$

$$b_j = \min\{1, \sum_{i=1}^m (a_i \wedge r_{ij})\} (j = 1, 2, \dots, n) \quad (6-23)$$

该模型在进行取小运算($a_i \wedge r_{ij}$)时,仍会丢失大量有价值的信息;当 a_i 和 r_{ij} 取值较大时,相应的 b_j 值均可能等于上限 1;当 a_i 取值较小时,相应的 b_j 值均可能等于各 a_i 之和。在这几种情况下将得不出有意义的评判结果。

(4) 模型 IV: $M(\cdot, \oplus)$

该模型中 $A \cdot R$ 运算与常规的矩阵乘法很相似,不同之处在于,求和计算时有上限 1 的限制,此时

$$b_j = \min\{1, \sum_{i=1}^m a_i r_{ij}\} (j = 1, 2, \dots, n) \quad (6-24)$$

(5) 模型 V: $M(\cdot, +)$

$$b_j = \sum_{i=1}^m a_i r_{ij} (j = 1, 2, \dots, n) \quad (6-25)$$

其中, $\sum a_i = 1$ 。该模型中 $A \cdot R$ 运算蜕化为常规矩阵运算,这不仅考虑了所有因素的影响,而且保留了单因素评判的全部信息。在运算中,并不对 a_i 和 r_{ij} 施加上限限制,只是 a_i 必须归一化。这是该模型的显著特点,也是它的优点。

综上所述,各种模糊综合评判模型,都能在各自的运算下给出一定的评判结果。但由于各自运算的含义不同,同一问题不可能得出同一评判结果。模型 I - III,都是在具有某种限制和取极限值的情况下寻求各自的评判结果的,因此在评判过程中会不同程度地丢失许多有用信息,适用于仅关心事物的极限值和突出某主要因素的场合。模型 IV 和 V 则不存在这些限制,能保留全部有用信息,适用于需要全面考虑各个因素的影响和各单因素评判结果的场合。

6.3.3 模糊聚类

1. 聚类分析

对事物按一定要求进行分类的数学方法称为聚类分析。聚类分析是数理统计中研究“物以类聚”的一种多元分析方法,即定量地确定样本的亲疏关系,从而客观地划分类别。由于现实的分类大多伴随着模糊性,因此把模糊数学的方法引入聚类分析能使分类更切合实际。

(1) 相似系数的各种定义

为了对样本进行合理分类,应将样本的各种性质数量化,这种数量化的性质称为样本的指标。这样,每个个别属性可以用一维实数空间来表现,多个属性就可用多维实数空间来表现。一个对象就被看作高维空间中的一个点或向量,聚类问题也就是根据某种准则将空间中比较接近的点归为一类的问题。若有 n 个样本,每个样本有 m 个指标,则样本 i 可表示为向量

$$X_i = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{im}) \quad (6-26)$$

其中, x_{ij} 表示样本 i 的第 j 个指标。为了确定各样本间的关系,常采用两种量来表示样本之间的接近程度,即相似系数 r 和距离 d 。

相似系数 r 是表示样本之间相似程度的变量, r 越接近于 1 样本越接近。相似系数的确定方法可根据实际情况来选择,计算相似系数的常用公式有夹角余弦法、相关系数法、最大最小法、算数平均最小法、几何平均最小法、绝对值指数法、指数相似系数法、非参数法、绝对值倒数法、绝对值减数法等。除此之外,还可采用主观评定法获取相似系数。

距离的定义也有多种,如果用 d_{ij} 表示样本 X_i 与 X_j 之间的距离,则所谓 X_i 与 X_j 两点的距离 d_{ij} 实际是一个非负实数,且满足以下三个性质:

- ① $d_{ij} = 0 \Leftrightarrow X_i = X_j$;
- ② $d_{ij} = d_{ji}$, 对一切 X_i 与 X_j 都成立;
- ③ $d_{ij} \leq d_{ik} + d_{kj}$, 对一切 X_i, X_j 与 X_k 都成立。

在聚类分析中,常用的距离有闵可夫斯基距离、马氏距离、兰氏距离等。直接利用距离进行聚类的例子很多,当然也可采用适当变换,将它们转化为相似系数。

(2) 系统聚类法

可分为三个步骤:①计算各样本之间的距离,将距离最近的两个点合并为一类;②定义类与类之间的距离,将距离最近的两类合并成新的类;③反复进行第 2 步,使类与类间不断合并,最后全部样本归并为一类,聚类过程结束。

类间距离有多种定义方法,常用的有最小距离法、最大距离法、中间距离法和重心法。由于类间距离的定义不同,聚类结果也不一样,到底采用那种定义更合适,应据具体问题而定。系统聚类法所得到的聚类结果是一个系统聚类树,可根据实际需要选择聚类结果。

(3) 动态聚类法

系统聚类法一次形成分类结果,因此对分类方法提出的要求较高,相应的计算量也较大。而动态聚类法先将样本进行较粗略的分类,成为初始分类,然后根据某种最优原则进行反复修改,直至分类合理为止,在很多情况下该方法是相当成功的。与系统聚类法不同的是,动态聚类法中分类的个数是预先知道的,但这需要首先选取聚类中心,即用来代表类的理想样本,常用方法有人为选择、随机选择、重心法、密度法等。

2. 模糊聚类常用方法

(1) 基于模糊分类的聚类分析

一个分类就是对任意向量 $X_i (i = 1, 2, \dots, n)$, 寻求一个隶属度的 k 元组:

$$\mu = \{\mu_1(x_i), \mu_2(x_i), \dots, \mu_k(x_i)\} \quad (6-27)$$

其中, k 为类别的个数, $\mu_j(x_i)$ 是样本 X_i 对 j 类的隶属程度。如果

$$\mu_j(x_i) \in \{0, 1\}, i = 1, 2, \dots, n$$

并且 $\sum \mu_j(x_i) = 1, j = 1, 2, \dots, k$

那么聚类问题就是一个“硬分类”问题,最终将得到一个 $n \times k$ 的矩阵

$$\mu = (\mu_{ij})_{n \times k} (i = 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, k) \quad (6-28)$$

其中,对任意 i 有 $\sum \mu_{ij} = 1 (j = 1, 2, \dots, k)$; 对任意 j 有 $\sum \mu_{ij} \geq 0 (i = 1, 2, \dots, n)$ 。在硬分类中,样本的各类别集合都是分明子集。

然而,当分类对象,存在某一样本,以某一隶属度从属于某一类,而又以另一隶属度从属于另一类,而不能明确属于某一类时,称为软分类。此时:

$$\mu_j(x_i) \in [0, 1], (i = 1, 2, \dots, n; 1 \leq j \leq k)$$

并且 $\sum \mu_j(x_i) = 1, (j = 1, 2, \dots, k)$

这时的聚类问题就是模糊分类,分类最终得到 $n \times k$ 矩阵

$$\mu_f = (\mu_{ij})_{n \times k} \quad (6-29)$$

其中 $\mu_{ij} \in [0, 1]$, 表示第 i 个样本对第 j 类的隶属程度, μ_f 给出样本空间上的 k 个模糊子集 A_j ,

$$A_j = \sum_{i=1}^n \mu_{ij}(x_i) / x_i, 1 \leq j \leq k \quad (6-30)$$

这便构成了 X 的模糊 k 组划分。对应于样本集的任一种 k 组分类,都有一个矩阵 $\mu_f(\mu)$ 与之对应,为了获得一个合理的分类,需按照某种准则找出最好的分类。聚类准则就是找到一个恰当的 $\mu_f(\mu)$ 使聚类的目标函数

$$J(\mu, d) = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^k \mu_{ij}^\alpha d_{ij} \quad (6-31)$$

取极小,其中 d_{ij} 是距离或相似系数, $\alpha \geq 1$ 是一个控制类别模糊性的一个参数。

(2) 基于模糊等价关系的聚类分析

普通等价关系被定义成同时具备自反、对称、传递三个性质的关系。普通等价关系决定一个类,彼此等价的元素属于一类。此时对论域 $U = \{u_1, u_2, \dots, u_n\}$ 的一个分类是指可以将 U 分成若干个子集: $A_1, A_2, \dots, A_k$, 使得 $A_i \cap A_j = \emptyset (i \neq j)$ 且 $\bigcup A_i = U (i = 1, 2, \dots, k)$ 。

设论域 $U = \{u_1, u_2, \dots, u_n\}$, R 是 U 上的一个模糊关系,其对应的矩阵记为 $R = (r_{ij})_{n \times n}$, 如果矩阵满足:①自反性, $r_{ii} = 1$;②对称性, $r_{ij} = r_{ji}$;③传递性, $R \cdot R \subseteq R$, 则称矩阵 R 是一个模糊等价矩阵。只满足①、②的矩阵 R 称为相似矩阵,其对应的关系 R 称为相似关系。从定义可以看出,自反性是矩阵对角线上的元素全是 1,对称性是 R 为对称矩阵,而传递性需计算 $R \cdot R$, 表示 R 和它自身的合成,看其是否包含于 R 。

模糊等价关系具有以下性质:如果模糊关系矩阵 R 是模糊等价矩阵,则对任意 $\lambda \in [0, 1]$, 所得的截矩阵 R_λ 也是等价矩阵;如果 $0 \leq \lambda_1 \leq \lambda_2 \leq 1$, 则 R_{λ_2} 所分出的每一类必是 R_{λ_1} 的某一类的子类。基于模糊等价关系的聚类正是利用了这些性质,其实现步骤为:

步骤 I: 标定工作。设论域 $U = \{u_1, u_2, \dots, u_n\}$, 建立 U 上的相似关系 R , $\mu_R(u_i, u_j)$ 表示 u_i 与 u_j 按分类特性的相似程度, R 可用相似矩阵 R 表示。 R_{ij} 可根据实际情况采用不同的计算公式或主观评分法给出。

步骤 II: 用上述方法建立起来的关系 R , 其对应矩阵 R , 一般说来只满足自反性和对称性, 不满足传递性。 R 不是模糊等价关系(只是模糊相似关系), 需将 R 改造成模糊等价关

系 R^* 。这里 R^* 不同于 R , 但 R^* 是包含 R 的最小传递闭包。采用平方法可较简便地根据相似矩阵 R 计算出传递闭包 R^* , 即: $R \rightarrow R^2 \rightarrow R^4 \rightarrow \dots \rightarrow R^{2^k} = R^*$, 其中 $2^{k-1} < n \leq 2^k$, 此时至多需要 $[\log_2 n] + 1$ 步便可得传递闭包 R^* 。在计算过程中, 当某一步中出现 $R^{2^k} = R^*$ 时停止计算, $R^k (= R^*)$ 便是一个模糊等价关系。

步骤Ⅲ: 聚类。使 λ 从 1 降为 0, 利用上步求到的模糊等价关系的 λ 水平截集进行分类, 分类由细变粗, 逐步归并, 形成一个动态聚类图。

(3) 基于模糊相似关系的聚类分析

模糊等价关系的聚类分析, 是对于相似矩阵 R 进行改造, 用 R 的传递闭包 R^* 代替 R , 一方面 R^* 是 R 的一种近似, 另一方面在求 R^* 时工作量也比较大, 需要进行多次自乘, 为此人们寻找到了直接由模糊相似矩阵进行聚类的方法。

最大树法采用了模糊图的概念。一个模糊图 R 是一个二元组 (V, R) , 其中 V 是顶点(样本点)的集合, R 是 V 上的一个模糊关系, 亦即 R 是 $V \times V$ 到 $[0, 1]$ 内的一个映射。这个定义把模糊图看成一个模糊关系, 实际上它是普通图论中赋权图的一种, 仅仅是要求边权取值范围是介于 0 和 1 之间的数(这里的弧边长为两点的相似系数)。

设图 $G = (V, E)$, 对 G 中的每一条边 $[V_i, V_j]$, 相应有一个数 W_{ij} , 称之为该边的权, 图 G 称赋权图。若存在图 G 的部分树 T^* , 使得

$$W(T^*) = \sum W_{ij}, ([V_i, V_j] \in T^*) \quad (6-32)$$

取得最大值, 则 T^* 称图 G 的最大部分树。获取最大树的步骤如下:

步骤Ⅰ: 由给定样本特征数据, 适当选取公式, 建立相似矩阵 R 。

步骤Ⅱ: 先画出顶点集(样本集)中的某一个顶点 i , 然后按 r_{ij} 从大到小的顺序依此连边, 并要求不产生回路(即圈), 直到所有样本点都被连通为止。这样就得到一棵最大树 T^* 。这里 r_{ij} 就相当于各边的权 W_{ij} 。

步骤Ⅲ: 适当选取 λ , 求最大树的 λ 水平截集, 即将那些权小于 λ 的边割断, 得到互不连通的几棵子树。有几棵子树就有几类, 每棵子树的顶点集合就是该类的所有样本。

§ 6.4 模糊综合评判在环湖地区草地蝗虫研究中的应用

如本书第 4 章所述, 影响环青海湖地区草地蝗虫发生的因素种类很多, 各种因素对蝗虫的影响方式与程度也有所不同。而且, 不同因素之间既相互联系又相互制约, 它们以不同的组合方式对蝗虫种群的结构与数量变化形成不同的综合效应。因此, 直接采用各种统计相关方法建立蝗虫与不同因子的关系是相当困难的, 而模糊数学方法在其中可显示其优点。从本节起我们讨论如何利用多级模糊综合评判法和模糊聚类法进行环湖地区草地蝗虫测报, 主要包括两部分内容: ①利用模糊聚类法按蝗虫生存适宜性对蝗虫生境因子进行评价; ②在此基础上, 利用多级模糊综合评判法进行蝗虫种群动态变化的趋势预测, 主要是分别从空间和时间上评价蝗虫发生的潜在可能性及程度。需指出的是, 不论是生境因子评价还是种群动态预测都应考虑到不同种蝗虫的性质和特点, 但因有关资料缺乏等原因, 这里暂针对整个蝗虫群体来进行分析。由于在环湖地区优势种蝗虫数量不多, 它们的数量又占种群总数的 90% 以上, 因此这样的分析不会产生太大的偏差。

6.4.1 草地蝗虫生境因子的多级模糊综合评判

1. 划分因子集和拟定评语集

根据对环湖地区草地蝗虫与生境因子关系的分析,从众多的因子中筛选出与蝗虫发生较密切的地形、土壤、植被、土地利用类型等方面的 6 项因子作为评价因子,并制订了相应的评价标准(表 6-8)。

表 6-8 草地蝗虫生境因子及其评价标准

等 级			1	2	3	4
地形	海拔	x_1	3200 ~ 3350m	3350 ~ 3450m	3450 ~ 3550m	> 3550m
	坡向	x_2	S, SE	SW, E	NE, W	N, NW
	坡度	x_3	0 ~ 10 度	10 ~ 20 度	20 ~ 30 度	> 30 度
土壤	土壤类型	x_4	栗钙土, 淡栗钙土, 暗栗钙土	棕钙土, 亚高山草甸土	高山灌丛草甸土	盐化草甸土, 沼泽土, 盐土, 沙土等
植	草地类型	x_5	温性草原	高寒草原	高山(亚高山)草甸	高寒灌丛草甸, 沼泽化草甸
被	退化状况	x_6	中度退化(盖度 50% ~ 80%)	轻度退化或未退化(盖度 80% ~ 100%)	重度退化(盖度 30% ~ 50%)	极严重退化(盖度小于 30%)
土地利用类型		x_7	天然草场	围栏草场	人工草场	农田, 沙地, 水域等
适宜性评语			很好(100)	良好(70)	较差(40)	差(0)

将影响草地蝗虫发生的 7 项生境因子作为一个因素集 X , 下分地形(X_1)、土壤(X_2)、植被(X_3)、土地利用(X_4)等 4 个子集, 即

$$X = \{X_1, X_2, X_3, X_4\}$$

4 个子集分别是:

$$X_1 = \{x_1, x_2, x_3\}, X_2 = \{x_4\}, X_3 = \{x_5, x_6\}, X_4 = \{x_7\}$$

生境对蝗虫生存的适宜程度评语拟定为

$$y = \{\text{很好, 良好, 较差, 差}\}$$

为了便于最后获取评价结果的综合指标, 将各评语转换为相应的分值 $\{100, 70, 40, 0\}$ 。

2. 确定评价因子的权重

评价因子的权重反映了各参评因子对蝗虫生存的适宜程度的大小, 它是整个模糊评价过程中最重要的指标之一。权重的确定可采用特尔斐法、二元对比分析法、灰色关联度方法、相关系数法等不同方法。这些方法都各有优缺点, 其中特尔斐法与二元对比分析法主观性较强, 灰色关联度方法与相关系数法虽较为客观, 但需事先选择适当的关联算子或相关方程的形式。本研究中评价因子权重的确定采用相关系数法和二元对比分析法结合进行。即首先利用多元回归分析法计算各影响因子与蝗虫密度间的相关系数 r , r 越大, 表明该因子的权重越大。据此可确定各因子对该区蝗虫生存的适宜程度的相对大小。以海拔高度为例, 利用 3 次方程 $L = aH + bH^2 + cH^3 + d$ (L 为蝗虫密度, H 为海拔高度) 建立蝗虫密度与海拔高度的关系(选择方程的形式为 3 次, 主要依据是本书第 4 章所述海拔高度与蝗虫密度关系的滑动平均曲线的形态), 相关系数 $r = 0.351905$; 类似地, 可获得坡向、坡度与蝗虫密度间的相关系数, 分别为 0.275583 和 0.185441。这表明, 在地形因子中, 海拔高度比坡向、坡度

对蝗虫生存的适宜程度影响更大。在此基础上,对这些因子中任意两个因子 X_i 和 X_j 之间的重要性,用多目标决策中的二元对比法进行两两比较,分别给出各因子的重要性指标,然后计算它们的比值 C_{ij} ,得到判断矩阵:

$$C_{mm} = \begin{vmatrix} C_{11} & C_{12} & \cdots & C_{1m} \\ C_{21} & C_{22} & \cdots & C_{2m} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ C_{m1} & C_{m2} & \cdots & C_{mm} \end{vmatrix}$$

对矩阵 C 的每一行元素先相乘,再求 m 次方根,即得向量

$$\beta = (\beta_1, \beta_2, \cdots, \beta_m)^T, \quad (6-33)$$

其中, $\beta_i = (\sum_{j=1}^m C_{ij})^{1/m} (i=1, 2, \cdots, m)$

作归一化处理后即得另一向量:

$$A = (a_1, a_2, \cdots, a_m), \text{ 其中 } a_i = \beta_i / \sum_{k=1}^m \beta_k \quad (6-34)$$

经检验,如判断矩阵具有满意的相容性,则向量 A 可作为权数集。

利用上法得到的各因素的模糊权数集为:

生境适宜性权数集: $A = (0.42, 0.15, 0.28, 0.15)$

地形子权数集: $A_1 = (0.55, 0.30, 0.15)$

植被子权数集: $A_3 = (0.72, 0.28)$

由于土壤、土地利用作为综合因素考虑,未细分到次一级的因子,故无子权数集。

3. 确定隶属函数

与常规方法相比,采用模糊论中的隶属度来表示草地蝗虫生境因子对蝗虫生存的适宜程度则更为合理。以海拔高度为例,按常规方法假定海拔 3200~3350m 为第一类别(很好),3350~3450m 为第二类别(良好),3450~3550m 为第三类别(较差),3550m 以上为第四类别(差)。这样的划分有几个缺陷:①例如海拔 3201m 与 3349m 同属第一类别,但对蝗虫生存的适宜程度显然有差别,而常规方法无法表示这种差别;②海拔 3349m 与 3351m 实际上无多大差别,但却分属两个不同级别。如果采用模糊论中的隶属度来表示,如对给定的海拔高度赋予其隶属度为(0.15, 0.60, 0.15, 0.10),其含义是该海拔高度上蝗虫生存适宜性为“很好”的概率为 0.15,“良好”的概率为 0.60,依此类推,显然这种做法要合理的多。

隶属度的确定可采用统计方法,常用方法有:①模糊统计试验法。②二元对比排序法(包括择优法、优先关系定序法、相对比价法、对比平均法等)。它是将事物进行两两对比,从而确定顺序,由此便可决定隶属函数的大体形状。③利用逻辑推理的结果来确定。④利用概率统计的处理方法来确定(如条件概率等)。⑤在应用领域中,隶属函数可通过“学习”逐步形成与完善,还可以通过专家评判给分的方法来确定。

此外,也可以用隶属函数算法来确定隶属度。函数的形态反映出模糊分布的形态,一般可分为三类:偏小型(降半矩形分布、降半 Γ -分布、降半正态分布、降半柯西分布、降半梯形分布、降岭形分布);偏大型(升半矩形分布、升半 Γ -分布、升半正态分布、升半柯西分布、升半梯形分布、升岭形分布);中间型(矩形分布、尖 Γ -分布、正态分布、柯西分布、梯形分布、岭形分布)。这些分布形态有的可用线性函数描述(如矩形、梯形分布),线性隶属度函数

通常有 L 函数、 Δ 函数、 Π 函数、 Γ 函数;而有的则需利用非线性函数描述(如正态分布、柯西分布、 Γ —分布等)。

为确定各生境因子对环湖地区草地蝗虫发生的适宜性隶属度,根据各因子数据的特征分别采用不同的方法进行隶属度确定,主要依据是本书第 4 章有关生境因子与蝗虫发生关系的统计与分析。由于样本数量的限制,本研究尚不能完全采用模糊统计试验法,以土壤类型为例,除栗钙土、亚高山草甸土对应的样本数相对较多外,其他土类的样本很少。对于土壤类型(x_4)、草地类型(x_5)、土地利用类型(x_7)等因子,它们具有较为明显的分界,其隶属度定义参考第 4 章的分段统计获得的结果(可近似代替模糊统计试验),并采用二元对比排序法进行(表 6-9)。坡向(x_2)、坡度(x_3)、草地退化状况(x_6)尽管属连续性较好的生境因子,由于它们在模糊权数集内所占权重较小,以及研究中采用的样本数据的限制,对这些因子的隶属度仍采用上述方法确定。

表 6-9 分界较明显的生境因子的隶属度

评价因子	评价因子的对象集	生境适宜性隶属度			
		很 好	良 好	较 差	差
坡向	S, SE	0.6936	0.2094	0.0970	0.0000
	SW, E	0.2122	0.5820	0.2058	0.0000
	NE, W	0.0000	0.0999	0.5950	0.3051
	N, NW	0.0000	0.0968	0.1990	0.7042
坡度(度)	0 ~ 15	0.6946	0.2542	0.0512	0.0000
	15 ~ 25	0.1548	0.3852	0.2607	0.1992
	25 ~ 35	0.0499	0.1506	0.5495	0.2500
	> 35	0.0000	0.0000	0.1920	0.8080
土壤类型	栗钙土	0.6022	0.2036	0.1467	0.0475
	淡栗钙土	0.6118	0.1934	0.1463	0.0486
	暗栗钙土	0.5969	0.2016	0.1505	0.0510
	棕钙土	0.1544	0.5885	0.1566	0.1005
	亚高山草甸土	0.1010	0.4031	0.2883	0.2076
	盐化草甸土	0.0000	0.0000	0.2485	0.7515
	高山灌丛草甸土	0.0000	0.2143	0.4965	0.2892
	沼泽土、盐土、沙土	0.0000	0.0000	0.2485	0.7515
草地类型	温性草原	0.6022	0.2482	0.1012	0.0483
	高寒草原	0.4974	0.2018	0.2012	0.0996
	高山(亚高山)草甸	0.0504	0.1015	0.5951	0.2530
	高寒灌丛草甸	0.0000	0.1005	0.3248	0.5748
	沼泽化草甸及其他类型	0.0000	0.0496	0.2972	0.6532
草地退化状况	未退化或轻度退化	0.3366	0.4621	0.1533	0.0479
	中度退化	0.5606	0.2961	0.0958	0.0475
	重度退化	0.0494	0.1514	0.4506	0.3486
	极严重退化	0.0000	0.0000	0.2253	0.7747
土地利用类型	天然草场	0.4023	0.3000	0.1932	0.1045
	围栏草场	0.2435	0.4084	0.2510	0.0971
	人工草场	0.0501	0.2269	0.4815	0.2415
	草地以外的用地	0.0000	0.0494	0.1020	0.8486

由于海拔高度为数据连续性较好的因子,且在模糊权数集内所占权重较大,因此其隶属度的确定采用隶属度函数方式,采用线性 L 函数、 Λ 函数和 Γ 函数进行计算(图 6-5)。

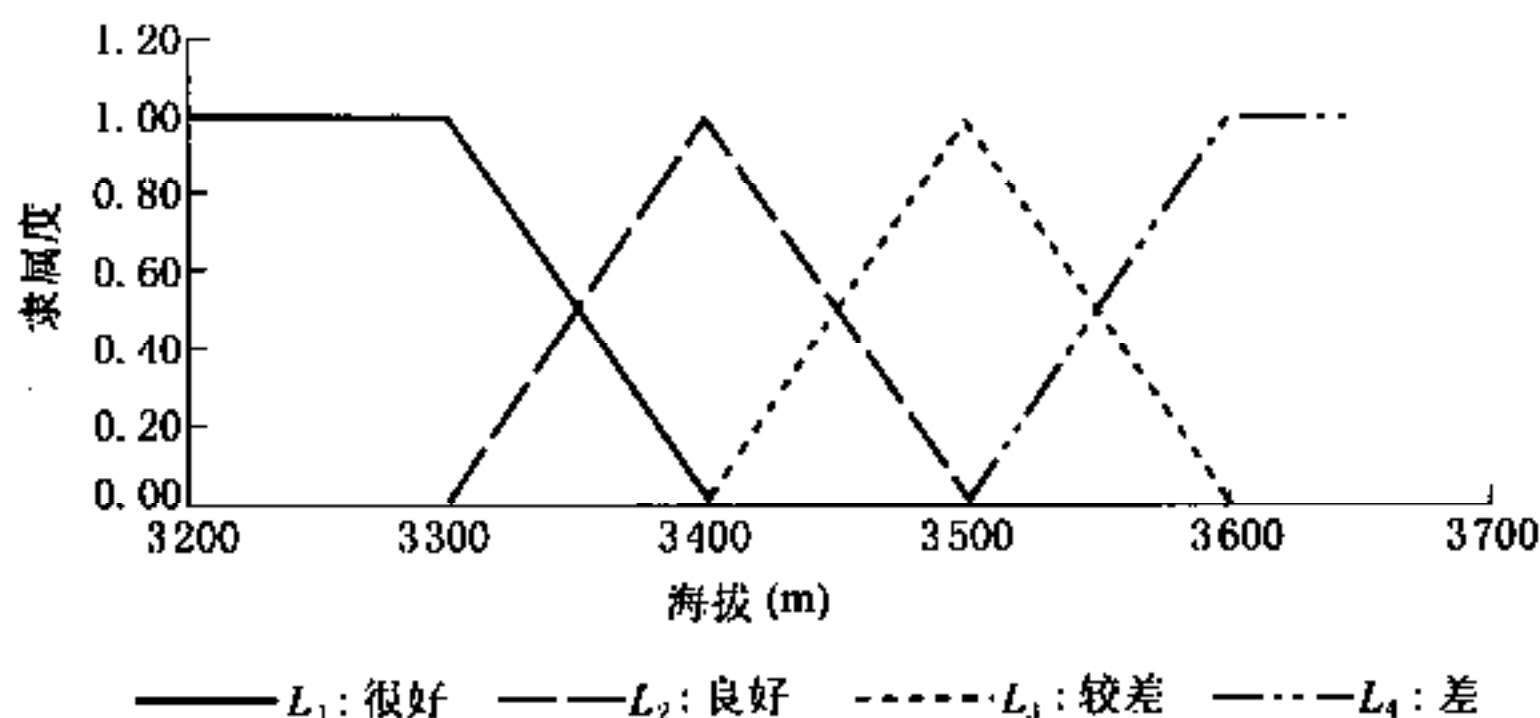


图 6-5 海拔高度对不同适宜性等级的隶属度函数

其中:

$$\left\{ \begin{array}{l} \mu_{\text{很好}}(H) = \begin{cases} 1.0, & H \leq 3300 \\ (3400 - H)/100, & 3300 < H \leq 3400 \\ 0.0, & H > 3400 \end{cases} \\ \mu_{\text{良好}}(H) = \begin{cases} 0.0, & H \leq 3300 \\ (H - 3300)/100, & 3300 < H \leq 3400 \\ (3500 - H)/100, & 3400 < H \leq 3500 \\ 0.0, & H > 3500 \end{cases} \\ \mu_{\text{较差}}(H) = \begin{cases} 0.0, & H \leq 3400 \\ (H - 3400)/100, & 3400 < H \leq 3500 \\ (3600 - H)/100, & 3500 < H \leq 3600 \\ 0.0, & H > 3600 \end{cases} \\ \mu_{\text{差}}(H) = \begin{cases} 0.0, & H \leq 3500 \\ (H - 3500)/100, & 3500 < H \leq 3600 \\ 1.0, & H > 3600 \end{cases} \end{array} \right.$$

若某样点海拔高度为 3330m,则该点的隶属度集合为 $\{0.70, 0.30, 0.00, 0.00\}$ 。

4. 求单因素评判矩阵

对给定的评价点,根据评价点各因子状况及所建立的隶属度,可计算出每个评价因子对各评语的隶属程度,从而诱导出单因素评判矩阵:

$$R = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2n} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ r_{m1} & r_{m2} & \cdots & r_{mn} \end{bmatrix}$$

式中, r_{ij} 为因素 i 对 j 等评语的隶属度。如 1997 年调查的蝗虫密度最高的样点(编号 7,蝗虫密度为 79 头/ m^2),其因子集为: $\{3222, \text{S}, 0 \sim 15, \text{淡栗钙土}, \text{温性草原}, \text{中度退化}(\text{盖度为 } 60\%), \text{天然草地}\}$,相应的单因素评判矩阵为:

	很好	良好	较差	差	
$R =$	1.0000	0.0000	0.0000	0.0000	海拔
	0.6936	0.2094	0.0970	0.0000	坡向
	0.6946	0.2542	0.0512	0.0000	坡度
	0.6118	0.1934	0.1463	0.0486	土壤类型
	0.6022	0.2482	0.1012	0.0483	草地类型
	0.5606	0.2961	0.0958	0.0475	退化状况
	0.4023	0.3000	0.1932	0.1045	土地利用

5. 多层次模糊综合评判

由于评价因子被分成两层,故应作两级综合评判:

一级综合评判:由各类因子的权数集 A_i 与该类的单因素评判矩阵 R_i 进行模糊变换,即得各类一级因子的评判结果:

$$B_i = A_i \cdot R_i = (b_1, b_2, \dots, b_j, \dots, b_m) \quad (6-35)$$

其中

$$b_j = \sum_{i=1}^m a_i r_{ij}$$

这里选用的评判模型为 $M(\cdot, +)$ (即前述模型 V), 因为这种变换法对所有因子依其权重大小均衡兼顾。

二级综合评判:一级综合评判结果 B_i 是对因素集合 X_i 中单因素的评价;二级综合评判则将每个因素集 X_i 作为一个单因素来看待,用上式作它的单因素评判,于是构成因素集 X_i 的单因素评判矩阵,亦即总的单因素评判矩阵:

$$R = \begin{bmatrix} B_1 \\ B_2 \\ B_3 \\ B_4 \end{bmatrix} = (b_{ij})_{4 \times 4}$$

然后用权数集 A 和 R 进行模糊变换,即得草地蝗虫生境适宜性结果的综合评语:

$$B = A \cdot R$$

以上述 1997 年调查的第 7 号样点为例,评价结果为:

$$B = \{0.6796, 0.1897, 0.0943, 0.0364\}$$

6. 评判指标(结果)的处理

得到评判指标 $b_j (j=1, 2, \dots, n)$ 之后,一般可根据最大隶属度法、加权平均法、模糊分布法确定评判对象的具体结果。按照最大隶属度法,上述样点对草地蝗虫的综合适宜性评语为“很好”;按加权平均法,即利用 B 与数量化的评语集加权平均,所获得的总分为 85.01;而模糊分布法则直接将 B 作为评判结果。就上述实例样点而言,其总分值比后述 1999 年刚察县调查样点的最高分值 84.98 还高,可见该模糊评价的结果与实际情况是基本吻合的。

6.4.2 事例与分析

运用上述模糊综合评判模型对环湖地区 1999 年部分实测样地进行了模糊综合评判(限

于篇幅,这里仅选择位于刚察县境内的样地),其结果列于表 6-10。

表 6-10 1999 年部分实测样地蝗虫生境适宜性模糊评判结果

样地编号	蝗虫密度 (头/m ²)	生 境 因 子							Fuzzy 评语				Fuzzy 综合 评分
		海拔 (m)	坡向	坡度 (度)	土壤* 类型	植被* 类型	植被盖 度(%)	土地利* 用类型	很好	良好	较差	差	
1	0.0	3283	S	1	6	5	95.0	1	0.52	0.22	0.12	0.14	71.83
2	0.0	3222	SE	1	8	5	95.0	1	0.46	0.15	0.18	0.20	64.06
3	0.0	3247	SE	2	1	1	60.0	1	0.68	0.19	0.09	0.04	84.98
5	31.8	3360	SW	3	1	2	55.0	1	0.48	0.38	0.11	0.04	78.59
6	0.0	3460	SW	3	1	2	60.0	1	0.39	0.33	0.25	0.04	71.66
7	0.0	3714	SW	25	5	3	95.0	1	0.13	0.23	0.20	0.20	37.78
8	0.0	3691	SW	30	7	4	90.0	1	0.23	0.25	0.17	0.12	46.81
9	0.8	3657	SW	3	5	3	98.0	1	0.17	0.24	0.17	0.18	41.04
10	17.5	3247	SE	2	1	1	78.0	1	0.68	0.19	0.09	0.04	84.98
11	60.7	3238	SE	2	1	1	70.0	1	0.68	0.19	0.09	0.04	84.98
12	64.0	3260	NE	3	1	1	80.0	1	0.57	0.19	0.16	0.07	77.12
13	4.0	3320	E	35	1	1	45.0	1	0.49	0.26	0.14	0.11	72.53
14	4.0	3294	NE	35	1	1	98.0	1	0.53	0.17	0.17	0.13	71.97
15	73.0	3310	NE	7	1	1	75.0	1	0.57	0.20	0.16	0.07	77.09
16	72.0	3350	SE	3	1	1	60.0	1	0.56	0.31	0.09	0.04	81.51
17	88.0	3330	SW	23	1	1	80.0	1	0.49	0.31	0.14	0.05	76.74
18	92.0	3250	SW	23	1	1	50.0	1	0.58	0.23	0.14	0.05	79.48
21	67.0	3210	SW	4	1	1	70.0	1	0.62	0.24	0.11	0.04	82.74
22	8.5	3240	SW	15	1	1	45.0	1	0.54	0.24	0.15	0.07	76.76
23	22.0	3285	E	3	1	1	70.0	1	0.62	0.24	0.11	0.04	82.74
24	23.0	3285	E	3	1	1	75.0	1	0.62	0.24	0.11	0.04	82.74
25	7.0	3267	NE	3	1	1	90.0	1	0.57	0.19	0.16	0.07	77.12
26	10.0	3209	NE	3	1	1	80.0	1	0.57	0.19	0.16	0.07	77.12
27	2.0	3214	NE	2	1	5	95.0	4	0.51	0.15	0.15	0.19	67.90
29	52.0	3310	NW	8	1	2	98.0	1	0.55	0.21	0.11	0.13	74.40
30	10.0	3419	N	25	7	4	95.0	1	0.20	0.38	0.24	0.18	56.55
31	2.5	3249	N	2	1	1	75.0	1	0.59	0.18	0.11	0.12	75.76
32	0.0	3253	N	2	1	1	75.0	1	0.59	0.18	0.11	0.12	75.76

注: ① 本表所选样点为 1999 年调查的刚察县境内的样点,其中第 19、20、28 号样地因数据不全未列入评价;

② 土壤类型参考已有土壤类型图确定,其编码含义为:1. 栗钙土;2. 淡栗钙土;3. 暗栗钙土;4. 棕钙土;5. 亚高山草甸土;6. 盐化草甸土;7. 高山灌丛草甸土;8. 沼泽土、盐土或沙土;

③ 植被(草地)类型的编码含义为:1. 温性草原;2. 高寒草原;3. 高山(亚高山)草甸(高寒草甸);4. 高寒灌丛草甸;5. 沼泽化草甸及其他类型;

④ 土地利用类型的代码含义为:1. 天然草地;2. 围栏草地;3. 人工草地;4. 草地以外的用地。

比较表 6-10 中的“Fuzzy 综合评分”与实际测定的蝗虫密度可以看出,评价结果与环湖地区蝗虫发生与分布的实际状况吻合较好(图 6-6,表 6-11)。如图 6-6 所示,Fuzzy 综合评分在 75 分处形成较为明显的分界;75 分以下的 11 个样地中,有 9 个样地蝗虫密度在 10 头/m² 以下,远低于蝗虫的防治标准,仅有 1 个样地超过 20 头/m²(第 29 号,蝗虫密度为 52

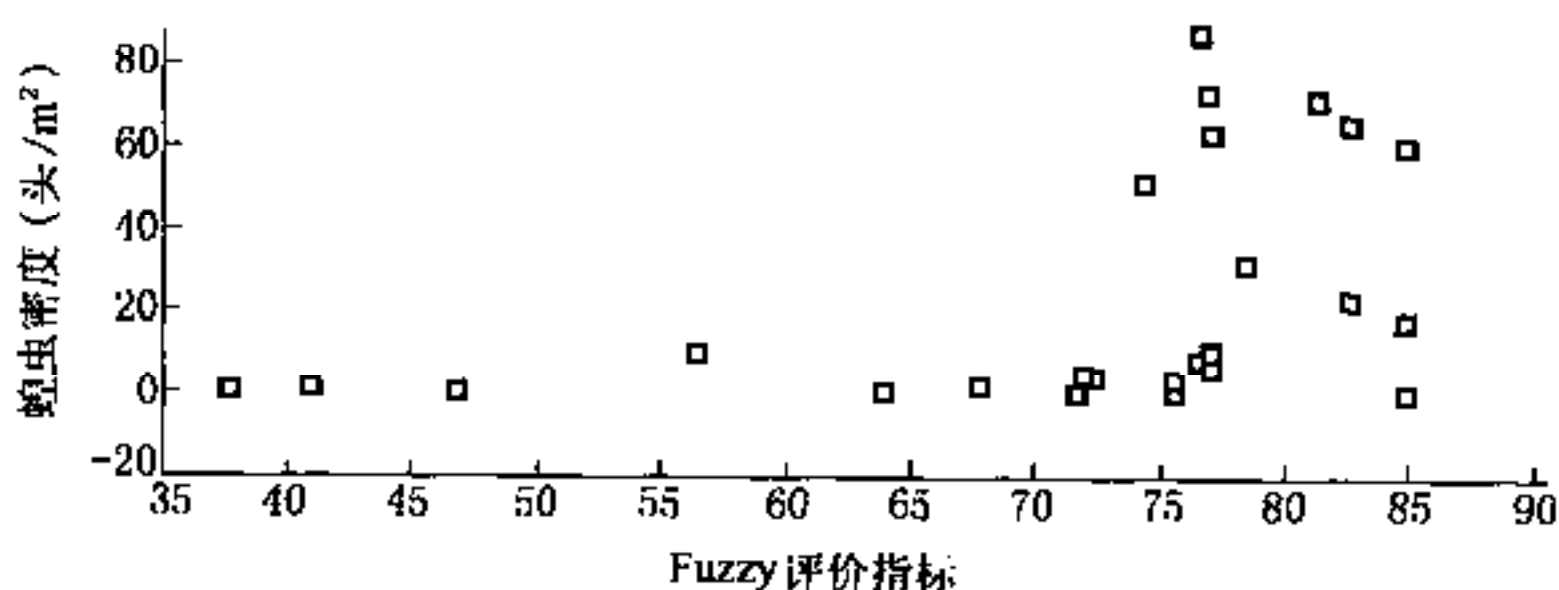


图 6-6 Fuzzy 评分与实测蝗虫密度的关系

头/ m^2 , Fuzzy 评分为 74.40, 非常接近 75 分);而在 75 分以上的 17 个样地中,有 11 个样地蝗虫密度在 20 头/ m^2 以上。从表 6-11 可看出, Fuzzy 评判的平均准确率为 71%, 其中评价“失误”(Fuzzy 评价为不适宜的样地, 但蝗虫发生严重)仅为 9%。评价的大部分“失误”发生在“Fuzzy 评价为适宜的样地, 但蝗虫发生轻微”的情形中(41%), 它们包括第 3、10、22、25、26、31、32 号样地。造成这种结果的主要原因是, 这些样地在调查之前的 1997、1998 年已进行过蝗虫治理。其中第 10 号样地(为于刚察县泉吉乡哈达滩)在 1997 年、第 3 号样地(位于哈尔盖乡)在 1998 年分别进行过治理, 第 31、32 号样地(为于泉吉乡立新村)也在 1997、1998 两年进行过治理。而第 22、25、26 号样地所测蝗虫密度分别为 8.5 头/ m^2 、7 头/ m^2 和 10 头/ m^2 , 主要受调查时天气的影响(阴雨天), 故所测蝗虫密度不能反映实际情况。由此可见, 若排除蝗虫治理等因素, Fuzzy 评价结果与实际情况的吻合程度是非常高的, 其评价准确率可达 90% 以上。

表 6-11 Fuzzy 评判结果与实际情况对比表

样地的评价结果与实际情况的对比	样地数	比例(%)	正确性
Fuzzy 评价为适宜, 蝗虫发生严重	10	59	正确
Fuzzy 评价为适宜, 蝗虫发生轻微	7	41	有误
Fuzzy 评价为不适宜, 蝗虫发生严重	1	9	有误
Fuzzy 评价为不适宜, 蝗虫发生轻微	10	11	正确
总 计	20	0.71	正确
	8	0.29	有误

§ 6.5 环湖地区草地蝗虫生境的模糊聚类

6.5.1 方法与步骤

模糊综合评判是草地蝗虫生境适宜性评价中较为简便而实用的方法之一, 其评判结果是各样地对不同 Fuzzy 评语的隶属程度, 或综合评价指标即综合分。对整个研究区域来说, 需将其划分为若干个单元(采用矢量多边形或栅格方式)分别进行评价, 每个单元有一定的“综合分”。然而, 单元间的亲疏关系还不能表现, 尽管可以采用人为分级的方法, 但分级界限的确定较难把握。例如, 在前述评价中可采用 75 分将生境划分为“适宜”和“不适宜”两大类, 但在 75 分附近的样地难以看出它们明显的生境差别。模糊聚类法可较好地解决这类问

题,这里采用加权海明距离为例予以说明。

加权海明距离这一概念是 1981 年提出来的。设论域 $U = \{u_1, u_2, \dots, u_n\}$, 已知 A, B 是 U 上的两个模糊子集, A 与 B 之间的加权海明距离规定为

$$d_{W(A,B)} = \sum W_i |u_A(u_i) - u_B(u_i)|, (i = 1, 2, \dots, n) \quad (6-36)$$

其中 W_i 是加于 u_i 上的权, 且要求 $\sum W_i/n = 1$ 。

在草地蝗虫生境适宜性评价中, 所用到的“距离”概念只是借用距离这个名词, 其计算公式同上。例如, 给定论域 $U = \{u_1, u_2, u_3\} = \{\text{海拔}, \text{坡向}, \text{坡度}\}$ 。评定 A 与 B 的模糊子集为:

$$A = 0.8/u_1 + 0.5/u_2 + 0.6/u_3$$

$$B = 0.6/u_1 + 0.6/u_2 + 0.8/u_3$$

权重向量为 $W = \{2.0, 0.5, 0.5\}$; 计算 A 与 B 的距离为: $d_{W(A,B)} = 2.0 \times (0.8 - 0.6) + 0.5 \times (0.5 - 0.6) + 0.5 \times (0.6 - 0.8) = 0.25$, 表明 A 比 B 好。

下面仍以 1999 年调查的刚察县的 28 个样地为例, 说明该方法的有关步骤及结果:

① 选定论域 $U = \{x_1, x_2, x_3, x_4, x_5, x_6, x_7\}$, 仍采用海拔、坡向、坡度等 7 个因素。

② 对每个样点进行的各因素进行模糊评价, 获得 U 上的 28 个模糊子集 $A_k (k = 1, 2, \dots, 28)$ 。如

$$A_1 = \{1.0, 0.9, 0.9, 0.1, 0.7, 0.7, 0.7\}$$

其中的 7 个数据分别表示 7 个因素对蝗虫生存适宜性的综合评价指标。

③ 确定类别数并选取聚类中心样本(或称标准样本)。这里选择编号分别为 21、25、6、30 的 4 个样本作为聚类中心, 它们分别代表对蝗虫生存有较明显差别的四个类型: 轻-中度退化的温性草原, 未退化的温性草原, 高寒草原, 以及高寒(灌丛)草甸。并获得各中心样本在 U 上的模糊子集:

$$B_1 = \{1.0, 0.7, 0.9, 0.8, 0.8, 0.8, 0.7\}$$

$$B_2 = \{1.0, 0.3, 0.9, 0.8, 0.8, 0.7, 0.7\}$$

$$B_3 = \{0.5, 0.7, 0.9, 0.8, 0.8, 0.8, 0.7\}$$

$$B_4 = \{0.6, 0.1, 0.4, 0.3, 0.8, 0.7, 0.7\}$$

④ 确定各因子的权重, 采用模糊综合评价中所用确定的权向量, 并“ $\times 7$ ”, 以满足加权海明距离限定的条件, 权向量结果为

$$W = \{1.62, 0.88, 0.44, 1.05, 1.41, 0.55, 1.05\}$$

⑤ 利用广义加权海明“距离”计算出 28 个样地到第 j 类 ($j = 1, 2, 3, 4$) 的距离, 得到表 6-12。表中 $D_w(A_i, B_j)$ 表示第 i 个样点到第 j 类的距离, 在每一行上, 有一个最小绝对值所在的列 j (标 * 者), 表明该样地到第 j 类的距离最小, 可归入该类。

表 6-12 刚察县 1999 年调查样地模糊聚类结果表

样点编号	到各类的距离				类别		样点编号	到各类的距离				类别
	1	2	3	4				1	2	3	4	
1	-0.76	-0.37	0.01*	1.07	3		3	0.16*	0.55	0.93	1.99	1
2	-1.31	-0.91	-0.53	0.53*	4		5	-0.29	0.10*	0.49	1.54	2

(续表)

样点编号	到各类的距离				类别	样点编号	到各类的距离				类别
	1	2	3	4			1	2	3	4	
6	-0.78	-0.38	0.00*	1.06	3	18	-0.23	0.17*	0.55	1.60	2
7	-3.15	-2.75	-2.37	-1.31*	4	21	0.00*	0.39	0.78	1.83	1
8	-2.51	-2.12	-1.74	-0.68*	4	22	-0.42	-0.02*	0.36	1.41	2
9	-2.92	-2.52	-2.14	-1.09*	4	23	0.00*	0.39	0.78	1.83	1
10	0.16*	0.55	0.93	1.99	1	24	0.00*	0.39	0.78	1.83	1
11	0.16*	0.55	0.93	1.99	1	25	-0.39	0.00*	0.38	1.44	2
12	-0.39	0.00*	0.38	1.44	2	26	-0.39	0.00*	0.38	1.44	2
13	-0.71	-0.32	0.06*	1.12	3	27	-1.04	-0.64	-0.26*	0.79	3
14	-0.75	-0.36	0.02*	1.08	3	29	-0.58	-0.19*	0.19	1.25	2
15	-0.40	-0.00*	0.38	1.44	2	30	-1.83	-1.44	-1.06	0.00*	4
16	-0.09*	0.31	0.69	1.75	1	31	-0.49	-0.09*	0.29	1.34	2
17	-0.42	-0.03*	0.36	1.41	2	32	-0.49	-0.09*	0.29	1.34	2

注：* 表示最小绝对值。

6.5.2 对聚类结果的分析

利用上述方法对刚察县 1999 年的 28 个调查样地进行聚类,结果共分为 4 类,各类生境对蝗虫生存适宜性均有所不同,这与前述模糊综合评判的结果较为一致。图 6-7 所示为聚类结果与 Fuzzy 综合分的对比图,可以看出,从类别 1 到类别 4,对蝗虫生存适宜程度是逐渐



图 6-7 聚类结果与 Fuzzy 综合分的关系

降低的。表 6-13 将聚类样地按其类别排列,并列出各样地的主要生境因子数据。其中,代表该区草地蝗虫生存最适宜的生境类型(类别 1)中的样地,全部为海拔 3200~3350m、坡向为阳坡或半阳坡且坡度较小、中度退化的温性草原;类别 2 中大多数样地也属温性草原,但植被覆盖度、坡度、坡向等较类别 1 略差;类别 3 的样地数量较少,类内样地的相似性稍差,就草地类型而言,从高寒草原、温性草原、草甸到撂荒地等都有,这主要是由于该分类是基于“对蝗虫生存的适宜性程度”进行的,且聚类前确定类别数及各类的典型样地时没有对这些数量较少的样地进行更细致的分类;类别 4 中的样地以草甸为主,植被盖度均在 90%以上,5 个样地中有 4 个海拔在 3400m 以上,这样的生境条件对蝗虫生存极为不利,尽管类内各样地的相似程度为 4 个类别中最差的(图 6-7 中,类别 4 中的样地离散度最高,这也可从表 6-12 内各样地到所属类别距离的数值大小看出),但仍将其划分为一类。

表 6-13 模糊聚类结果与主要生境因子的关系

聚类类别	样地编号	Fuzzy 综合分	样点主要生境要素状况				
			海拔(m)	坡度(度)	坡向	植被盖度(%)	植被类型
1	3	84.98	3247	2	SE10	60	温性草原
	10	84.98	3247	2	SE20	78	温性草原
	11	84.98	3238	2	SE20	70	温性草原
	16	81.51	3350	3	SE50	60	温性草原
	21	82.74	3210	4	SW15	70	温性草原
	23	82.74	3285	3	E	70	温性草原
	24	82.74	3285	3	E	75	温性草原
2	5	78.59	3360	3	SW25	55	高寒草原
	12	77.12	3260	3	NE40	80	温性草原
	15	77.09	3310	7	NE60	75	温性草原
	17	76.74	3330	23	SW20	80	温性草原
	18	79.48	3250	23	SW20	50	温性草原
	22	76.76	3240	15	SW25	45	温性草原
	25	77.12	3267	3	NE60	90	温性草原
	26	77.12	3209	3	NE60	80	温性草原
	29	74.40	3310	8	NW10	98	高寒草原
	31	75.76	3249	2	N	75	温性草原
	32	75.76	3255	2	N	75	温性草原
3	1	71.83	3283	1	S	95	低地盐化草甸
	6	71.66	3460	3	SW25	60	高寒草原
	13	72.53	3320	35	E	45	温性草原
	14	71.97	3294	35	NE15	98	温性草原→高寒草原
	27	67.90	3214	2	NE60	95	撂荒地
4	2	64.06	3222	1	SE10	95	低地沼泽化草甸
	7	37.78	3714	25	SW65	95	高寒草甸
	8	46.81	3691	30	SW65	90	高寒半灌丛草甸
	9	41.04	3657	3	SW65	98	高寒草甸
	30	56.55	3419	25	N	95	高寒灌丛草甸

§ 6.6 草地蝗虫发生强度的模糊综合评判

地形、土壤、植被等属于相对稳定的生境要素,它们是草地蝗虫空间分布的主要决定因素。但就草地蝗虫发生的年际变化来说,气候等动态生境要素的影响则显得更为重要,往往正是这类因素驱动着草地蝗虫种群的消长、演替、蔓延、暴发或崩溃。因此,只有进一步建立基于动态因素的评价模型,才能真正实现对草地蝗虫进行预测的目的。这里仍采用模糊综合评判模型,其方法、步骤与前述生境适宜性评判基本一致。

6.6.1 步骤

1. 划分因子集和拟定评语集

为了预测环湖地区草地蝗虫发生的可能性与强度,根据各生境因子与该区蝗虫发生关系及蝗虫发生规律,选择其中的 8 个主要因子作为评价因子,并确定相应的评价标准(表 6-14)。模糊评判的评价因素集 X ,下分相对稳定要素综合适宜度(X_1)、蝗情(X_2)、治理状况(X_3)和气候状况(X_4)4 个子集,即

$$X = \{X_1, X_2, X_3, X_4\}$$

4 个子集分别是:

$$X_1 = \{x_1\}, X_2 = \{x_2, x_3\}, X_3 = \{x_4\}, X_4 = \{x_5, x_6, x_7, x_8\}$$

蝗虫发生的可能强度评语拟定为

$$y = \{\text{重度发生, 中度发生, 轻度发生, 不发生}\}$$

各评语所对应的数量化分值拟定为 $\{100, 70, 40, 0\}$ 。

表 6-14 草地蝗虫发生强度模糊综合评判的评价因子及评价标准

等 级		1	2	3	4	
相对稳定要素综合适宜度		x_1	> 80	75 ~ 80	65 ~ 75	< 65
蝗 情	上一年发生情况	x_2	成灾 (≥ 25 头/ m^2)	发生但未成灾 (5 ~ 25 头/ m^2)	少量出现 (< 5 头/ m^2)	几乎未出现
	离“蝗源”距离	x_3	< 200m	200 ~ 500m	500 ~ 1000m	> 1000m
治理状况		x_4	< 4 年未治理	< 3 年未治理	< 2 年未治理	上一年治理
气 候 状 况	4—5 月降雨量	x_5	~ 20% 以上	- 20% ~ 0%	0% ~ 20%	20% 以上
	6—7 月气温	x_6	+ 5% 以上	0% ~ 5%	- 5% ~ 0%	- 5% 以下
	6—7 月降雨量	x_7	+ / - 15% 以内	- 15% 以上	+ 15% ~ 30%	+ 30% 以上
	6—7 月干旱度	x_8	中偏旱(6 ~ 10)	干旱(10 ~ 30)	极干旱(> 30)	偏湿(< 6)
蝗虫发生的可能强度评语			重度(100)	中度(70)	轻度(40)	不发生(0)

注:表中气候状况栏内的数据,如“ -20% 以上”表示比多年同期的平均值低 20% 以上,余类推。

在以上评价因子中,离“蝗源”距离(x_3),表示评价地点离上一年蝗虫为害区边界的最小距离。选择这一因素主要出于对蝗虫扩散的考虑,其相应评价标准则参照有关研究者对蝗虫扩散速率的研究结果。气候状况的评价因子主要选取 6—7 月的气温与降雨量,因为这一阶段为环湖地区主要为害种蝗虫——雏蝗的孵化期和蝗蛹期,在次期间受气候条件的影响较大;4—5 月降雨量则对这一阶段的土壤湿度有一定影响,从而影响到蝗卵的成活。而上一年 8 月到当年 3 月的气候状况则没有考虑,因为这一阶段的气候状况主要影响蝗卵的存活,但其影响程度与方式尚不十分明确。

对于其他一些影响因素,如放牧、草地改良等人为因素,由于其影响程度较小且数据获取较困难而没有选作评价因子。草地生长状况尽管对蝗虫发生有一定影响,但其数据获取也较为复杂,而且它与 4—7 月气候状况的相关程度较高(尤其是 6—7 月降雨量)^[23-26],因此也暂不作为评价因子。

2. 确定评价因子的权重及隶属函数

采用二元对比排序法分别给出各因子的重要性指标,得到各因素的模糊权数集为:

蝗虫发生的可能强度权数集 $A = (0.48, 0.12, 0.08, 0.32)$

蝗情子权数集 $A_2 = (0.75, 0.25)$

气候状况子权数集 $A_4 = (0.10, 0.17, 0.28, 0.45)$

各评价因子对蝗虫发生强度的隶属度确定见表 6-15。

表 6-15 评价因子对各评语的隶属度

评 价 因 子	评价因子的对象集	评价因子对各评语的隶属度			
		重度发生	中度发生	轻度发生	不发生
相对稳定要素综合适宜度 (x_1)	> 80	0.66	0.24	0.10	0.00
	75 ~ 80	0.28	0.53	0.14	0.05
	65 ~ 75	0.05	0.26	0.55	0.14
	< 65	0.00	0.08	0.18	0.74
上一年蝗虫发生状况(x_2)	成灾(≥ 25 头/ m^2)	0.64	0.25	0.11	0.00
	发生但未成灾(5 ~ 25头/ m^2)	0.11	0.25	0.59	0.05
	仅少量出现(< 5头/ m^2)	0.05	0.09	0.76	0.10
	几乎未出现	0.00	0.00	0.16	0.84
离“蝗源”距离(x_3)	< 200m	0.60	0.24	0.11	0.05
	200 ~ 500m	0.19	0.47	0.18	0.16
	500 ~ 1000m	0.00	0.09	0.56	0.35
	> 1000m	0.00	0.00	0.24	0.76
治理状况(x_4)	< 4 年未治理	0.65	0.26	0.09	0.00
	< 3 年未治理	0.25	0.43	0.27	0.05
	< 2 年未治理	0.16	0.29	0.50	0.05
	上一年治理	0.05	0.19	0.71	0.05
4—5 月降雨量(x_5)	- 20% 以上	0.14	0.60	0.16	0.10
	- 20% ~ 0%	0.55	0.26	0.14	0.05
	0% ~ 20%	0.14	0.21	0.55	0.10
	+ 20% 以上	0.05	0.11	0.66	0.18
6—7 月气温(x_6)	+ 5% 以上	0.65	0.26	0.09	0.00
	0% ~ 5%	0.40	0.40	0.15	0.05
	- 5% ~ 0%	0.11	0.33	0.36	0.20
	- 5% 以下	0.00	0.05	0.26	0.69
6—7 月降雨量(x_7)	+ / - 15% 以内	0.63	0.27	0.10	0.00
	- 15% 以上	0.16	0.63	0.16	0.05
	+ 15% ~ 30%	0.05	0.19	0.52	0.24
	+ 30% 以上	0.00	0.05	0.25	0.70
6—7 月干旱度指数(x_8)	中偏旱(6 ~ 10)	0.75	0.20	0.05	0.00
	干旱(10 ~ 30)	0.50	0.35	0.15	0.00
	极干旱(> 30)	0.10	0.54	0.26	0.10
	偏湿(< 6)	0.00	0.16	0.57	0.27

3. 多层次模糊综合评判

对给定的评价样地,根据评价样地上各因子的状况及其隶属度,可计算出每个评价因子对各评语的隶属程度,从而诱导出该样地的单因素评判矩阵,并在此基础上对该评价样地进行两级综合评判。

6.6.2 事例与分析

运用上述方法对刚察县 1988—1998 年草地蝗虫发生的总体情况进行了模糊综合评判,其结果见表 6-16。

表 6-16 1988—1998 年刚察县草地蝗虫发生的可能强度评判

年份	各评价因子的等级								Fuzzy 评语				Fuzzy 综合指标
	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5	x_6	x_7	x_8	重度发生	中度发生	轻度发生	不发生	
1988	2	3	1	3	4	1	4	4	0.21	0.34	0.31	0.15	56.71
1989	2	3	1	3	4	2	4	4	0.19	0.35	0.31	0.15	56.01
1990	2	3	1	3	1	2	1	1	0.36	0.39	0.21	0.04	71.45
1991	2	2	1	3	4	1	1	1	0.38	0.38	0.21	0.04	72.34
1992	2	1	1	3	1	3	2	3	0.26	0.48	0.20	0.06	67.58
1993	2	2	1	3	4	4	3	4	0.18	0.35	0.33	0.14	55.97
1994	2	3	1	3	3	3	4	4	0.18	0.35	0.32	0.15	55.00
1995	2	3	1	3	1	2	2	2	0.28	0.44	0.23	0.05	68.20
1996	2	3	1	3	1	3	2	2	0.27	0.44	0.24	0.06	66.81
1997	2	3	1	3	4	2	1	1	0.36	0.37	0.22	0.05	70.71
1998	2	2	1	3	2	1	1	1	0.39	0.38	0.19	0.04	73.61

应指出的是,由于缺乏系统的历史资料,上述评价是针对整个地区进行的。其中,相对稳定要素综合适宜度(x_1)在各年份内视为基本不变,尽管草地退化程度等因素在不同年份会有所不同,但其权重较小,对结果影响不大;离“蝗源”距离(x_3)对于这一范围较大的区域的评价没有多大实际意义,因此设定为定值;至于蝗虫治理(x_4),历年的实际治理面积在整个蝗灾发生区面积中所占比例很小,因此也取为定值。这样,上表的评价实际上主要建立在气候状况和上一年蝗虫发生状况的基础上。

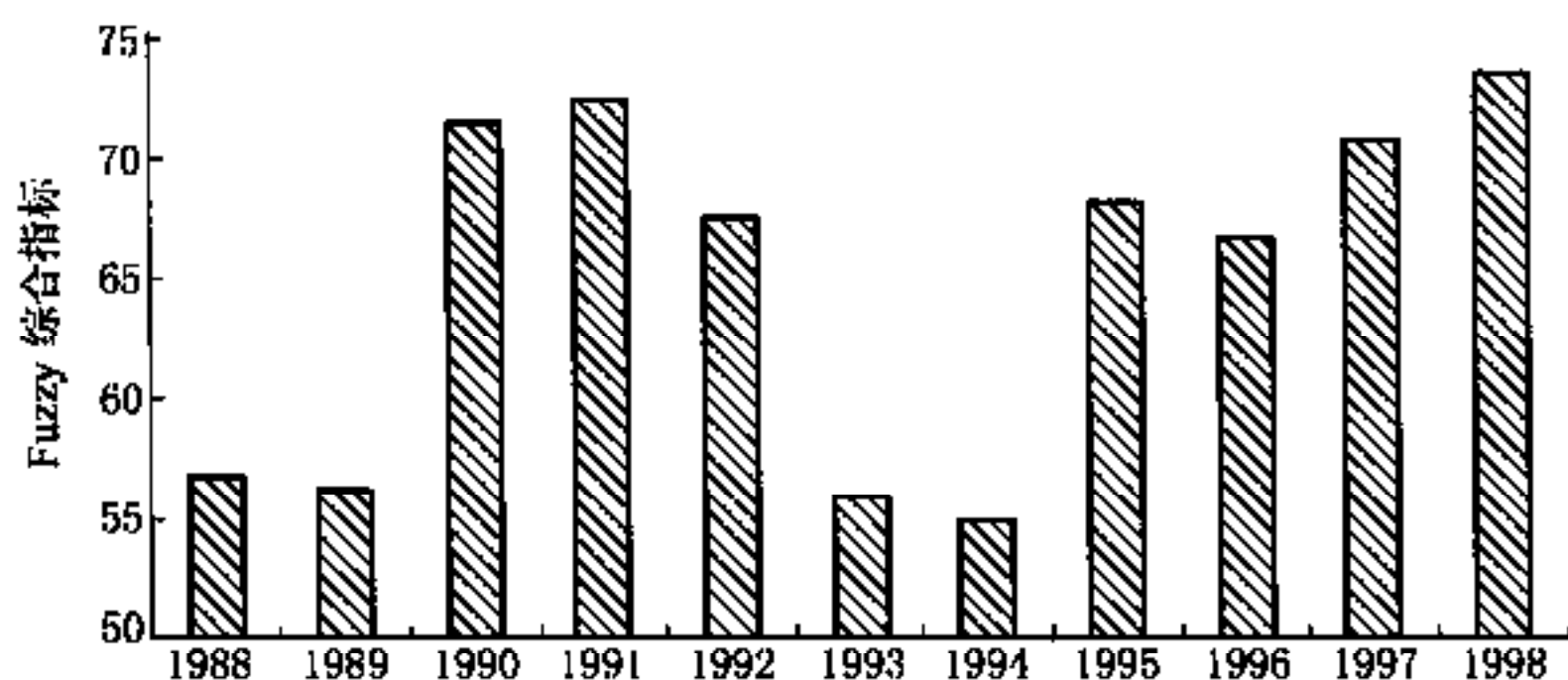


图 6-8 1988—1998 年刚察县草地蝗虫发生强度的模糊评判指标

从我们掌握的刚察县历年蝗虫发生情况与上述评价结果(图 6-8)的比较来看, Fuzzy 综合指标与该县蝗灾发生强度的年际变化是相当一致的。具体来说, 1990、1991、1997、1998 年 Fuzzy 综合指标值都在 70 以上, 而这 4 年均为该区蝗虫发生最严重的年份; 1992、1995、1996 年综合指标在 65~70, 这些年份为该区蝗虫中度发生年份; 1988、1989、1993、1994 年的综合分均不超过 60, 这些年份确实也是该区蝗虫发生相对较轻的年份。由此可见, 利用模糊综合评判法进行草地蝗虫发生的可能强度进行评判是可行的。

6.6.3 对模型的讨论

由于受到资料不足等主客观条件的限制, 我们的研究尚属初步研究, 特别是草地蝗虫发生强度的动态预测方面还有待改进。如果能获得有关蝗虫及其生境因子的定点、定时序列资料, 对气候因子以“旬”为时段单位进行统计, 预测精度无疑会进一步提高。

其次, 草地蝗虫发生的预测通常是针对较大范围的区域进行的。在此情况下, 需要将整个区域划分为若干个评价单元, 对不同评价单元分别进行评价。单元的划分可采用两种方法: 一是栅格法, 相对较为简单, 且数据获取简便, 缺点是数据量大; 另一种方法是矢量法, 它将区域划分为若干个“地块”, 数据量较小, 但进行这样的划分所用数据的获取相当复杂。在划分评价单元的基础上, 可分别对各单元进行评价, 即获得各评价单元上的草地蝗虫生境适宜性指标、蝗虫发生强度的评判指标, 然后就可完成整个区域的评价与制图。

此外, 从评价的结果来看, 对于每一个评价单元, 模糊评判是根据最大隶属原则和所拟定的评语集, 按 Fuzzy 评语所给出的数据, 将草地蝗虫发生的可能强度确定为 4 个等级。实际上, Fuzzy 评语提供的信息的内涵远远超出这样的等级性结论。它向人们展示的是评价单元在一般正常状态下蝗虫发生强度的最大可能性, 但不是唯一的可能性。这是因为, 4 个等级数值之和为 1, 只有当其中一个数值为 1, 其他 3 个为零时, 其可能性才是唯一的; 如果 4 个等级的数值相等或相近, 则 4 个等级出现的可能性均等, 预示蝗虫种群数量的发展趋势模糊不定; 多数情况下 4 个等级的 Fuzzy 数值不等, 此时只能将其中数值最大的一个所相应的等级视为有最大可能性的发展趋势。同时, 由于生境因子的复杂性及其影响的不确定性, 在蝗虫种群的暴发与崩溃过程中主要矛盾和次要矛盾相互转化的现象也时有发生, 所以还不能忽视生境条件变化向数值较小的其他等级转化的可能性。其次, Fuzzy 评语 4 个等级数值的大小, 还表明评价单元上蝗虫种群的数量变化朝 4 个等级(方向)发展的速度差异, 数值越大的, 速度越快, 蝗虫密度的增加或减少速度也越快。

最后应指出, 模糊评价的综合指标与蝗虫发生密度与强度间的关系不是简单的线性关系, 这就为精确地预测蝗虫发生强度带来困难。而且, 在不同年份内 Fuzzy 综合指标的分级界限也不可能是完全相同的。较好的解决办法是采用多年对比方法, 即对同一地点分别进行多年的评价。例如, 为了预测某一地点 2002 年蝗虫的发生状况, 可采用模糊评判方法分别进行该地点在 1995—2002 年的蝗虫发生强度评判, 设评价结果(综合指标)分别为: F_{1995} , F_{1996} , $\dots$, F_{2002} 。而 1995—2001 年蝗虫发生强度是已知的, 据此即可推断 2002 年该地点的蝗虫发生强度。

参 考 文 献

- [1] A T Bharucha-Reid. 马尔可夫过程初步及其应用. 杨纪珂, 吴立德译. 上海: 上海科学技术出版社, 1979
- [2] Stewart W J. *Introduction to the numerical solution of Markov chains*. Princeton; Princeton University Press, 1994. 539
- [3] Kemp W P. Probability of outbreak for rangeland grasshoppers (Orthoptera; Acrididae) in Montana; application of Markovian principles. *J Econ Entomol*, 1987, 80(6): 1100—1105
- [4] 李德成, 徐彬彬, 石晓日. 利用马氏过程模拟和预测土壤侵蚀动态演变——以安徽省岳西县为例. 环境遥感, 1995, 2: 89—96
- [5] Zimmerman K M. A spatial model for Markov chain analysis of grasshopper population dynamics in Wyoming. A Master degree thesis submitted to the Department of Computer Science and the Graduate School of the University of Wyoming, Laramie, Wyoming, USA, 1999
- [6] Thom R. *Structural stability and morphogenesis*. Massachusetts, 1992
- [7] Zeeman E C. Geometry of catastrophe. *Times Literary Supplement*, 1971, December 10: 1556—1557
- [8] Zeeman E C. Catastrophe theory. *Scientific America*, 1976, 234(4): 65—83
- [9] Zeeman E C. *Catastrophe theory: Selected papers, 1972—1977*. Reading, Mass, Addison - Wesley, 1977
- [10] Lockwood J A. Rangeland grasshopper population dynamics: Insights from catastrophe theory. *Environmental Entomology*, 1991, 20(4): 970—979
- [11] Lockwood D R, Lockwood J A. Application of catastrophe theory to population dynamics of rangeland grasshoppers. In: L L McDonald, B F Manly, J A Lockwood, *et al* eds. *Estimation and analysis of insect populations*. New York: Springer-Verlag, 268—277
- [12] Lockwood J A, Lockwood D R. A unified paradigm of rangeland ecosystem dynamics through the application of catastrophe theory. *J Range Management*, 1993, 46: 282—288
- [13] 王彩华, 宋连天主编. 模糊论方法学. 北京: 中国建筑工业出版社, 1988
- [14] 张新长, 张克权. 模糊聚类分析方法在划分农业区划评价图中的应用. 测绘学报, 1994, 23(1): 53—58
- [15] 付伟. 黄土地区土壤侵蚀强度模型分析. 环境遥感, 1995, 4: 259—268
- [16] 高世忠, 周万村, 范建容等. 森林火灾后生态变化遥感监测评价模型的构建方法研究. 环境遥感, 1996, 2: 116—129
- [17] 冯学智, 鲁安新, 曾群柱. 中国主要牧区雪灾遥感监测评估模型研究. 环境遥感, 1997, 1(2): 129—134
- [18] 王建华, 祝国瑞. 模糊分析学在空间信息分析中的应用初探. 测绘学报, 1996, 25(2): 87—94
- [19] 黄波, 徐冠华, 阎守邕. GIS 中空间模糊叠加模型的设计. 测绘学报, 1996, 25(1): 53—56
- [20] 刘政凯, 肖锦玉. 遥感图像的模糊区域分割技术. 见: 田国良主编. 黄河流域典型地区遥感动态研究. 北京: 科学出版社, 1990, 96—101
- [21] 刘章富. 用模糊综合决策技术预测害虫种群动态. 昆虫知识, 1989, 3: 129—134
- [22] 华崇钊. 用模糊权重列联比预测农业昆虫发生程度. 昆虫知识, 1991, 3: 173—177
- [23] 戴朝旭, 黎明, 李旦忠. 刚察县天然草地牧草产量与气候因子的关系. 青海草业, 1995, 4(2): 4—7
- [24] 李英年, 王启基. 季节气象因子与矮嵩草草甸地上生物量. 青海草业, 1993, 2(2): 28—31
- [25] 拉旦, 马恩洲. 铁卜加地区大气降水、土壤湿度与牧草产量的关系. 青海畜牧兽医杂志, 1998, 28(3): 21—22
- [26] 李英年, 王杰. 环境因子对高寒牧草生长影响程度的关联排序及产量评估模式的确立. 青海草业, 1998, 7(4): 1—4

第7章 遥感与GIS支持的环青海湖地区草地蝗虫测报方法

§7.1 草地蝗虫测报过程及应用遥感与GIS的优越性

7.1.1 草地蝗虫测报过程简析

利用模糊综合评判模型等技术手段进行草地蝗虫的测报,由于涉及的数据种类繁多,数据间的转换关系和过程又较复杂,因此需要对整个测报过程进行系统分析,这是模型实现乃至建立草地蝗虫测报系统的一项关键性工作。系统分析需完成以下工作:①选择和确定处理方法或算法;②确定测报过程中信息或数据的操作方法;③确定各种处理、操作的执行顺序,即确定测报过程的总体控制。

系统分析目前最常用的方法是结构化分析方法^[1],它通常包括以下几种具体方法。

(1) 面向对象的功能分解法

在功能分解法中,分析者将所研究的问题视为一个大的处理过程,然后将其分解为两个或多个子处理过程,用数据描述各子处理过程之间的联系,重复此过程直到整个系统分解为各个简单的易于处理的过程为止。因此,功能分解法中的数据基本上是按照各处理过程的联结关系来组织的。该方法具有如下特点:处理(功能分解)→控制→数据,直观、易于接受;但不同的分析者对同一问题进行分析,其结果可能大不相同。

(2) 面向控制的事件响应法

该方法中分析者将系统视为一个“黑箱”,用外部刺激产生预期的响应。分析者首先识别发生于系统之外的离散事件,它准确地刻画了系统的界面。分析者将对外部事件的响应定义为一个处理过程,最后从处理过程的联系中推知系统中需要的数据。它的特点是:控制(外部事件)→处理→数据。构造的模型易于理解,但不能适应需求变化的要求。

(3) 数据驱动的面向对象的分析方法

面向对象分析法首先定义对象和属性,也就是从问题领域引申出数据。用状态模型描述对象的生命周期,建立状态模型的依据是问题域中的操作规则和内在性质。生命周期反映了系统的控制问题,根据对象及生命周期定义处理过程。它的特点是:数据(信息模型)→控制(生命周期)→处理。概念简单、精确,但不易理解和接受。

在环湖地区草地蝗虫测报的“输入→处理→输出”过程中,数据是整个过程的核心,它既是各种操作和处理过程的对象,又是这些过程的结果。因此,对于草地蝗虫测报的过程,我们采用数据驱动的面向对象分析方法,强调以蝗虫生境动态监测与虫情预报过程中的数据或信息为主线,用数据与处理相结合的方法,全面、系统地描述整个过程中的信息,以建立相应的信息模型、状态模型和处理模型。

1. 信息模型

信息模型是面向对象分析的基础。它由草地蝗虫监测与预报相关问题领域的对象组成,根据对象、属性及对象之间的关系来规范问题域中的信息。信息模型的建立一般要经历以下几个步骤:①调研;②建立测报过程的初始描述;③建立信息结构图。经过调研,我们认为,草地蝗虫测报应解决问题的目标是:基于 GIS 的相对稳定生境因素的提取;基于遥感技术进行生境因素的动态监测;多源空间数据的复合;预测与评价模型的建立。

2. 状态模型

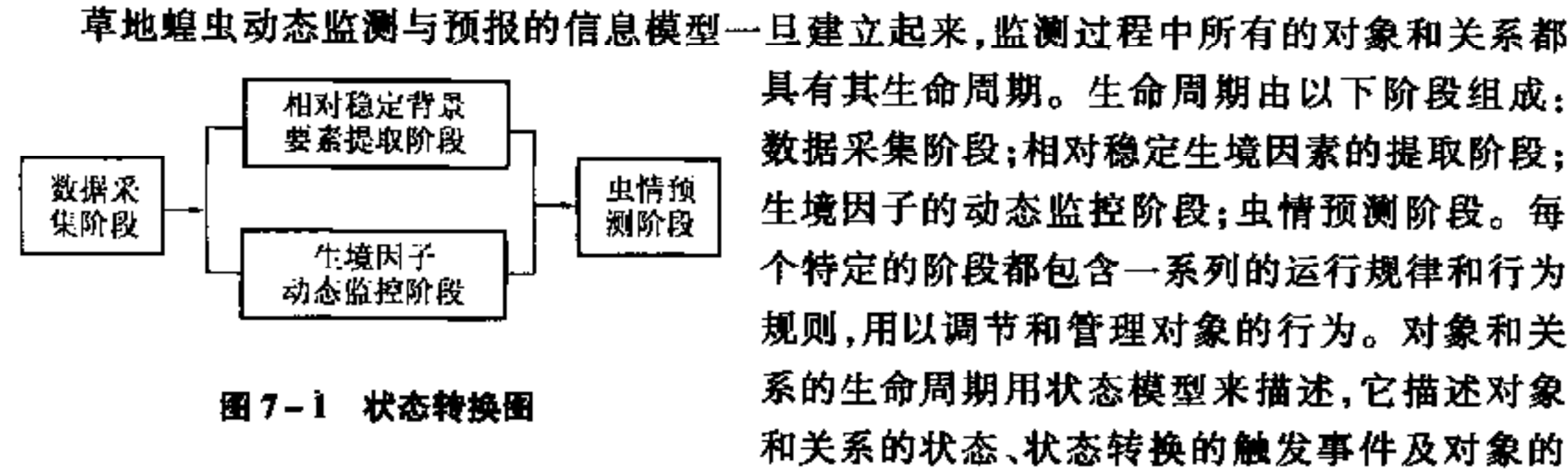


图 7-1 状态转换图

草地蝗虫动态监测与预报过程的状态转换如图 7-1 所示。

(1) 数据采集阶段

根据本书第 6 章所建立的草地蝗虫预测模糊综合评判模型,可总结出驱动模型运行的数据集(表 7-1)。该数据集内的数据,从时间上可分为相对稳定和动态两种类型;根据其空间特点,又可分为空间相关数据和非空间统计数据两类,其中的空间数据又可进一步分为矢量与栅格两种类型。

表 7-1 草地蝗虫测报所需采集的数据

数 据 项 目		类 型	来 源
相对稳定数据	地形(海拔、坡向、坡度)	矢量数据	普通地形图
	土壤类型	矢量数据	土壤类型图
	土地利用	矢量数据	土地利用图
	植被类型	矢量数据或图像数据	植被类型图或遥感分类图
	草场退化状况	矢量数据或图像数据	草地资源调查图或遥感分类图
动态数据	历年蝗虫发生与为害区	矢量数据	地方统计资料
	历年蝗虫治理区	矢量数据	地方统计资料
	气候状况(气温、降水)	统计数据或图像数据	气象站统计资料或遥感图像数据
	土壤含水量	图像数据	遥感图像
	土壤温度	图像数据	遥感图像
	植被长势	图像数据	遥感图像
	放牧强度	矢量数据	地方统计资料
模型参数	影响因子及其权重	统计数据	测报模型
	各因子对给定评语的隶属度	统计数据	测报模型
辅助数据	野外监测资料	矢量数据	地方统计资料
	历年统计资料	统计数据	地方统计资料
	其他地图要素(行政边界、水系、道路、居民点)	矢量数据	普通地图

(2) 相对稳定生境因素的提取

此过程包括数据预处理与信息提取两个方面。第一是数据预处理,是指对各种不同的来源的数据进行整理、净化并按一定标准分类入库,以及进行各种空间数据的匹配,包括由GPS采集的样点数据、遥感数据及各类矢量地图数据的匹配。其中,矢量数据的匹配主要通过各类投影变换完成,最终采用统一的坐标系(通常采用公里网坐标,以便与图像匹配)。图像数据则通过影像镶嵌、几何纠正等完成。第二是生境因素的提取,包括利用等高线地图资料提取海拔高度、坡度、坡向等地形因子,以及利用各类专题地图提取植被类型、土壤类型、土地利用类型、草场退化状况等生境因子。

(3) 生境因子的动态监测

主要指利用遥感图像提取动态生境因子,其中包括蝗虫关键生长期的气温、降水、土壤温度、湿度、植被生长状况等信息。此外,必要的野外监测与地方上报数据也可作为动态监测的补充资料。

在环湖地区的研究中,我们仅采用了TM遥感图像数据,因此在本章后续内容中有关动态因子数据的提取主要结合TM图像予以说明。而气温、降水等气候因子数据,则通过环湖地区有关气象台站的记录数据并采用内插法获得。

(4) 虫情预测阶段

包括利用模糊综合评判方法从空间上进行环湖地区草地蝗虫生境的适宜性评价,从时间上进行草地蝗虫发生的可能强度评判,以及在此基础上进行的蝗灾损失估算及治理决策等,并根据用户需求进行如蝗灾为害程度分区和分区统计与制图。

3. 处理模型

观察状态模型中的行为时,它们隐含了“处理”或“数据转化”的性质。数据流图是表示数据转换和数据操作的图形工具,可用数据流图来揭示状态模型行为的细节问题。草地蝗虫动态监测过程的数据流图如图7-2所示。

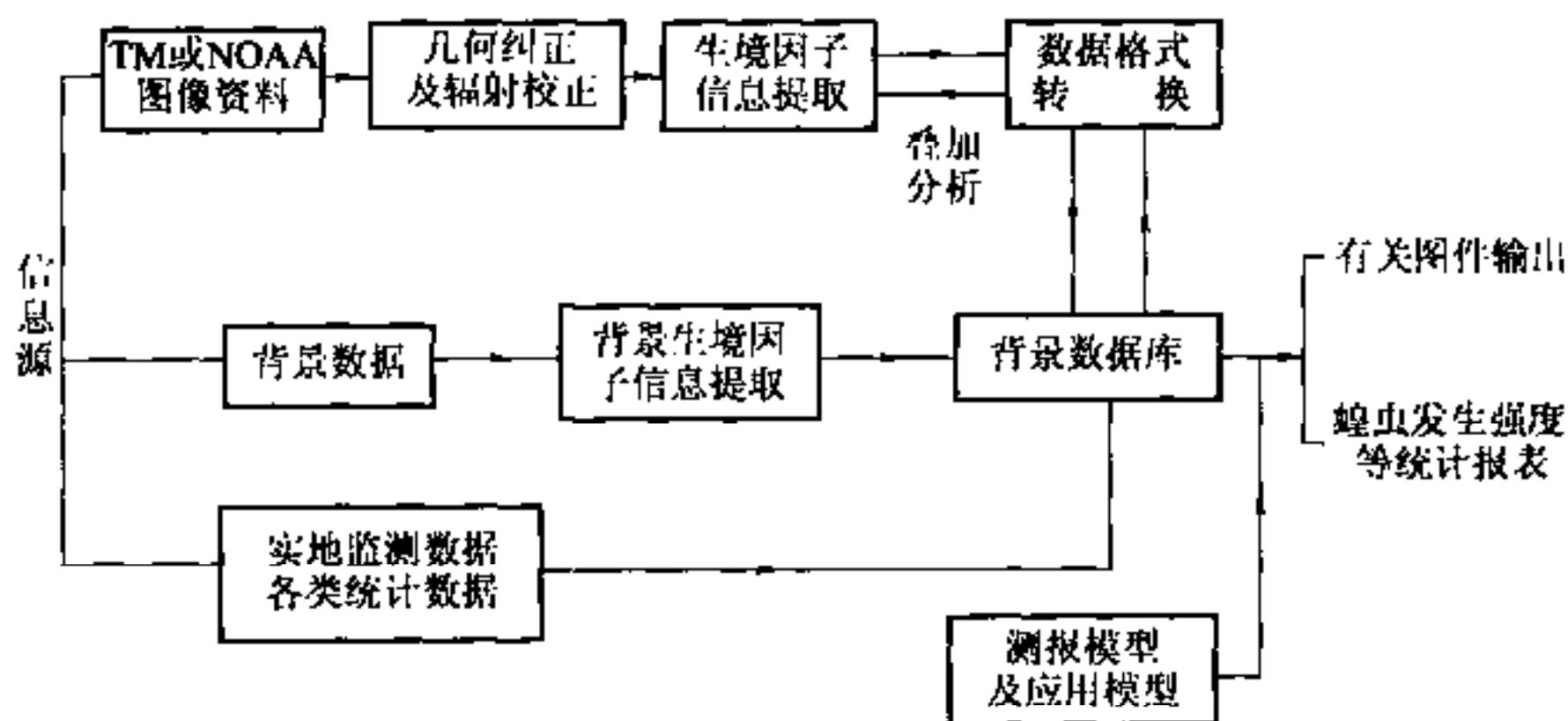


图 7-2 草地蝗虫动态监测与预报的数据流图

7.1.2 遥感与GIS技术用于草地蝗虫测报的优越性

本书第6章论述了如何采用多级模糊综合评判法构建蝗虫测报的相关模型,这为草地蝗虫的测报提供了一种间接途径。然而,要使这类模型在蝗虫发生的预测和预报中真正发

挥作用,还需要做进一步的工作,特别是要收集模型所需的各种数据,并对这些数据及时和高效地进行处理。从数据本身来说,它涉及的大多是空间数据,其中包括各种专题地图数据和遥感影像数据,数据量极为庞大;就数据处理而言,过程也十分复杂,如各类生境因素的提取,遥感影像处理等空间分析,统计分析及相关分析等。所有这些,利用传统手段是难以完成的,因此十分需要借助遥感、GIS 等现代技术手段,以更好地实现对草地蝗虫的监测和预报。遥感与 GIS 技术在草地蝗虫测报中的优越性主要体现在以下四个方面:

① 将传统监测工作从以人力为主的阶段中解放出来,代之用现代遥感技术进行草地蝗虫的生境动态监测,可大大减少野外工作量,节约费用,提高工作效率;

② 由于遥感与 GIS 技术具有处理大量可配准的各类地图资料与遥感影像数据的能力,因此只要有限的野外监测,并借助 GPS 对样点进行精确定位,就可显著地提高蝗虫预测和预报的空间精度;

③ 利用遥感技术可在大面积地区实现对多种蝗虫生境因子的快速动态监测,从而可大大提高蝗虫预测和预报的时间效率;

④ 现有遥感图像处理软件、GIS 软件与数据库软件及各类应用软件相结合,具有快速、精确处理海量数据的能力,从而提供了快速进行数据获取、处理与成果输出的能力,并可获得更为丰富、可靠的信息。这些信息为有关部门制定蝗虫防治决策提供了科学依据,从而有助于避免或减少蝗虫发生所带来的损失。

§ 7.2 多源空间数据的匹配

环湖地区的研究涉及到多种来源的空间信息,如存储在纸上或磁介质上、来源于不同部门的地图资料,卫星影像数据,以及利用 GPS 或其他手段采集的样点数据等等。这些不同来源的空间信息的坐标基础往往差别很大,因此需要将它们变换成相同的坐标系统,以便在统一的空间上进行精确的计算、分析与比较。所涉及的空间变换,主要包括矢量数据的投影变换及遥感数据的几何校正,它们都属于数据预处理范畴,是信息提取与复合的基础。由于遥感数据的几何校正已在本书第五章已做说明,为避免重复,这里仅对矢量数据的投影变换作一简要说明。

7.2.1 投影变换的类型

地图投影的变换主要包括三种类型:①从经纬度地理坐标变换为平面直角坐标(I型);②从平面直角坐标变换经纬度地理坐标(II型);③由一种地图投影点的坐标变换为另一种地图投影点的坐标(III型)。其中,I型问题比较容易求解,可从地图投影的变换方程 $\{x=f(\phi,\lambda); y=g(\phi,\lambda)\}$ 直接获取,公式中的 f 、 g 都是已知的解析函数;III型问题可分解为I型问题与II型问题的综合,即首先获得经纬度坐标(即II型变换),然后根据目标投影类型的解析变换公式计算投影点坐标(I型变换)。

在上述三种转换类型中,关键是II型变换的处理,目前较常用的有以下两种方法^[2]:①解析变换法。它需要找出两种坐标系统间变换的解析计算公式。其优点是计算速度快,且程序实现简单。但投影方程通常只能给出形如 $\{x=f(\phi,\lambda); y=g(\phi,\lambda)\}$ 的解析表达式,而不是相反的形式 $\{\phi=f'(x,y); \lambda=g'(x,y)\}$,并且 ϕ 、 λ 的解析解 f' 、 g' 很难通过常规解方

程组的方法获得。因此,这种方法存在很大程度的局限性,每做一种变换,都需要首先获取反解计算公式;②数值变换法。即利用控制点进行多项式逼近等方法获取坐标变换关系式。这种做法的通用程度高,甚至在对资料图的投影类型不明时也可进行投影变换,它是地图投影变换在理论上和实用上的一种较为通用的方法。但是在逼近函数的构成、多项式逼近的稳定性和精度等方面还存在一些问题。针对这种状况,我们在环湖地区的研究中提出一套基于“二维表查找”的方法,以便克服上述缺点。

7.2.2 投影变换的表查找法

1. 基本思想

表查找方法主要是针对 II 型问题的,即从平面直角坐标 (x, y) 获取地理坐标 (ϕ, λ) ,且投影类型已知。因为如前所述, I 型问题比较简单,可直接使用公式计算, III 型问题又是 I、II 的综合。当然从理论上说,该方法可针对任何一种变换,只要前后两种数据集的投影类型已知即可。由于已知投影类型,即已知根据地理坐标计算平面坐标的解析变换方程 $\{x = f(\phi, \lambda); y = g(\phi, \lambda)\}$,如高斯投影中变换关系式为:

$$x = s + \lambda^2 N \sin \phi \cos \phi / 2 \rho^2 + \lambda^4 N \sin \phi \cos \phi (5 - \operatorname{tg}^2 \phi + 9 \eta^2 + 4 \eta^4) / 24 \rho^4 + \dots \quad (7-1)$$

$$y = \lambda N \cos \phi / \rho + \lambda^3 N \cos^3 \phi (1 - \operatorname{tg}^2 \phi + \eta^2) / 6 \rho^3 + \lambda^5 N \cos^5 \phi (5 - 18 \operatorname{tg}^2 \phi + \operatorname{tg}^4 \phi) / 120 \rho^5 + \dots \quad (7-2)$$

从这样的方程中反解 (ϕ, λ) 几乎是不可能的,但可以根据已知的变换方程获取数据集范围 $D = \{(\phi, \lambda) | \min(\phi) \leq \phi \leq \max(\phi), \min(\lambda) \leq \lambda \leq \max(\lambda)\}$ 上按一定经纬度步长 $(\Delta\phi, \Delta\lambda)$ 的所有网格点的 (x, y) 坐标值(图 7-3)。首先计算这些网点的平面坐标并存储到数组或文件中,在反解任意点 (x, y) 的经纬度 (ϕ, λ) 时,只需查找 (x, y) 在图 7-3 中所属网格的位置,判定点 (x, y) 属于哪个网格 $[i, j]$ 内部,从而获取该点的粗略经纬度 $(\phi, \lambda): \phi \in [\phi_i, \phi_{i+1}], \lambda \in [\lambda_j, \lambda_{j+1}]$ 。在格网内部,利用数学平均计算其相对精确的经纬度偏差(图 7-4):

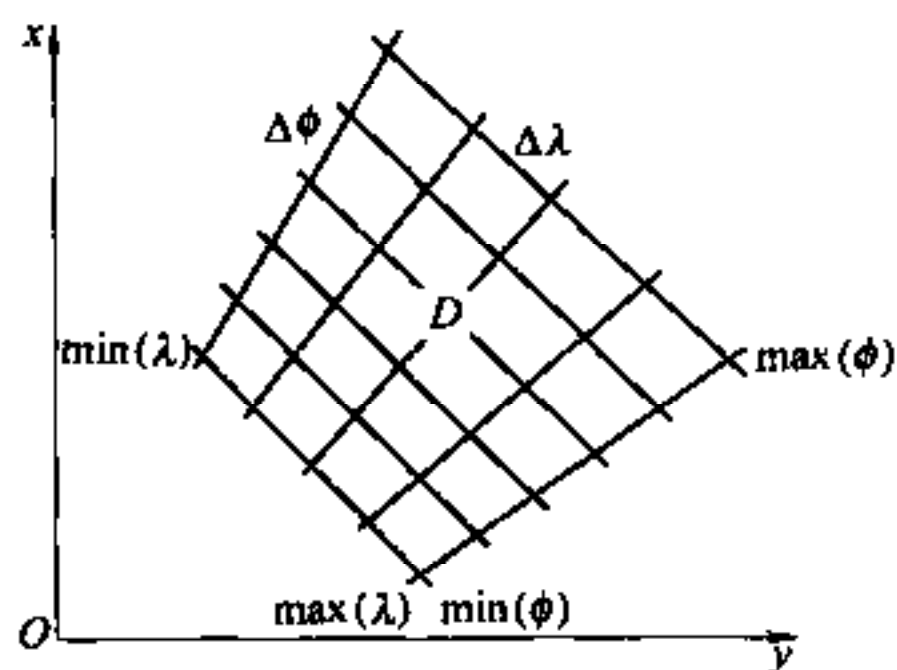


图 7-3 投影变换区的网格化控制

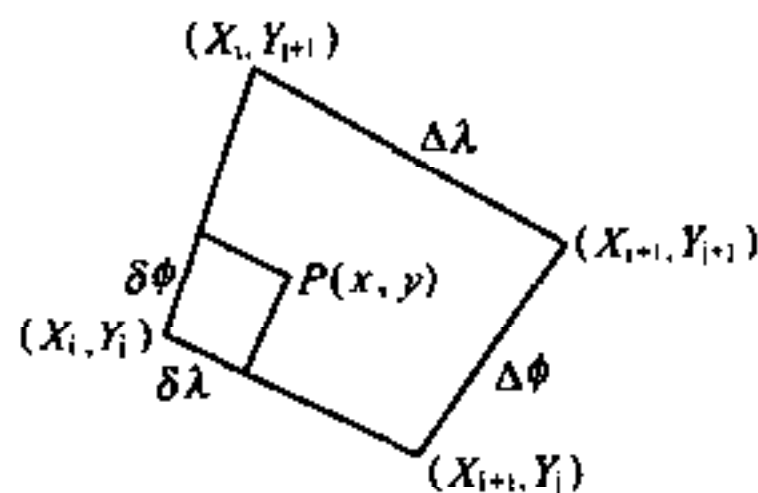


图 7-4 网格内点经纬度偏差的确定

$$\delta\phi = \Delta\phi \cdot (y - y_j) / (y_{j+1} - y_j)$$

$$\delta\lambda = \Delta\lambda \cdot (x - x_i) / (x_{i+1} - x_i)$$

最终获得的点 (x, y) 的地理坐标为:

$$\phi = \phi_i + \delta\phi, \lambda = \lambda_j + \delta\lambda$$

这就是表查找法的基本思想。例如,给定一幅 X 型投影的地图,图幅的经纬度范围为 $100^\circ \sim$

102°E, 20°~22°N(图幅可被这一范围完全覆盖即可,不必定义得太大),图幅经差 $\leq 2^\circ$,纬差 $\leq 2^\circ$,将这幅图数字化为一些数据文件,数字化时是采用平面直角坐标系进行的,为了某种应用需将这些文件转换为经纬度表示的数据文件,采用表查找方法的处理步骤为:①根据精度需要确定划分经纬网格的步长($\Delta\phi, \Delta\lambda$),本处可取 $1' \times 1'$,即在原始图幅范围上按经纬度划分为 120×120 个网格,根据 X 型投影的变换方程计算出每个网点的 (x, y) 值,这相当于在原图上自动获取 120×120 个控制点坐标数据。②读入源文件的 (x, y) 数据流,对每点进行转换,并保存到新的数据文件中。这里 $(x, y) \rightarrow (\phi, \lambda)$ 的计算过程为:从 120×120 个网格中查找 $P(x, y)$ 属于哪个四边形 $[i, j]$ 内部,这里判定点 P 在多边形内的方法与 GIS 中常用的点面包含分析方法一致。设最终确定了 P 所属的网格 $[i, j]$,则点 P 的经纬度可按下面的公式获得:

$$\phi = \phi_0 + \Delta\phi \cdot (j - 1) + \Delta\phi \cdot (y - y_j) / (y_{j+1} - y_j) \quad (7-3)$$

$$\lambda = \lambda_0 + \Delta\lambda \cdot (i - 1) + \Delta\lambda \cdot (x - x_i) / (x_{i+1} - x_i) \quad (7-4)$$

式中 (ϕ_0, λ_0) 为图幅左下角的经纬度,在这里 $\phi_0 = 20^\circ, \lambda_0 = 100^\circ$ 。

2. 在表查找中采用对分法

从理论上说,利用上面的方法可以实现投影变换,然而对每个点进行变换时,都需要查找它所属的网格。这需要对每个网格进行判断,速度会大受影响,因此需要优化查找方法。

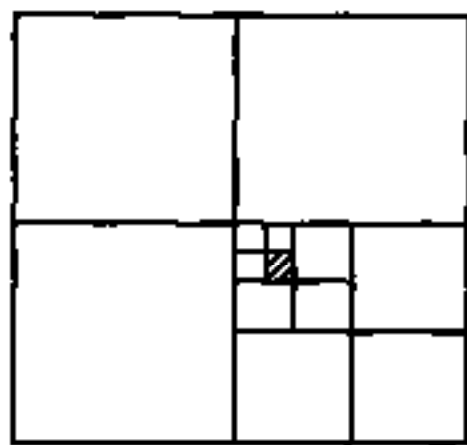


图 7-5 四叉查找示意图

在表查找法中,比较流行的方法之一是对分查找法^[3],它大多是针对一维有序表的,如给定一有序点集 $X[M]$,查找任意点 x 的所属区间。现在的情况略有差别,它是在二维空间上查找点 P 的所属区域,我们认为可以将对分查找推广到二维上进行,或称四叉查找。具体方法为:将区域 D 按照四个象限进行递归分割($2^n \times 2^n, n \geq 1$)直到子象限长、宽分别为 $\Delta\phi, \Delta\lambda$,查找点 P 最终所属的分割子象限(图 7-5)。这样亦可获取 P 所属的网格 $[i, j]$,而查找次数大大降低,原来简单查找时需要进行 N^2 次,现在仅需大约 $4 \times \log_2 N$ 次。当 $N = 120$ 时,所需时间约为原来时间的 0.2%。

需要注意的是,在四叉查找中进行象限的递归分割并查找点 $P(x, y)$ 属于哪个子象限时,应将该子象限适当放大。设待判定象限的行列数范围 $D = \{(I, J) | I_0 \leq I \leq I_1, J_0 \leq J \leq J_1\}$,在判定时需定义一定的容差 $\delta I, \delta J$,将 D 放大到 $D' = \{(I, J) | I_0 - \delta I \leq I \leq I_1 + \delta I, J_0 - \delta J \leq J \leq J_1 + \delta J\}$ 。这是因为投影网格不是四边形网格,其边为具有一定变形的弧,而不是直线段,对网格边缘处点的判定会出错。此外,由于图幅范围未必是正方形,因而 x, y 方向上的四叉分割尺度也不相同。当某个方向上分割子象限尺度为 1 时,分割退化为在另一方向上的对分,直至子象限尺度在两个方向上均为 1 时查找过程终止。

3. 分析与讨论

投影转换是否成功,精度是重要的评价标准之一。在上述表查找法中,事先计算了转换区域上按一定步长 $\Delta\phi, \Delta\lambda$ 的经纬网网点的 (x, y) 数值,在这些点上基本没有误差损失,因为是按照投影变换的解析计算公式直接获得的。只是在网格内部,计算 $\delta\phi, \delta\lambda$ 时是采用数学平均代替投影公式获取的,因而转换前后的误差主要来源于这一部分。这表明该方法中相对误差的大小与网点数多少直接相关。而 $\Delta\phi, \Delta\lambda$ 的选取是人为确定的,可见该方法中误差可以人为控制。而且,与采用逼近方程的转换方法相比,该方法中误差分布比较均匀,因

为有各个小网格控制,不会导致过大的累积误差。假设线性变换 $X = A\phi + B$ 与投影变换 $X = f(\phi, \lambda)$ 之间存在的相对误差为 $\xi (< 1)$, 而 X 方向上网点数为 M , 则就全图幅而言, 该方向上的相对误差为 ξ/M , 所取网点密度越高, 误差越小, 当网点密度达到 100×100 时, 误差为 $\xi \times 1\%$, 取点密度为 500×500 时, 误差为 $\xi \times 0.2\%$, 完全可以满足精度要求。当然过分提高取点密度会增加系统开支, 降低查找速度, 但由于查找时采用四叉方法, 查找次数与取点密度间的关系为 $T \propto \log_2 N$, 不会成线性或指数性地影响速度。

该方法的另一个显著优点是通用性较好。因为所有投影都具备原始的 $(x, y) \rightarrow (\phi, \lambda)$ 解析变换方程, 这就意味着利用上述方法可以进行全部的反向投影变换, 而不需要求解逆向解析方程, 也不需利用控制点来获取逼近方程。这为我们在环湖地区开展的草地蝗虫测报研究中进行多种来源地图资料的匹配提供了极为便捷的方法。

§ 7.3 普通地图要素信息的获取

普通地图要素包括地图上的行政边界、水系、交通网、居民点等, 它们是重要的基础数据, 在草地蝗虫的测报研究中是必需的信息。例如, 这类数据可辅助遥感图像的几何纠正和蝗虫生境分类; 统计各县、乡的蝗虫发生状况和为害程度等; 此外, 在制作相关成果图件时, 也需要叠加这些辅助因素。因此, 获取普通地图要素数据便成为草地蝗虫测报的一项重要工作。

普通地图要素信息的获取方法, 是利用有关 GIS 软件(如 ARC/INFO)或机助制图软件(CAD)进行手扶跟踪数字化或扫描数字化, 然后利用 ARC/INFO 进行图件编辑、属性添加, 最后按因素分层、分幅存储, 添加到原始图库中。

我们在环湖地区的研究所采用的图件为 $1:10^5$ 高斯—克立格投影普通地图, 经纬度范围为: 东经 $99^\circ 30' - 101^\circ 30'$, 北纬 $36^\circ 20' - 37^\circ 40'$, 共涉及 12 幅地图(表 7-2)。

表 7-2 环湖地区所涉及的 $1:10^5$ 地图的图幅及其范围

图幅编号	图 名	经度范围(E)	纬度范围(N)	东西向幅度(km)	南北向幅度(km)
		$99^\circ 30' - 101^\circ 30'$	$36^\circ 20' - 37^\circ 40'$	17544 - 17724	4022 - 4170
105	刚察县	$100^\circ 00' - 100^\circ 30'$	$37^\circ 00' - 37^\circ 20'$	17590 - 17632	4098 - 4134
116	黑马河	$99^\circ 30' - 100^\circ 00'$	$36^\circ 40' - 37^\circ 00'$	17546 - 17588	4060 - 4096
106	甘子河	$100^\circ 30' - 101^\circ 00'$	$37^\circ 00' - 37^\circ 20'$	17634 - 17678	4098 - 4134
129	江西沟	$100^\circ 00' - 100^\circ 30'$	$36^\circ 20' - 36^\circ 40'$	17590 - 17634	4024 - 4060
93	热水煤矿	$100^\circ 00' - 100^\circ 30'$	$37^\circ 20' - 37^\circ 40'$	17590 - 17632	4134 - 4170
92	科才贡巴	$99^\circ 30' - 100^\circ 00'$	$37^\circ 20' - 37^\circ 40'$	17544 - 17588	4134 - 4170
128	乔夫旦	$99^\circ 30' - 100^\circ 00'$	$36^\circ 20' - 36^\circ 40'$	17546 - 17590	4022 - 4060
131	日月山	$101^\circ 00' - 101^\circ 30'$	$36^\circ 20' - 36^\circ 40'$	17680 - 17724	4024 - 4060
130	倒淌河	$100^\circ 30' - 101^\circ 00'$	$36^\circ 20' - 36^\circ 40'$	17634 - 17680	4024 - 4060
104	吉尔孟	$99^\circ 30' - 100^\circ 00'$	$37^\circ 00' - 37^\circ 20'$	17546 - 17588	4098 - 4134
117	海心山	$100^\circ 00' - 100^\circ 30'$	$36^\circ 40' - 37^\circ 00'$	17590 - 17634	4060 - 4096
118	海晏县	$100^\circ 30' - 101^\circ 00'$	$36^\circ 40' - 37^\circ 00'$	17636 - 17678	4062 - 4098

根据地图要素形态上的不同, 将它们分别按点、线、面方式进行存储(记录)。其中, 居民

点采用点方式记录;水系、交通网采用线方式记录;而行政界线、研究区边界、湖泊边界则以多边形(面)方式存储,以满足相关空间分析提取数据的需要。

这些分幅图还不能直接加以应用,因为必须将整个研究区进行整合,同时也因为有些分幅图的部分区域位于研究区之外。为此,在计算机中对上述图件进行了拼接和多边形剪裁处理,以获得整个研究区的分因素图层(coverage)。

由于图幅数量较大,数据量极大,尤其地形等高线信息,这给图幅的拼接及拼接后的编辑等处理带来了很大困难,而且大量的矢量数据必然还会影响数据处理的运行效率,因此有必要进行适当的数据压缩。

在数据压缩中采用了 Douglas - Peuker 压缩算法^[4-6]。其基本原理是:对任一曲线 PQ ,

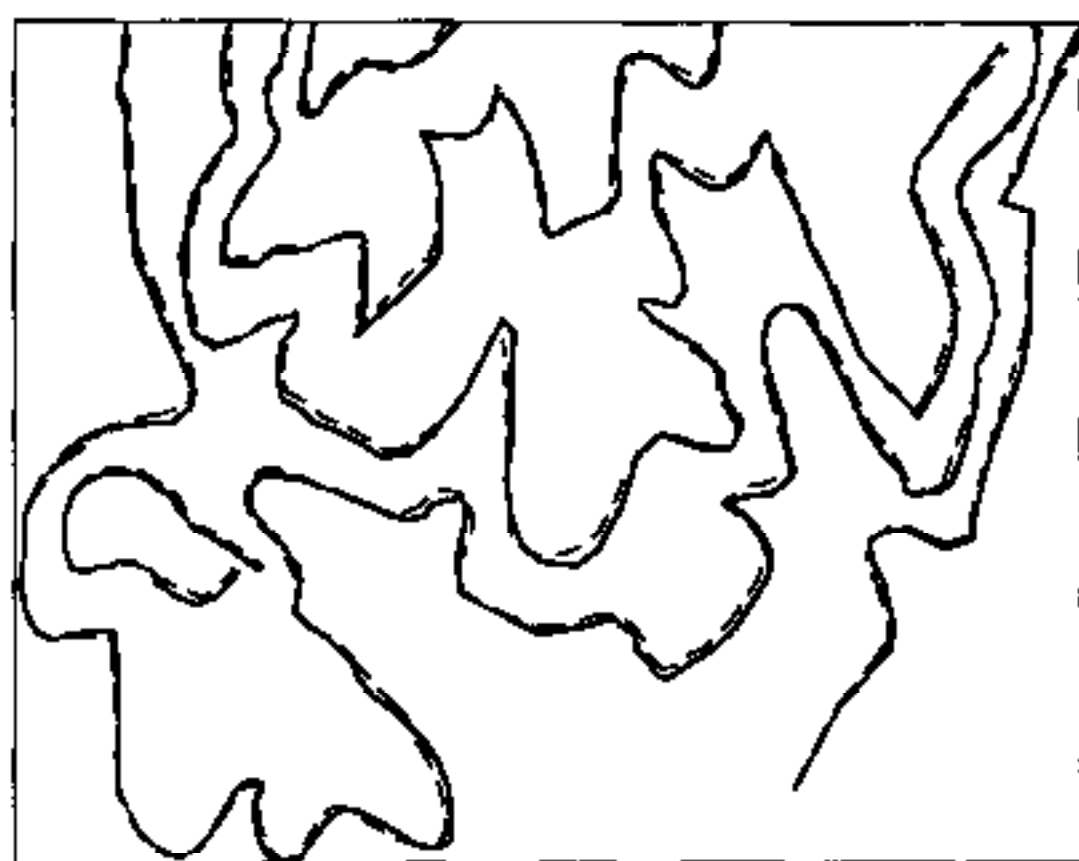


图 7-6 局部地区数据压缩前后的图形对比示意图
图中实线为数字化的原始等高线,虚线为压缩后的等高线

首先读取曲线上各节点坐标;然后,对 PQ 进行递归折半压缩,折半时所取的中间点为离直线 PQ 最远的点 A ,当 A 离 PQ 的距离超过容差 δ 时,点 A 被保留并继续对 PA 、 AQ 进行递归压缩,反之剔除 PQ 的内点 A 。在具体实现中,为了避免出现明显的直线段,在递归过程中增加了一个对 P 、 Q 距离的上限条件。表 7-3 为采用容差 20m(相当于图上距离 0.2mm)、 PQ 长度上限 2000m(相当于图上距离 2cm)参数下,对等高线进行压缩的数据量对比表。数据均为 ARC/INFO 的 GENERATE 格式。压缩后数据量仅为原来的 11.22%,12 幅图件拼接后形成的图层

仅 2MB 左右。图 7-6 所示为局部地区压缩前后的图形效果对比,由于所定义的容差较小,因此压缩后图形在精度上能够满足应用要求。

表 7-3 等高线数据压缩对比表

图幅编号	原始数据量(bytes)	压缩后数据量(bytes)	压缩比(%)
104	5013411	642945	12.82
105	2308516	251682	10.90
106	2823326	286300	10.14
116	3323418	407544	12.26
117	147928	15414	10.42
118	6023807	649501	10.78
128	2126420	305298	14.36
129	3315873	399007	12.03
130	4243149	532395	12.55
131	629175	81493	12.95
92	4669589	367571	7.87
93	6585022	686236	10.42
总计	41209634	4625386	11.22

§ 7.4 草地蝗虫生境因子信息的提取

7.4.1 地形因子信息的提取

1. 地形因子提取

地形是影响草地蝗虫分布与发生的重要因素之一,它主要包括海拔高度、坡度、坡向三个因子。在对环湖地区任一点进行生境适宜性综合评判时,需要提取该点的地形参数,这通常借助地理信息系统中的地形分析工具来完成。

(1) 数字地形

数字地形通常有等高线、格网和三角网三种不同的表示方法。其中,等高线的表示方法被广泛用在各种地图和现代地理信息系统中,它是用二维手段表示三维物体的常用方法;用格网来表示地形高程域的数据是随着计算机的出现而提出的,它实际是用一个二维数组来表示地形的高程,其格网的宽和高通常是缺省的;用不规则三角网来表示地形,人们最初是凭直觉,认为它能节省存储空间和进行某些计算,如通视计算,以及可借助于它来表示地形中悬崖、沟壑等特殊复杂地形的造型。对数字地形可以这样来定义^[7]:数字地形为对 $X-Y$ 平面域 D 进行划分 Σ 之后,得到一个平面区域的集合 $R = \{R_1, R_2, \dots, R_n\}$ 和定义在 R 上的一个连续函数族 $F, z = f_i(x, y), i = 1, 2, \dots, m$, 组成的二元组 $D = (\Sigma, F)$ 。若 R_i 与 R_j 相邻,则在公共边界处有 $f_i = f_j$ 。我们称数字地形的面为每个 f_i 函数的图,数字地形的边与节点为每个函数 f_i 对划分 Σ 的边与节点的约束。

等高线的数据结构通常是一种矢量结构,高程作为矢量的 ID ,在 ID 之后,便是等高线的 XY 对,如 ARC/INFO 的 GENERATE 格式文件。

格网地形实际上就是一个二维数组,其元素为格网节点上的高程值,或高程加属性的值。一般从等高线转换到格网地形,通常需要找到格网节点周围等高线上的点,然后进行插值计算。Macedonio 提出了一种方法^[8],先将等高线的数据生成 Delaunay 三角,然后再根据已有的 Delaunay 三角网,进行格网插值。通常, Delaunay 三角生成算法的时间复杂度可以达到 $O(S \cdot \lg S)$, 其中 S 为等高线的数据量。用该方法生成三角网后,关键是如何判断格网节点落到哪一个三角形中。如果采用盲目搜索,显然是不行的。如果在已有的 Delaunay 三角网中,保存有三角形与三角形的邻接关系,则只需计算搜索点与三角形某一边构成的三角形的面积,并通过判别面积的符号,就可决定点是否落在三角形中,或决定下次要搜索的三角形。一旦找到格网节点所在的三角形,就可根据该三角形或临近三角形来插值,以得到高程值。由于生成格网的过程是逐行进行的,那么,这种方法的时间复杂度近似于 $O(S \lg S + M \times N)$ 。这种方法的优点在于:它不仅快速,而且克服了一般快速方法容易产生的数据跑偏,同时,还可容易地将高程控制点参与到格网插值中去,ESRI 的 Arc/Info 的 TIN 模块就是采用这种方法。

三角网的数据结构是以上三类数字地形表示中最复杂的一种。人们通常要在时间与内存之间找到平衡。一方面,要想在三角形的修改时,能快速搜索到需要的数据,就得采用复杂的数据结构;另一方面,复杂的数据结构需要消耗更多的内存。

(2) 数字地形模型的建立与地形参数的提取

数字地形模型(digital terrain model, DTM)是地形表面特征的数字化表现,它是代表地形

特征空间分布的一个数组,可用坐标值 (x, y, z) 的阵列来表示,或者用多项式和 Fourier 级数定义的地形表面的方程组来表示,故它是地形的一种数字和数学的描述。以高程为特征值的 DTM 也称为数字高程模型(digital elevation model, DEM)。基于规则格网的 DTM 由于其数据结构简单,使用方便,在 GIS 应用中使用较多,它的建立一般经过数据采集和数据内插两个步骤:

1) 数据采集

一般而言,数字地形模型 DTM 的数据主要由以下几个途径获得:①摄影测量;②地面测量;③已有地图数字化;④已有的 DTM 库。本研究中主要采用已有大比例尺地形图的数字化方式。

2) DTM 内插

建立 DTM 的方法较多,但由于地形表面本身的非解析性,试图用某种代数式或曲面拟合的算法来建立整体的地形表面的数学描述是比较困难的。因此,一般要对采样数据点进行加密或格网化,以便于计算机进行地表模拟和应用。格网化一般通过数据内插处理(interpolation)数据来完成,这是数据采集完后的一个重要步骤,是形成地形高程模型的关键。

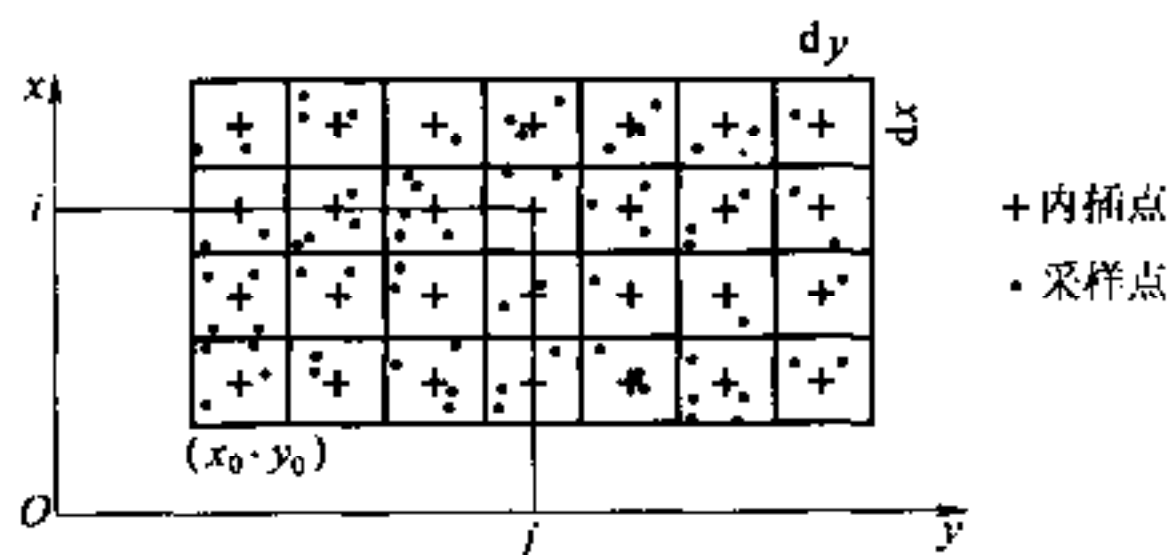


图 7-7 基于面元 DTM 的数据组织与内插

对于面元 DTM,实际上是把测区的地形表面按一定的格网间距 dx, dy (一般 $dx = dy$) 进行格网化,然后求出每个方格中心点的高程作为该方格面元的平均高程,最后按一定排列(如按行或列)进行存储,从而得到基于规则格网的面元 DTM(图 7-7)。

地面点高程值 z 是平面位置 (x, y) 的函数,因而建立 DTM 的网格化过程实际上是二维表面的插值问题。目前常采用的插值方法有:①线性内插;②双线性多项式内插;③移动曲面拟合法;④分块多项式内插;⑤最小二乘配置法;⑥多层曲面法;⑦加权平均移动法。以加权平均移动法为例,其计算方法简述如下。

设采样点的数据集合为 $S = \{x_i, y_i, z_i | i = 1, \dots, N\}$, $P(x_p, y_p, z_p)$ 为任一加密点(格网点),则 z_p 是离散数据点 z_i 的加权平均结果。每个 z_i 值对 z_p 都有不同程度的影响,影响的大小与采样点到插值点的距离大小成反比,即距插值点 P 较近的离散点对 z_p 的影响大些;反之小些。令 d_{ip} 表示插值点 P 与采样点 i 之间的距离,则有如下的表达式:

$$\left. \begin{aligned} z_p &= z_i & d_{ip} &= 0 \\ z_p &= \sum_{i=1}^N w_{ip} z_i / \sum_{i=1}^N w_{ip} & d_{ip} &\neq 0 \end{aligned} \right\} \quad (7-5)$$

上式中 w_{ip} 为距离的影响值,称为权函数,其表达式为:

$$w_{ip} = (d_{ip})^{-k} \quad k > 0 \quad (7-6)$$

试验研究表明,当 $k > 2$ 时,曲面在采样点附近相对平直,在两个数据点之间一个很小的区域内有较大的梯度;若 $k < 2$ 时,曲面相对平直,没有起伏;当 $k = 2$ 时,内插结果比较符合实际且计算简单。

式 7-5 要求采样点均匀分布在插值点的周围,而实际工作中一般较难满足这一点。因

此,在求 z_p 时要考虑插值点周围采样点的分布情况,一般是在权函数式 7-6 中加上方向影响值。带有方向影响值的权函数 w_{ip} 定义如下:

$$w_{ip} = (1 + t_{ip})d_{ip}^{-k} \quad (7-7)$$

式中 t_{ip} 为方向影响值,计算式为

$$t_{ip} = \sum_{j=1}^N (1 - \cos B(i, p, j)) d_{jp}^{-1} / \sum_{j=1}^N d_{jp}^{-1} \quad j \neq i \quad (7-8)$$

其中:

$$\cos B(i, p, j) = [(x_p - x_i)(x_p - x_j) + (y_p - y_i)(y_p - y_j)] / (d_{ip}d_{jp})$$

一般来说对插值点周围采样点的数目要有所限制,因 N 值的大小会影响插值的计算结果。若 N 值太大,则内插结果过于平滑; N 值太小,则无法反映地表的变化。试验研究结果表明, N 在 4~8 之间的插值结果比较理想。值得指出的是,如果研究区范围内有地形断裂线、特征线(如山脊线、山谷线)等,这时可减小格网间距或采用分片内插的方法进行,以保证内插结果的可靠性。

2. 坡度、坡向参数的提取

坡度参数模型是从形成的数字高程模型发展来的。二个方向性的 3×3 滤波器(filter)被用来过滤数字高程模型,得到的分别是 x 和 y 方向上的高程差,然后通过梯度公式计算出所有点的坡度值,单位为度。

坡向计算也采用类似方法。对每个格网构成的小平面单元,根据格网点的 3 维坐标可获得平面方程,据此计算该平面法向量的方程系数,然后由法向量方程计算其与 x 、 y 轴(一般分别表示正东、正北方向)的夹角,该夹角用以表示坡向。

我们在环湖地区的研究中,对地形数据处理的全过程包括以下步骤:对等高线进行分幅数字化→图形编辑、赋属性码→分幅存储→分幅数据压缩→图幅拼接→接边部分的编辑→存储为一个完整的图层→建立 DEM→建立坡度、坡向图。

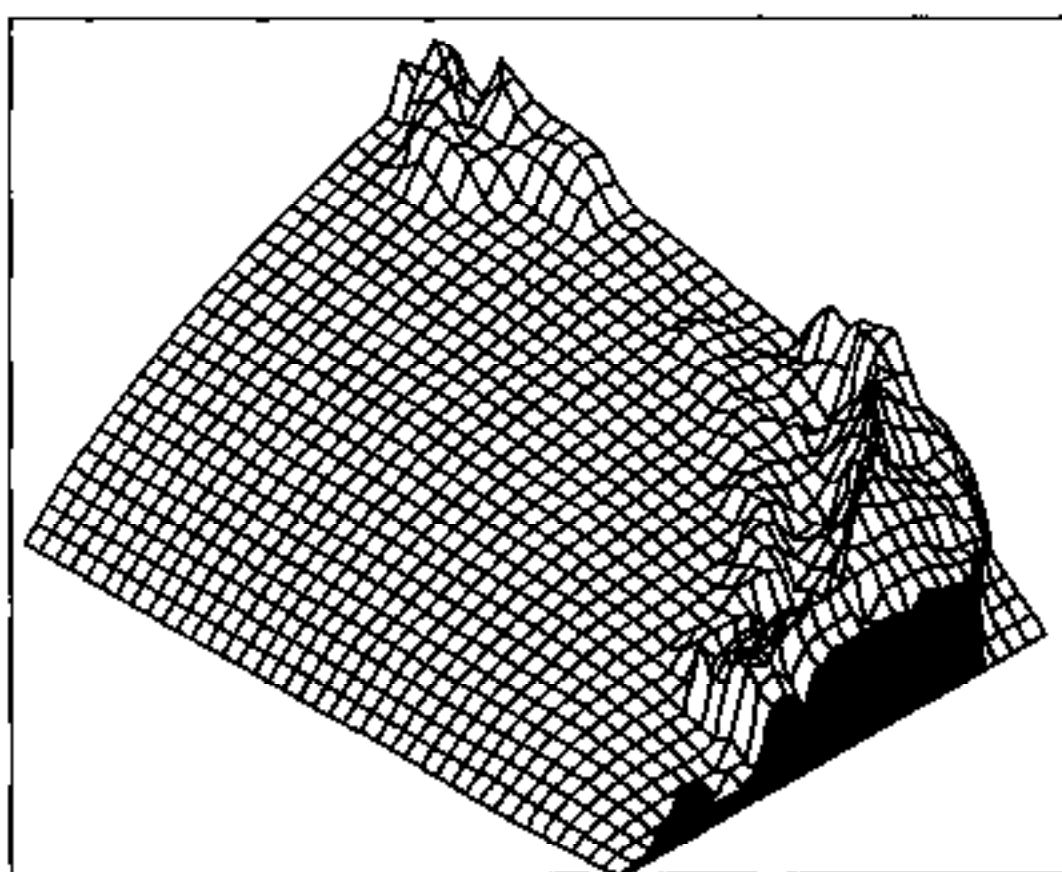


图 7-8 局部地区 DEM 渔网图

与大多数其它生境要素的存储方式不同,除原始等高线数据外,海拔、坡度、坡向均采用栅格方式记录。研究区的 DEM 图见图版 4,图 7-8 所示为局部地区 DEM 渔网图。

7.4.2 气象因子信息的提取

1. 气象因子的内插方法

环湖地区气象因子采用空间内插方法获取。所谓空间内插方法,是指用样点资料估计其覆盖范围内非样点处的属性值^[9]。对于气温、降水等气象因子来说,其台站观察数据实际上代表的是观测点的数据。因此,对于给定的一组观测点上的数据,必须将其内插到研究区域内的非观测点区域。这种内插方法是否成功的关键,是内插方法的恰当选择。特别是在山区,由于观测资料相对较少,而且在相对小的空间尺度上气象变量就会有显著差异^[10],因

此空间内插方法的选择尤其重要。同时,原始数据的丰富程度,也是决定内插结果的重要因素。P. A. Burrough 等(1998)指出^[11],当原始数据丰富时,大多数内插方法会给出相似的结果;反之,当原始数据缺乏时,即使采用同样的内插方法,其结果也可能会有明显差异。此外,内插参数的选择也至关重要。

空间内插方法很多,各种方法的差异在于其假设条件,局部内插还是全局内插,采用随机方法还是确定性方法。

最简单的一种插值方法是勾画出多边形,如泰森多边形法。多边形的绘制是按采样点的位置来决定的,每个多边形内只有一个样本点,并且该样本点位于多边形的中心。这种方法也称为最邻近法,因为它用最邻近点的采样值来估计未采样点的值。

距离倒数加权平均法(inverse distance weighted averaging, 简称 IDWA)属于一种确定性估计的方法,内插点的值由采样点值的线性组合确定。这种方法已用于气象资料的插补^[12]。IDWA 法假设,距内插点较近点的气象资料比远离它的点更能代表内插点的值。权重随着采样点距内插点的直线距离而变化,采样点的空间排列顺序不影响权重的大小。由于 IDWA 法简单易行,它在采矿业中已得到广泛应用。IDWA 法在包含噪声的资料内插应用效果良好。幂次的选择对内插的结果影响显著。随着幂次的增大,IDWA 内插结果逐步接近与最邻近法内插结果。如前所述,最邻近法内插是采用距内插点最近的采用点的值作为内插点的值。最优距离倒数加权平均法是采用最佳的幂次,以满足平均绝对误差达到最小。

样条函数方法是一种确定性的内插技术,用样条函数表示三维曲面上的二维曲线^[13,14]。可以将样条函数方法想像成为用一条长的软尺拟合一系列数据点。样条函数方法的优点是能够产生很光滑的曲线和廓线,缺点是不能得到误差的估计值,并且会掩饰资料中的不确定性。样条函数法一般用于稠密且规则分布资料廓线的绘制中,也可用于不规则空间分布资料的内插。

多项式回归方法是一个随机性的、全局性的内插技术。用一些回归变量的线性组合来拟合内插变量^[15]。例如在气温内插中,内插变量是温度,回归变量一般是气象站点的 x 、 y 和 z 坐标。一般而言,采用多项式回归是为了得到最佳拟合的最简单模型。在回归模型中,增加回归量有时不但不会提高模型的性能,反而带来负面影响,如多重共线性。多重共线性影响对样点区域外进行插补的性能。

趋势面分析(TSA)可以看作是多项式回归方法的一个子集。TSA 方法是一个随机性的技术,是将资料变化分解为整个地区性的趋势变化和局部性的变化两个部分。区域性的变化分量用可被看作是适合于资料的回归曲面,而局地变化部分可看作是残差图。内插点的值可根据气象变量与位置变量 x 、 y 的数学关系估计得到。一般而言,三次多项式就足以表示出区域温度变化趋势。TSA 与多项式回归方法的差别在于,它不用高度作为回归因子。趋势面分析方法的局限性在于边界效应问题以及由于空间自相关性带来的多重共线性问题。TSA 假设误差是相互独立的。除了作为一种内插方法外,TSA 还用于一些空间分析前对明显的空间趋势的去除,如克立格方法等。

直减率方法是根据一个区域内气温与海拔高度之间的关系来确定内插点处的温度值。一般而言,随着海拔的升高,温度是降低的。温度随海拔高度递减的速率称为直减率。直减率方法是通过最邻近气象站的温度值和海拔高度差来估计内插点处的温度值。内插点处温

度值等于邻近气象站温度加上(或减去)高度差与温度直减率的乘积。直减率方法假设在研究区域温度直减率是一个常数。

克立格方法是一个随机性内插技术,类似于 IDWA 法,它也是采用一些观测点的实际数据的加权线性组合来估计内插点的气象要素值。这种方法采用度量空间相关性的半方差图来决定权重的大小,因此权重的变化与观测点的空间布局紧密相关。与上述方法不同,克立格方法能够度量估计面误差或不确定性的。此外,该方法不会产生 TSA 中出现的边界效应问题。

2. 环湖地区气温变化的空间相关性

为了进行环湖地区气温变化的空间内插,我们收集了 1991—2000 年环湖及近邻地区 14 个县 16 个气象站点的逐月气温资料和降水量资料,通过相关分析,发现气温的空间相关性较降水量的空间相关性要大得多。为了观察各月气温相关性的程度,我们通过计算,得到了各月份 16 个站气温相关系数大于 0.7、0.8、0.9 的百分率以及最小相关系数(表 7-4)。计算公式为:

$$P(r_a) = \frac{\text{Num}(r > r_a)}{16 \times 15} \quad (7-9)$$

表 7-4 环湖及近邻地区 16 个气象台站各月平均气温之间的相关系数 > 0.9、> 0.8、> 0.7 的百分率及最小相关系数($r_{\min}$)表

月份	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	年
> 0.9	8	83	22	62	49	40	83	17	45	42	25	5	53
> 0.8	30	100	43	88	75	68	98	38	81	77	63	34	87
> 0.7	51	100	51	88	90	87	100	68	93	86	82	56	98
$r_{\min}$	-0.3	0.8	-0.3	0.5	0.4	0.5	0.8	0.1	0.5	0.2	0.3	0.2	0.6

从表 7-4 可看出,各月份气温变化的相关系数均有 51% 以上的相关系数大于 0.7(通过置信度为 0.05 的 F 检验),说明该区气温变化具有一定的一致性。其中,2 月和 7 月各站气温之间的相关系数很大,有 83% 的相关系数大于 0.9;2 月气温全部相关系数都大于 0.8;7 月也有 98% 大于 0.8。说明 2 月和 7 月全区气温变化具有很大的一致性,其差别在于变化幅度大小的差异。因此,对这两个月份气温的空间内插,重点应放在变化幅度的大小上。1 月和 12 月气温变化的空间相关性较差,相关系数大于 0.9 的只占 8% 和 5%。此外,3 月气温相关系数小于 0.7 的占 49%,表明该月气温空间相关性也较差。对这些月份的气温进行空间内插时,不但要考虑变率大小的差异,而且要考虑变化趋势的差异。从最小相关系数也可看出,2 月、7 月、年平均气温的最小相关系数均在 0.6 以上,而 1 月和 3 月的最小相关系数均为 -0.3。

3. 环湖地区降水量变化的空间相关性

由于降水量的空间变率较气温大得多,加上该地区的降水主要集中在 4—10 月,因此我们对 4—10 月降水量的空间相关性进行了相关分析,并进行了统计,结果见表 7-5。从表中可以看出,降水量的空间相关性很小,甚至有些站点之间呈反相关关系。这是由于,环湖地区的降水主要源于对流天气引起的阵性降水,而对流性降水地域性很强。系统性降水主要在冷季,但冷季降水量所占份额很小。因此降水量的内插对内插方法的选择更为敏感。

表 7-5 环湖及近邻地区 4—10 月 16 个台站降水量相关系数 $>0.8>0.7>0.6$ 的百分率
及最小相关系数性($r_{\min}$)统计表

月份	4	5	6	7	8	9	10	4~10
>0.8	0.13	0.14	0.11	0.01	0.01	0.15	0.08	0.03
>0.7	0.21	0.26	0.23	0.01	0.05	0.28	0.32	0.08
>0.6	0.3	0.42	0.33	0.07	0.12	0.35	0.57	0.12
$r_{\min}$	-0.49	0	-0.58	-0.72	-0.73	-0.17	-0.08	-0.45

4. 环湖地区平均气温的内插

由于环湖地区的草地蝗虫为害主要发生在 5—8 月,因此在这里专门讨论该时段的平均气温的空间内插(图 7-9)。由于最低的贵德气象站的海拔高度只有 2237m,比次低的湟源气象站(2634m)低近 400m,而其余 15 个气象站的海拔高度都在 2634~3417m 之间,因此在进行内插时舍掉了贵德站。采用均方误差 err 和绝对误差 $abse$ 来表示误差大小:

$$err = \sqrt{\frac{1}{15} \sum_{i=1}^{15} (pT_i - T_i)^2} \quad (7-10)$$

$$abse = \frac{1}{15} \sum_{i=1}^{15} |pT_i - T_i| \quad (7-11)$$

式中, $i=1, 2, \dots, 15$, 代表 15 个气象站; pT_i 表示第 i 个气象站气温的估计值; T_i 表示第 i 个气象站的实际温度值。 err 与 $abse$ 越小,表明所选内插模型效果越好。

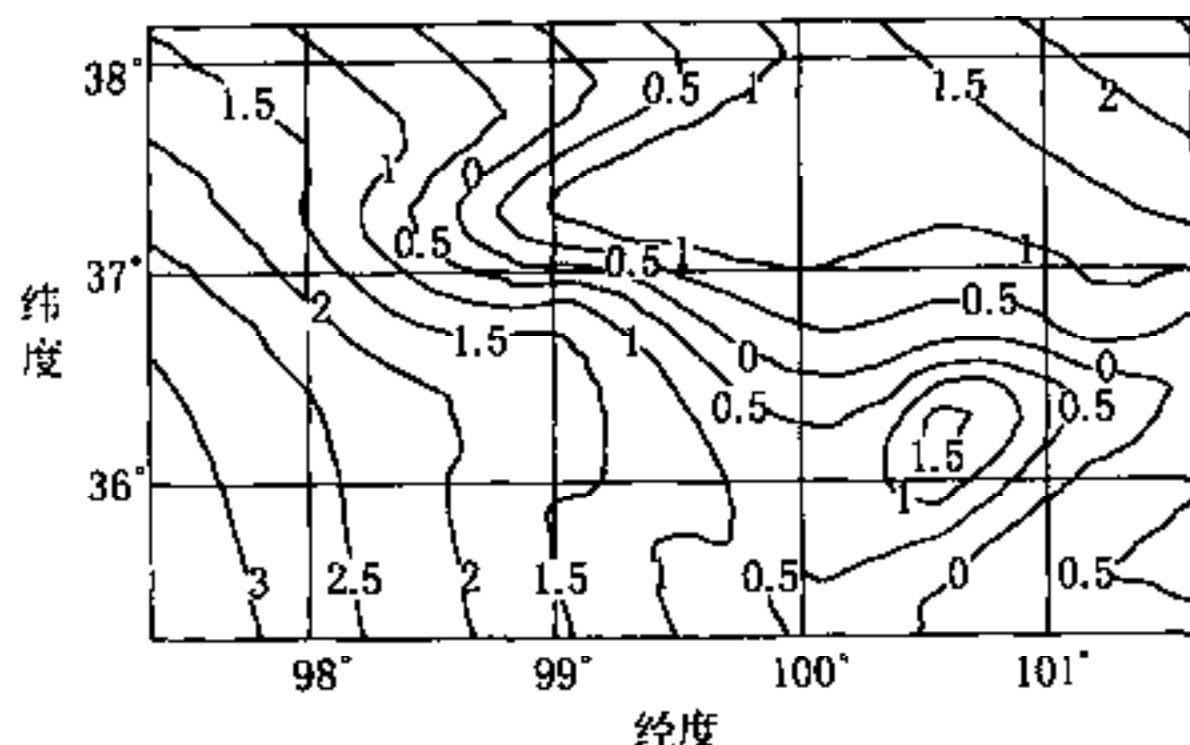


图 7-9 采用公式(7-10)对环湖及近邻地区 15 台站
1991—2000 年 5—8 月平均气温进行模拟
的误差空间分布图($pT - T$)

横坐标为经度,纵坐标为纬度,图中误差单位为 $^{\circ}\text{C}$

如前所述,气温随海拔高度的增大而下降。由于研究区海拔高度差达到 2600m,因此在内插中必须考虑海拔高度对温度的影响。为此,首先采用直减率法建立温度与高度的关系。即:

$$pT = a + bH \quad (7-12)$$

式中, pT 为平均气温的估计值; a 为截距; b 为温度直减率; H 为海拔高度。依据 1991—2000 年环湖及近邻地区 15 台站 5—8 月平均气温,以及气温与高度之间的关系,采用最小二乘法求得公式 7-12 中的系数 $a = 13.292^{\circ}\text{C}$, $b = 0.456^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ 。采用公式 7-12 对该区气温进行模拟,估计误差 $pT - T$ 的空间

分布(图 7-9)。由图可看出,该区的东北部估计值比实际值偏高,而西南部估计值则较实际值偏低,显然存在从东北向西南方向估计误差有明显的梯度。另外, $err = 1.345^{\circ}\text{C}$, $abse = 1.146^{\circ}\text{C}$,可见平均误差达到 1°C 以上,说明总体误差很大。特别是在青海湖周边的海晏、江西沟、铁卜加、刚察,误差分别达 0.73°C 、 0.32°C 、 1.03°C 和 1.27°C ,都偏高。由此可见,仅进行海拔高度修正所得结果是不能满足需要的。

由于仅仅用海拔高度来描述温度的差异会产生系统误差,因此模拟方程中必须包含水

平位置的因子。为此,考虑到误差空间分布的规律性,采取三元线性回归方程来模拟该区温度的空间分布,其中东西向(X)和南北向(Y)都采用 UTM 投影格式下的坐标与 15 个台站中 X 、 Y 最小值之差来表示,单位为千米,而不是度。方程的形式如下:

$$pT = a + bH + cX + dY \quad (7-13)$$

同样地,对这 10 年 5—8 月平均气温的空间分布进行模拟,并采用最小二乘法得到系数分别如下:

$a = 19.563$, $b = -0.754^{\circ}\text{C}/100\text{m}$, $c = -0.011^{\circ}\text{C}/\text{km}$, $d = -0.012^{\circ}\text{C}/\text{km}$ 。这表明,海拔高度每升高 100m,气温下降 0.754°C ;每向北偏 1000m,气温下降 0.011°C ;每向东偏 1000m,气温下降 0.012°C 。图 7-10 为采用公式 7-13 模拟的结果与实际观测值之差的的空间分布状况。同样,可以算出 $\text{err} = 0.51^{\circ}\text{C}$, $\text{abse} = 0.45^{\circ}\text{C}$,与仅考虑海拔高度的内插模型相比,内插效果得到了显著改善。其中,青海湖周边的刚察、海晏和江西沟的误差显著减小,分别为 0.02°C 、 -0.14°C 和 -0.07°C ,铁卜加的误差为 0.77°C ,仍然较大(即估计过高),这可能是由于铁卜加处于青海湖西的风口部位,比较凉爽造成的。

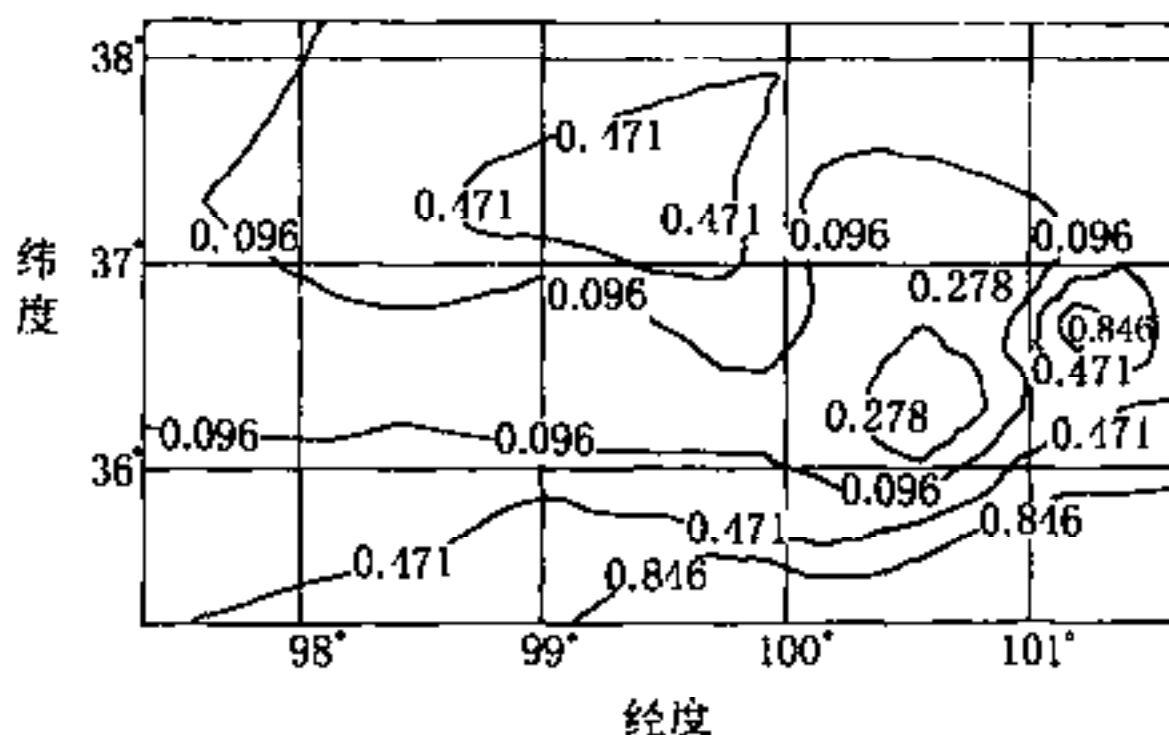


图 7-10 采用公式(7-13)对 1991—2000 年 5—8 月平均气温进行模拟的误差空间分布图($pT - T$)
横坐标为经度,纵坐标为纬度,图中误差单位为 $^{\circ}\text{C}$

采用公式 7-13 对区域(99°E — 101°E , 36°N — 38°N)内 $500\text{m} \times 500\text{m}$ 网格进行了气温内插,结果显示,青海湖周围的相对平坦的区域,5—8 月平均气温在 $8^{\circ}\text{C} \sim 11^{\circ}\text{C}$,湖区蝗虫主要发生在这一区域。其中,特别是从共和县的石乃亥、刚察县的泉吉到天峻的青海湖西北三角形宽阔地带,是蝗虫的多发区域。

影响局地小气候的因子很多,不但有海拔高度、经度和纬度,还受下垫面特征、坡度、坡向等因素的影响。在研究地区,在高差不大的范围内坡向和坡度的影响往往十分显著,因此它们是不可忽视的重要因子。坡度和坡向影响日照时数,进而影响接收太阳辐射量的多少,再通过太阳辐射平衡来影响局地小气候。研究表明,在其他条件相同的情况下,温度与辐射量关系非常密切,接收的太阳辐射量越多,温度越高。由于气象资料来之于气象台站观测,而且气象台站往往建在山顶或平坦宽阔的地方,观测场地几无坡度,而且在一定距离内又无遮蔽物的影响。因此,在利用地形因子进行气温订正时,无法如对海拔高度的处理那样,直接将坡度和坡向因子引入内插模型。另外,坡度和坡向对温度的影响是通过辐射起作用的,它们之间并不存在简单的函数关系。因此,我们采用山地气候学原理计算出各地逐日的太阳辐射量以及某一时段总的太阳辐射量,进而建立太阳辐射量与温度的关系,其物理机制明确,关系也明确,并且可用一个因子同时反映坡度和坡向的影响。辐射量与气温的关系用以下线性方程表示:

$$PT = pT + r \cdot \Delta S \quad (7-14)$$

式中, PT 为经过辐射订正后的温度; pT 为经高度和趋势订正后的温度,也就是同一高度,同一位置平坦地面的温度; ΔS 为实际辐射量与平坦地面辐射量之差值; r 为订正系数。

关键问题是如何确定系数 r 。为了确定该系数,我们对几种方法进行了实验。第一种方法是对温度进行高度订正后,以同期辐射量为因子,对残差采用线性回归的方法,计算残差与辐射量的回归系数,将得到的系数作为修正系数。但是,这种方法有一个致命的弱点,即无法排除平流的影响。同时,高度订正系数的选择对其也会产生显著影响。此外,计算出的系数值各月之间相差很大,冬季有些月份可达 $2^{\circ}\text{C}/\text{kJ}$,而夏季月份还可能出现负值。显然,这一方法不适于使用。第二种方法是计算出各个站点温度的年变化与太阳辐射量的年变化,建立二者之间的回归方程,得到温度随辐射变化的回归系数。通过计算,本区内 16 个站点的系数均在 $0.25 \sim 0.29^{\circ}\text{C}/\text{kJ}$ 之间,并且辐射量与温度的相关系数都达 $0.91 \sim 0.95$,但由于存在冷暖平流的作用,使得这一值明显偏小,仍然不符合实际情况。因此我们又采用了第三种方法,即以全国 1951—2000 年的 160 站 50 年的多年平均温度,与各站平均月总辐射量进行了回归分析,得到回归系数 $r = 0.756^{\circ}\text{C}/\text{kJ}$,最后采用 7-13 式和 7-14 式合成的结果,作为最终内插结果。对于 1991—2000 年 5—8 月平均气温的 10 年平均值,内插结果如图版 5 所示。

将两者的模拟结果进行比较可以发现,在青海湖边的相对平坦区域差异并不明显;在山坡上则有明显差别,主要表现在所有方向的坡地上温度均有降低。增加了辐射修正后,平均温度也下降了 1°C ,最高温度有所降低,最低温度也有所降低,但下降的幅度则因地形的差异而不同。在下半年,南坡上的日照时间是随坡度增大而减小的,并且当坡度大于纬度时还随着太阳赤纬增大而减小。北坡上的日照时间也是小于水平面,其他坡向的日照时数也都小于水平面。因此内插方程中最后一项是负项,造成了订正后坡地温度都较平地温度低。由于该区夏季太阳辐射量的空间变率较小,因此图 7-11 与图 7-12 的差异不是很大,温度的空间差异主要是由于高度的差异造成。

5. 环湖地区降水量的内插

环湖地区的降水主要发生在 4—10 月,其他月份降水则很少。因此下面主要以 4—10

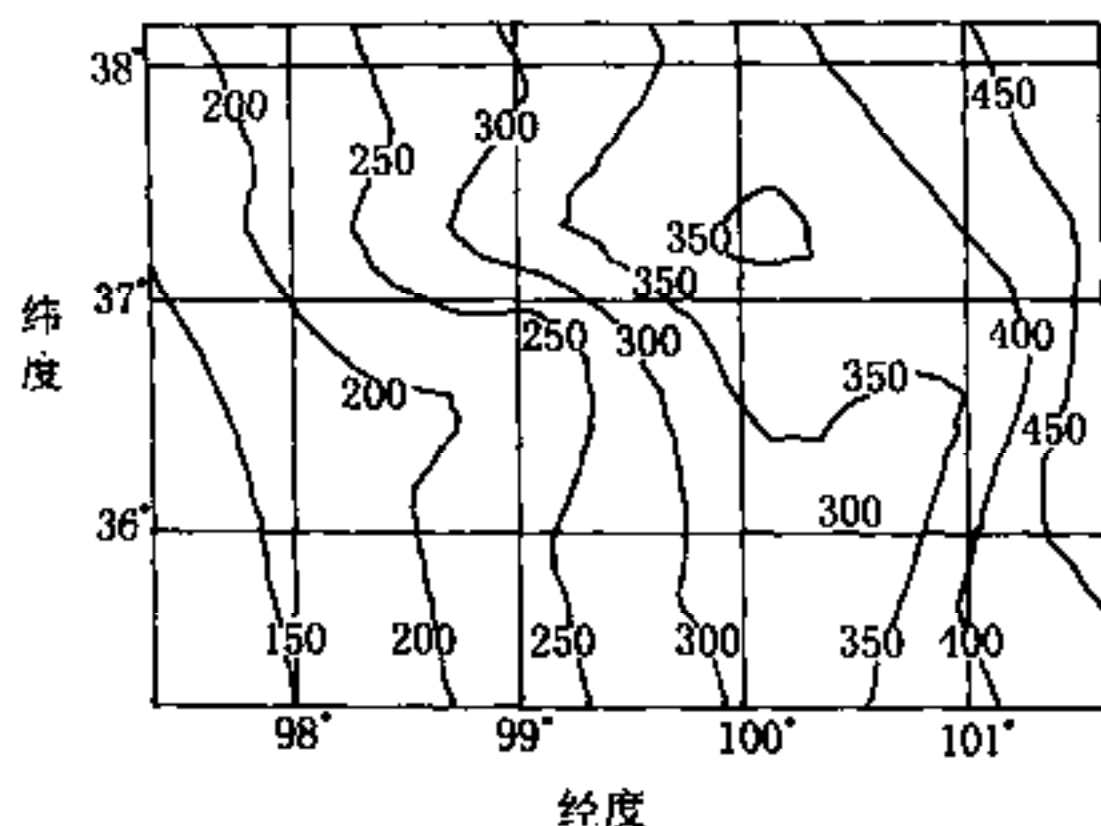


图 7-11 环湖地区 10 年平均 4—10 月
降水量的空间分布

横坐标为经度,纵坐标为纬度,降水量单位为 mm

月降水量的空间分布为研究对象。降水量的内插方法也很多,在使用中要根据具体情况决定内插方法。由于站点的高度在 2634m 到 3417m 之间,而 3417m 以上没有气象观测站点,因此难以找到一个合适的关系式来表达降水量随海拔高度的变化。由于降水量在水平方向上有明显的变化趋势(图 7-11),因此可以采用趋势面分析法对降水量的空间分布进行拟合,然后再对残差做进一步分析。

图 7-12 所示为环湖及近邻地区 15 个站实际降水量与趋势面拟合降水量的比较,从中可以看出,趋势面方法基本上拟合出了降水分布的主要特征。但有些站点的残差

也是比较大的,如第 4、11、12 站相差达 50mm 以上,因此需要对其进一步内插。根据当地的实际情况,由于站点太少,不可能采用克立格方法、样条函数方法等精细方法来进行内插,故

采用距离倒数法对其进行处理,并与趋势面内插结果相加,结果见图版。

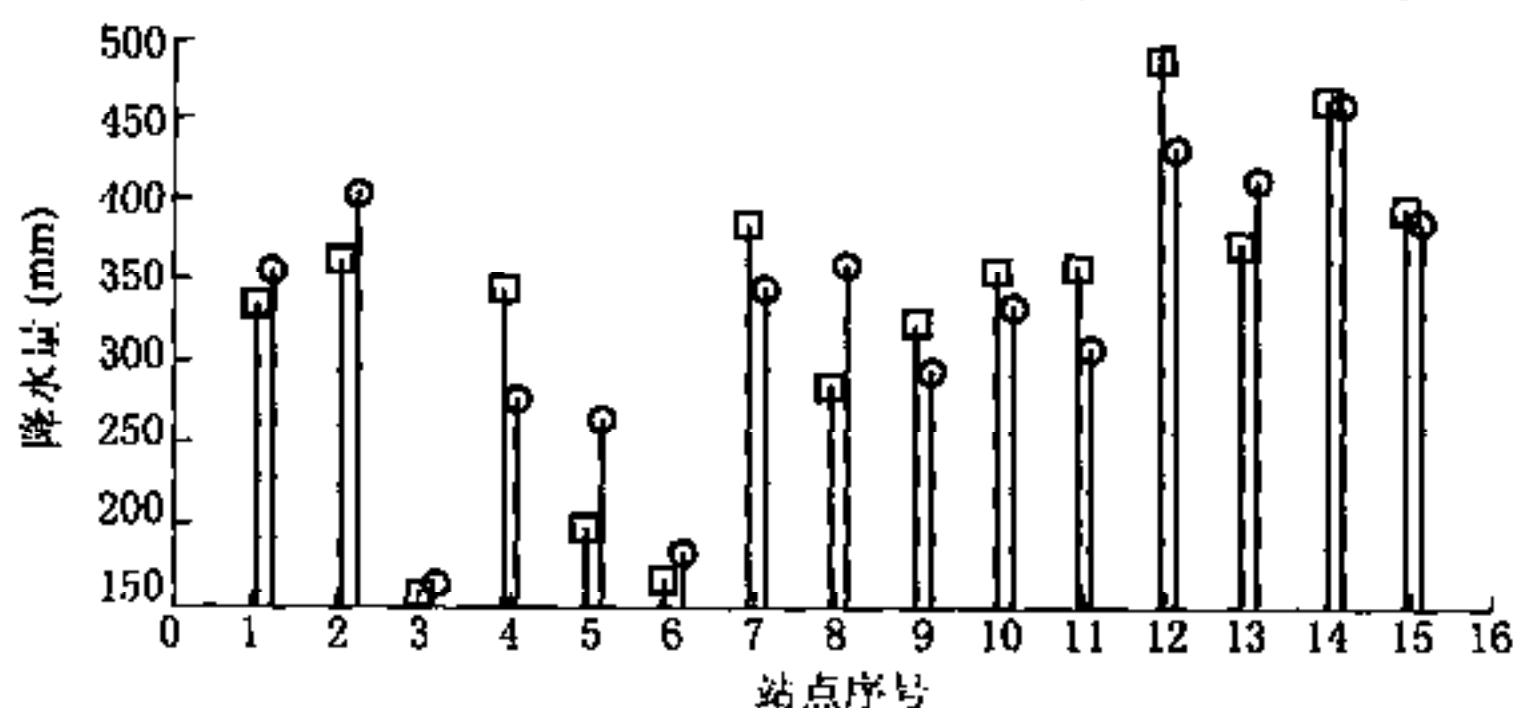


图 7-12 15 个站实际降水量(□)与采用趋势面方法估计值(○)的比较

6. 环湖地区气象因子信息提取方法小结

目前虽然已经研究出了很多精细的内插方法,但这些方法的应用有很多条件限制。在我国西部地区,由于气象站点稀少,假设条件很难满足,可供选择的方法很有限。如克立格方法,虽然该方法能够给出很好的结果,但没有足够的站点资料算出半方差图,以确定方差变化模型,这一方法就无法运用。影响温度的因素很多,其中一些主要因素(如高度、纬度、辐射等)的影响的物理机制清楚,进行内插处理时可以充分考虑它们的作用,而其他一些气候因素(降水量、蒸发、风、湿度等)的提取则相对困难得多。

对温度的提取可以采用多元回归方法,在地形起伏较明显的地区高度是一个不可缺少的因子。微地形对局地气候的影响是显著的,其中坡度和坡向通过影响日照时数的多寡来影响接收太阳辐射量的多少,进而影响局地温度的高低。有时这种影响比大尺度影响都要明显,在进行气温的内插时必须予以考虑。对于环青海湖地区的气温和降水量的提取仅仅采用单一的方法都有不足之处。对于大尺度的变化特征可以采用趋势面方法、多元回归方法以及直减率方法来处理,对残差部分可以采用 IDWA 方法处理,微地形对气温的影响可以采用辐射修正的方法来处理。

对降水量的处理很难细化,影响降水量空间变率的因素很多,如高度、坡度、坡向、盛行风向等,但由于环青海湖地区处于内陆高原,缺乏系统的对比观测,一年四季的影响系统也不同,地形对降水量的影响很难确切估计,降水量与高度的关系也不同于低纬度、低海拔地区。但各月降水量的空间分布也有明显的趋势,因此根据其空间变化趋势采用趋势面分析法进行初步处理,对残差采用 IDWA 进行内插处理,将两者的结果进行叠加,基本上也可以满足应用的要求。

7.4.3 其他生境因子信息的提取

草地蝗虫发生的预测预报还涉及其他多种生境因子信息,如土壤类型、植被(草地)类型、草地退化状况;此外如历年蝗虫发生与为害分布区、历年蝗虫治理区域、放牧状况等。其中,土壤类型、植被类型等信息可从相应的专题图获取;其他方面的信息则可从有关草地管理部门历年调查绘制的有关图件获取。

以上数据的获取方法与上述普通地图要素信息的获取方法基本相同。所不同的是,这

些数据均为面状分布数据,因此在数字化、编辑、图幅拼接完成之后,需要利用地理信息系统软件 ARC/INFO 建立拓扑关系,按多边形方式组织数据,并赋予每个多边形相应的属性码。此外,由于包含这些数据的图件的来源不同,其比例尺、投影类型也不尽一致,因此需要按上一节所述方法进行投影变换等处理。

从草地蝗虫发生的预测预报角度来说,在相对稳定的蝗虫生境因子中,植被因子显得尤为重要;另从遥感技术在草地蝗虫监测中应用的角度而言,提取植被因子信息也是其最重要的任务。因此,在基于遥感技术进行草地蝗虫的监测中必须高度重视植被因子信息的提取,特别是植被动态变化信息的提取。

本书第五章已较详细地说明了怎样通过对陆地卫星 TM 图像进行计算机分类提取环湖地区植被类型信息的方法和过程,因此这方面的内容在这里不再作重复说明。下面着重对利用卫星遥感图像数据获取植被生长状况信息的方法作一补充说明。

反映草地植被生长状况的指标很多,如盖度、生殖枝与营养枝的高度、生物量(biomass)等等。从遥感监测的角度来说,对草地植被生物量的监测在技术上相对较为成熟。另从草地蝗虫的角度来说,草地植被的生物量与草地蝗虫的生长、繁育等也有非常密切的关系。因此,利用遥感图像资料进行草地植被生物量的监测,提取生物量的信息,对于草地蝗虫的测报来说是有重要意义的。

遥感图像数据之所以能用于草地植被生物量的监测,是由草地植被的光谱特性决定的。在通常情况下,绿色植物叶片对可见光中的红色波段有较强烈的吸收作用,反之,对近红外波段有很强的反射能力。据此原理,人们利用遥感图像的红色波段(R ,如 TM3)与近红外波段(NIR,如 TM4)的比值——“植被指数”(vegetation index,简称 VI),作为反映植被生长量的一个指标。从广义来说,植被指数是指利用遥感多光谱数据、经线性和非线性组合而成的对植被生物量有一定指示意义的数值。迄今为止,研究者已在此基础上发展出了许多形式不同的植被指数,下面列举几种较为常用的植被指数^[16]。

(1) 比值植被指数(RVI)

$$RVI = IR/R \quad (7-15)$$

式中, IR 为近红外波段, R 为红色波段(下同)。当植被生长旺盛、盖度大于 50% 时, RVI 对植被十分敏感,与生物量的相关性很好。然而,在盖度小于 50% 时应用效果不佳,同时它还有易受大气影响的缺点。

(2) 归一化植被指数

$$NDVI = (IR - R)/(IR + R) \quad (7-16)$$

它适用于检测处于早期发育阶段或盖度较低的植被。实践说明,当植被盖度小于 15% 时,植被的 $NDVI$ 值大于裸土;当植被盖度为 25% ~ 80% 时,植被的 $NDVI$ 随植被盖度增加几乎呈线性增加;当植被盖度大于 80% 时,它对植被检测的灵敏度下降。

(3) 差值植被指数(DVI)

$$DVI = IR - R \quad (7-17)$$

差值植被指数又称环境植被指数(EVI),其算法最为简单。实践表明,它也受植被盖度的影响。当盖度为 15% ~ 25% 时, DVI 随高度和生物量的增加而迅速增大;当盖度大于 80% 时,检测植被的灵敏度下降。其缺点是受大气辐射的影响较大。

(4) 双差植被指数(DDVI)

$$DDVI = (IR - R) - (R - G) \quad (7-18)$$

式中的 G 代表绿色波段。由于绿色波段是绿色植物固有的、仅次于近红外波段的反射波段,因而融入绿色波段的双差植被指数(DDVI)也能在一定程度上增强绿色植被的信息。

(5) 绿度植被指数(GVI)

1976 年,美国学者 R. J. Kauth 和 G. S. Thomas 在研究 MSS4-7 波段数据的空间转换模式及其在农业上的应用时,提出了著名的 Kauth-Thomas 变换,简称 K-T 变换。他们发现,植被光谱数据点的时间轨迹在 MSS(陆地卫星多光谱扫描仪)数据空间中形成了一个“穗帽”图形,因此 K-T 变换又有“穗帽变换”之称。K-T 变换是一种空间线性转换,经旋转后形成一个新的 4 维空间,其第二分量就称为绿度植被指数(GVI),计算公式为:

$$GVI = -0.290 \times MSS4 - 0.562 \times MSS5 + 0.600 \times MSS6 + 0.491 \times MSS7 \quad (7-19)$$

式中, MSS4、MSS5、MSS6、MSS7 分别为陆地卫星多光谱扫描仪的兰绿光、橙红光、红外-近红外及近红外波段。

1984 年, Crist 和 Ciccone 将 K-T 变换的概念推广到 TM 图像数据,用 TM 的 6 个波段数据作 K-T 变换,得到一种新的植被指数 GVI:

$$GVI = -0.2848 \times TM1 - 0.2435 \times TM2 - 0.5436 \times TM3 \\ + 0.7243 \times TM4 + 0.0840 \times TM5 - 0.1800 \times TM7 \quad (7-20)$$

据实际检验, GVI 与绿色植物的覆盖状况、叶面积指数及生物量密切相关,并随植被的生长状况变化而变化。而且,从理论上说,此 GVI 不受土壤背景的影响,因此有利于提取在各种土壤背景下的植被的生长发育信息。

(6) 垂直植被指数(PVI)

$$PVI = \text{SQRT}((R_S - R_V)^2 + (IR_S - IR_V)^2) \quad (7-21)$$

式中, R_S 、 R_V 分别代表土壤背景与植被在红色波段的反射率; IR_S 和 IR_V 则分别代表土壤与植被在近红外波段的反射率。实际上, PVI 是在二维数据平面上对上述 GVI 的模拟,其物理意义与 GVI 的是相似的。PVI 在理论上不受土壤背景的影响,对植被的生长状况比较敏感。

(7) 土壤调节的植被指数(SAVI)

$$SAVI = (1 + L) \times (IR - R) / (IR + R + L) \quad (7-22)$$

SAVI 是 1988 年美国学者 Huete 提出的,它用一个土壤调节系数 L 来削减土壤背景的影响,从而突出植被的信息。 L 随植被盖度变化而变,在低植被盖度情况下 $L=1$,在中等植被盖度情况下 $L=0.5$,在高植被盖度情况下 $L=0.25$ 。由于 SAVI 在 NDVI 基础上进一步考虑到了土壤噪声的干扰,并用 L 来加以调节,从而显著地减少了土壤背景的影响。此植被指数对不同绿色植被盖度几乎呈线性响应,而且比 NDVI 有较高的植被-土壤信噪比,从而提高了对植被检测的灵敏度。

在环湖地区的研究中,我们利用 TM 图像计算了归一化植被指数(NDVI),并经密度分割,获得了研究区植被指数图(见图版 3)。这项工作的主要目的,是为了从遥感图像上提取出研究区草地植被的生物量信息;然后,通过分析草地植被的生物量与蝗虫发生之间的关系,检验草地植被生物量这一指标是否适于作为环湖地区草地蝗虫测报模型中的一项参数。为此,利用 1997 年的 15 个调查样点上的 NDVI 值和实地记录的蝗虫密度数据进行了两者关系的分析(见表 7-6)。为了更直观地展示 NDVI 与蝗虫密度之间的关系,又利用表 7-6 的

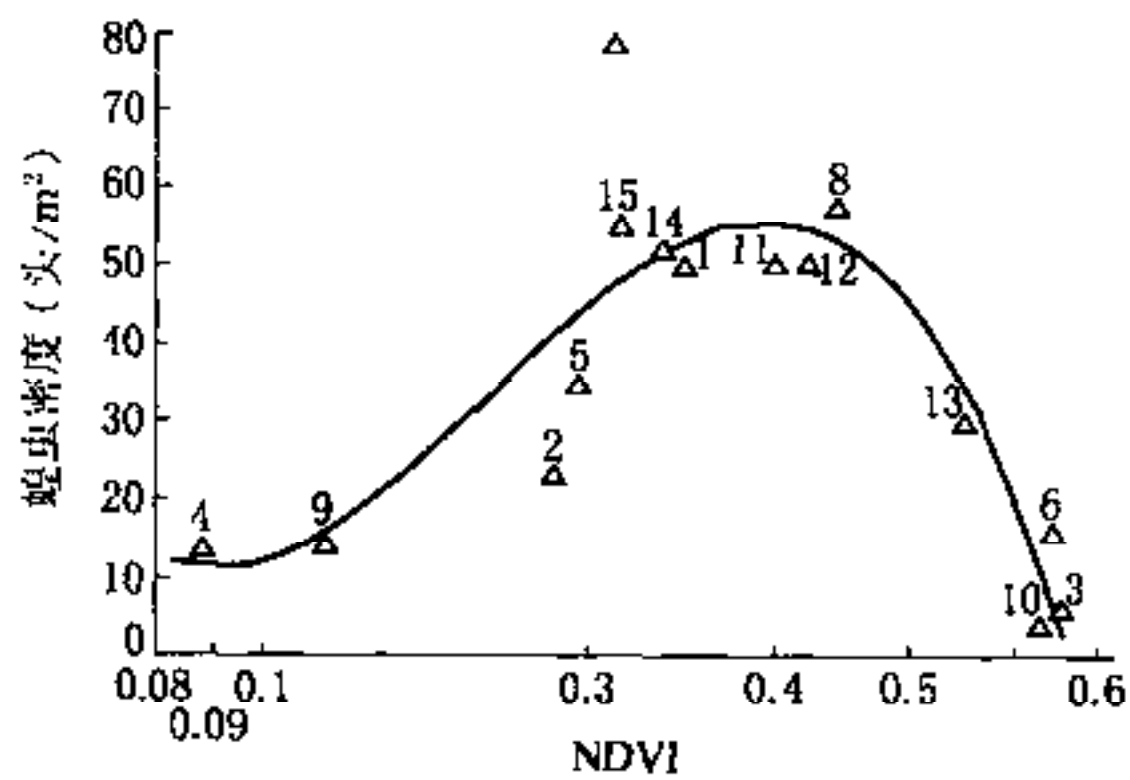


图 7-13 NDVI 值与蝗虫密度关系曲线图

数据绘制了曲线图(图 7-13)。由图可见,两者之间大体呈抛物线关系,经检验,相关系数达 0.8967。从图上大致可以看出:当 NDVI 小于 0.12 时,蝗虫密度呈缓慢增加趋势,且最高密度不超过 15 头/ m^2 ;NDVI 在 0.12~0.18 之间时,蝗虫密度较快地增加,但最高密度不超过 40 头/ m^2 ;NDVI 在 0.24~0.38 之间,蝗虫密度较高,最高密度可达 60 头/ m^2 左右;NDIV 大于 0.44,蝗虫密度迅速下降;NDVI 超过 0.54,蝗虫密度在 15 头/ m^2 以下。

由此可见,所获得的遥感图像 NDVI 数据与蝗虫密度之间存在较好的相关性,因此在建立环湖地区蝗虫测报模型时应考虑这一指标。

表 7-6 环湖地区某些调查样点的 NDVI 值与草地蝗虫密度对照表

样点编号	地理位置		蝗虫密度 (头/ m^2)	NDVI 值
	经度($^{\circ}\text{E}$)	纬度($^{\circ}\text{N}$)		
1	37.1882	99.7627	50	0.2474
2	37.1864	99.7650	23	0.1865
3	37.0664	99.7575	6	0.5469
4	37.0682	99.7584	13	0.0879
6	37.0598	99.7940	35	0.1970
7	37.0605	99.7955	16	0.5439
8	37.0890	99.7667	79	0.2134
9	37.0915	99.7715	58	0.3423
11	37.1521	99.6560	14	0.1143
13	37.1548	99.5849	4	0.5283
16	36.3522	100.7709	50	0.3006
30	36.2340	101.1150	51	0.3211
31	36.2361	101.1325	30	0.4522
32	36.3238	101.1395	52	0.2366
34	36.3431	101.0318	55	0.2155

§ 7.5 建立草地蝗虫测报系统的某些构想

基于遥感与 GIS 技术的环湖地区草地蝗虫发生与预测预报研究,其最终目的是要建立具有科学性和可操作性的蝗虫发生的预测预报系统,或者也可以说蝗虫发生的早期预警系统。此系统主要应包括与草地蝗虫发生有关的各类蝗虫生境因子数据库,其中不仅包括地形、土壤、植被类型等各类基础性数据,而且也包括有关的遥感图像数据。同时,系统还应包

括各类应用模型,如本书第6章提到的模糊综合评判模型等。下面简要说明有关建立这类系统的一些构想。

7.5.1 测报系统建立的可行性

从草地蝗虫测报过程及其关键技术分析可以看出,利用遥感与GIS技术并采用如模糊综合评判这样的模型进行大范围地区草地蝗虫的预测预报,整个过程是比较复杂的。因此,非常必要将整个测报过程的各个环节、所涉及到的各类数据和处理功能,集成到一个相对独立的系统即草地蝗虫测报集成系统中,这对于高效地进行草地蝗虫测报有重要意义。这样的集成系统,是指通过遥感技术和GIS技术的结合,将图像处理、图形处理、数据库技术和模型工具等有机地融合以建立草地蝗虫测报的实用运行系统。

有关遥感、GIS技术集成的应用实例在国内外已有许多报道。例如,在我国有“城市遥感动态监测系统”、“GPS城市灾害快速反应系统”等。其涉及的应用领域众多,如洪水、雪灾、森林火灾等监测与预警,农作物和牧草长势的监测与估产,农作物病虫害监测,以及土地利用变化、城市扩展、环境污染等的动态监测。在农业方面,已经实现并投入运行的此类系统也很多,如“八五”期间由中国科学院、农业部、国家科委、国家气象局及10个省市的政府和业务部门共同完成的中国主要农作物(小麦、水稻、玉米)遥感动态监测与估产集成系统;由中国农科院主持,北京师范大学、北京大学等6个校所和北方有关省区19个草原站共同完成的北方草地产量动态监测系统,以及北方草场火灾、雪灾监测系统。

草地蝗虫测报系统,与上述各类应用系统,尤其是农作物和草地的监测与估产系统在原理上有很多相似之处,差别仅仅是在应用目标和测报模型等方面。从这个意义来说,建立草地蝗虫测报集成系统在理论上和技术上都是可行的。

7.5.2 与建立测报系统有关的几个问题

1. 用系统集成思路建立测报系统

人们对建立集成系统有许多不同的认识。有人认为,只需将各部分拼接在一起就可形成一个集成系统。实际上,这种集成方法是很不完善的,它不仅造成人员的浪费、软件研制的重复、数据的多样化,而且功能上也必将受到影响。所以,集成是将基于信息技术的资源及其应用(计算机软硬件、接口、应用系统)集聚成一个协同工作的整体,它包含功能交互、信息共享及数据通信并进行管理与控制。因此,必须从总体集成的目标出发,进行集成系统的设计、实现、运行及支撑环境的配置。

从草地蝗虫测报系统的集成来看,存在两个方向上的集成,即水平集成与垂直集成。也就是说,在系统内它不仅含有将图像处理软件、GIS软件、数据库管理软件及其应用软件水平集成在一起,而且还要将不同的应用(模型)进行垂直集成。但不论是水平集成,还是垂直集成,又都包含两个方面:即方法集成与信息集成。从方法上说,所建系统要能对优势种蝗虫的预测过程进行重构及合理化;从信息技术方面来说,它要能够将支持蝗虫预测的各种信息集成起来。显然信息集成是实现垂直集成的主要途径。

2. 测报系统的建立原则

系统开发以草地蝗虫动态监测和预报过程合理化为目的,因此系统开发必须满足用户的需要。为此,系统开发应遵循如下原则:①系统必须满足用户的要求,需与用户充分地合

作,并对问题进行彻底分析;②系统必须有高的可靠性,要能针对所有故障因素采取适当的处理措施;③系统必须是高效率的。在开发系统时要有效地利用系统各部分资源进行工作,提高性能价格比,而且人与系统之间要协调;④系统必须具备整体性。应按照软件工程的原理与方法进行系统分析到系统实施,完成各个阶段的建设,建立一整套软件工程的开发和维护的规范化方法,以及完整的软件开发的文档资料;⑤系统开发要模块化、标准化。软件结构要模块化,信息编码、数据格式与结构要标准化,软件设计要尽可能规范;⑥系统要方便用户应用,要有一个良好的人机界面;⑦系统要具有灵活性,能适应发展变化后的用户需求。

3. 测报系统的开发策略

遥感动态监测与预报集成系统的开发策略,应该是真正能满足用户的需要,并在解决用户所面临的过程中发挥作用。在众多的系统开发方法中,比较适合草地蝗虫监测与预报的集成系统的开发方法有以下两种,并应尽可能将两者结合起来。

(1) 自上而下的结构化方法

这种方法是从研究系统目标、对象入手,确定需要哪些功能才能保证目标的完成,据此划分相应的子系统,并进行各子系统的具体分析和设计。这种方法的步骤是:对系统的整体目标、环境、资源和约束条件进行认真分析;确定各项主要处理功能,从而明确各子系统的分工、协调和接口;确定每一种功能所需的输入、输出、数据存储;对各子系统的功能模块和数据进一步分析与分解;根据需求和可能,确定有限开发的内容。这种开发方法的特点是系统的整体性和逻辑性强,而且应用了模块分解方法对各子系统进行划分和功能的确定。

(2) 原型化方法

原型是指拟开发系统的可执行模型或试验版本。通常来说,原型系统是拟开发系统的部分表示,用以帮助系统的分析和设计。原型对诸如遥感动态监测与预报集成这样的大系统、复杂系统来说是非常有效的。

原型化方法的具体步骤如下:通过分析获得对用户需求的粗浅了解;基于已知部分很快地建立一个原型;将原型提供给最终用户使用;从最终用户处获得反馈,并依据此反馈来调整用户需求;建立新的原型,加入新的用户需求;重复以上过程,直到系统最终建成。

一个原型系统也可用于拟开发的遥感动态监测与预报集成系统的模块化骨架设计,验证重要的属性,如系统的实时性、输入/输出格式和模块接口等。

4. 测报系统的开发过程

按照软件工程的思想,草地蝗虫测报集成系统的开发可分为三个阶段:①系统规划阶段。提出系统开发要求,确定系统目标,并给定资源条件和约束条件,制定系统开发计划;②系统设计阶段。在面向对象系统分析的基础上,确定系统的最佳设计方案,进行系统的详细设计,建立各种规范标准;③系统实施、运行阶段。进行系统实施、调试、维护、评价和运行等工作。在这三个阶段中,相对来说,系统设计阶段最为关键,其基本任务是为进一步实现系统分析阶段提出的目标和模型,详细地确定集成系统的结构。主要内容包括计算机软硬件的选择、系统的设计、文件和数据库设计、用户界面设计及制订系统实施计划等。系统设计的优劣直接影响到系统的质量和经济效益。在实现逻辑模型的基础上,要尽可能提高系统的各项指标,为此必须遵循如下原则:①简单性。系统结构应简单化,这有助于缩短处理流程和提高系统效益;②灵活性。系统应对外界条件的变化有很强的适应性,因此在设计过程中要采用结构化、模块化的方法,以提高系统的灵活性;③完整性。系统应是一个统一的整

体,其功能要尽量保持完整,数据采集和软件设计要符合规范标准;④可靠性。系统运行过程中应具备抗干扰能力,以及检错和纠错的能力;⑤经济性。系统运行应能给用户带来较高的经济效益。

参 考 文 献

- [1] 熊利亚主编. 中国农作物遥感动态监测与估产集成系统. 北京: 中国科学技术出版社, 1996
- [2] 胡毓钺, 龚剑文. 地图投影. 北京: 测绘出版社, 1992
- [3] 徐士良. C 常用算法程序集. 北京: 清华大学出版社, 1994
- [4] 郭仁忠. 空间分析. 武汉: 武汉测绘科技大学出版社, 1997
- [5] 安敏, 张永强. 等高线数据压缩算法的分析与应用. 测绘通报, 1994, 6: 24—26
- [6] 黄培之. 具有预测功能的曲线矢量数据压缩方法. 测绘学报, 1995, 24(4): 316—320
- [7] Floriani De, Magillo P. Visibility algorithm on triangulated digital terrain models. *Int J Geographical Information Systems*, 1994, 8(1): 13—41
- [8] Macedonio G. An algorithm for the triangulation of arbitrarily distributed points: applications to volume estimate and terrain fitting. *Computer & Geosciences*, 1991, 17(7): 859—874
- [9] Bouman B A M, Keulen H van, Laar H H van, et al. The 'School of De Wit' crop growth simulation models: A pedigree and historical overview. *Agricultural Systems*, 1996, 52: 171—198
- [10] Collins F C, Bolstad P V. A comparison of spatial interpolation techniques in temperature estimation. In: *Proceedings of the Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, New Mexico, January 21—25. Santa Barbara, California: National center for Geographic Information Analysis (NCGIA), 1996
- [11] Burrough P A, McDonnell R A. *Principles of Geographical Information Systems*. New York: Oxford University Press, 1998
- [12] Legates D R, Willmott C J. Mean seasonal and spatial variability in global surface air temperature. *Theor Appl Climatol*, 1990, 41: 11—21
- [13] Eckstein B A. A valuation of spline and weighted average interpolation algorithms? *Computers and Geosciences*, 1989, 15(1): 79—94
- [14] Hutchinson M F, Gessler P E. Splines — more than just a smooth interpolator? *Geoderma*, 1994, 62: 45—67
- [15] Myers R H. *Classical and Modern Regression with Applications*. Boston, MA: PWS — Kent Publishing, 1990, 488
- [16] 万恩璞, 徐希孺主编. 中国玉米遥感动态监测与估产. 北京: 中国科学技术出版社, 1996

下 篇

环青海湖地区草地蝗虫
遥感监测与预测的样区研究

第 8 章 试验样区与采样设计

§ 8.1 试验区域自然特征概况

为了进一步阐明环青海湖地区草地蝗虫发生的规律,以便为该区草地蝗虫的监测和预测预报提供更好的科学依据,在前面研究的基础上,我们又选择了有代表性的重点地区进行进一步深入研究。这项研究的主要内容,是利用地统计学(geostatistics)原理和方法研究草地蝗虫在空间上的分布规律,同时通过样区研究进一步阐明草地蝗虫种群变化与各类生境因子之间的关系机理,并在此基础上建立更为精确的草地蝗虫发生预测模型。

根据我们对环湖地区草地蝗虫及其分布情况的多年研究,选择了蝗虫发生情况较为频繁和严重的青海湖西侧地区作为样区研究的试验区(图 8-1)。该区在地形上大部属于较平坦地区,海拔在 3200~3250m 之间,相对高度不大。但海西山的海拔超过 3500m,而且其

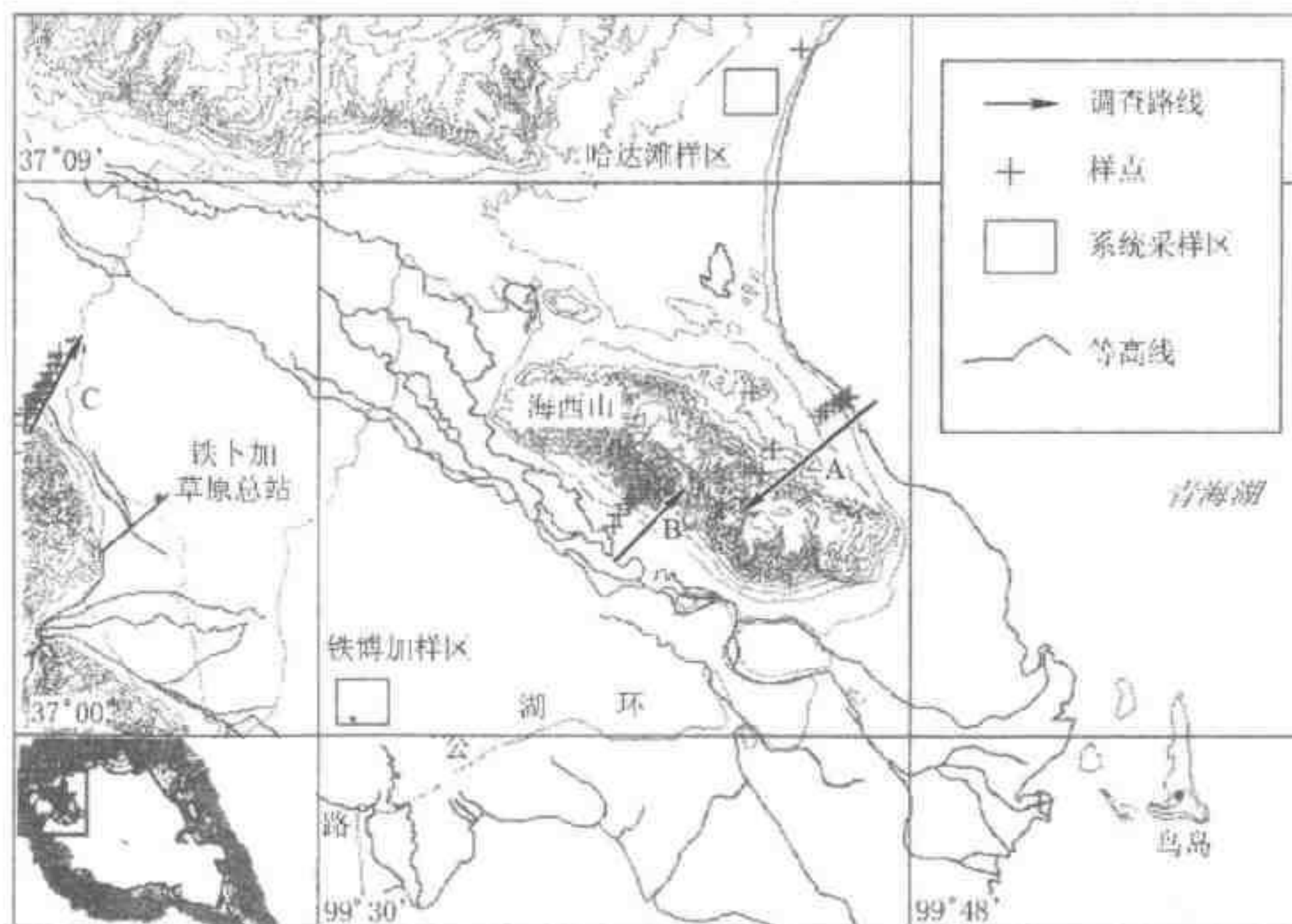


图 8-1 青海湖西侧地区略图

南北坡的气候水热条件和植被、土壤等有较显著的差别。据位于本区的铁卜加气象站 1964—1995 年统计资料,年降水量为 377.10mm,年蒸发量为 1484.5mm,年均温为 -0.5°C ,牧草生长季长 125 天(5—9 月),牧草生长季日照时数为 $1100\text{h}^{[1]}$ 。在这样的气候条件下,本区占主导的草地类型为半干旱草原和高寒草原。其中的半干旱草原以克氏针茅或芨芨草为建群种,并伴生有短花针茅、青海固沙草、扁穗冰草、赖草、茵陈蒿、猪毛蒿、早熟禾等。以克氏

针茅为优势种的半干旱草原,群落总盖度为 50%~80%;以芨芨草为优势种的半干旱草原,群落总盖度为 45%~85%。高寒草原则以紫花针茅为建群种,主要伴生植物有早熟禾、萎陵菜、高山苔草、火绒草、龙胆、柴胡、蒲公英、冷蒿、乳白香青、高山嵩草等,群落总盖度 55%~85%。此外,在海西山的海拔 3300~3500m 的阴坡分布有以高山嵩草、矮嵩草等为主的高寒草甸,局部则分布有以金露梅为优势种的高寒灌丛,它们的主要伴生种植物有北方嵩草、高山嵩草、矮嵩草、黑褐苔草、圆穗蓼、珠芽蓼、美丽风毛菊等,群落总盖度可达 80%~95%。

在海拔较低的青海湖湖滨低湿滩地则分布着轻度盐渍化草甸,主要植物有马蔺,并伴生青海野青茅、垂穗披碱草、鹅绒萎陵菜、西伯利亚蓼、小花棘豆等。马蔺呈斑块状丛生,顶部齐整或密集连片,层高 30~45cm,群落总盖度 60%~70%。

§ 8.2 调查方案

8.2.1 路线调查区域与系统采样区概况

青海湖西侧地区的样区研究,包括路线调查与系统调查两种方案,调查时间均为 2000 年 7—8 月。在路线调查中,根据研究地区草地蝗虫生境的空间分异特点,选定了以下三条路线。①路线 A:位于海西山东北,从海拔 3200m 的青海湖滨直到海拔 3400m 左右的海西山上部山坡,路线长 5km,此路线代表海西山西北部的情况;②路线 B:位于海西山西南,从海拔约 3200m 的布哈河河岸直到海拔 3350m 的海西山上部山坡,路线长 2km,此路线代表海西山西南部的情况;③路线 C:位于铁卜加草原改良试验站以西约 4km 处,从海拔 3250m 左右的布哈河支流谷地到海拔 3350m 左右的山坡,路线长 4km。这三条调查路线穿过了本区主要的植被类型即温性草原、高寒草原和高山草甸,因而能较好反映整个青海湖西侧地区的草地蝗虫种群的基本特征。通过这三条调查路线,可基本摸清青海湖西侧地区从平地到山地的草地蝗虫及其生境状况。此外,根据这三条调查路线的 56 个样方的统计,蝗虫的平均密度为 11.92 头/m²。蝗虫种群构成主要是雏蝗(狭翅雏蝗与小翅雏蝗),其次是宽须蚁蝗,也有少量的红翅皱膝蝗(图 8-2)。从蝗虫的共存特征来看(图 8-3),雏蝗的出现多数与蚁蝗一致,表明它们具有较高的亲和性。

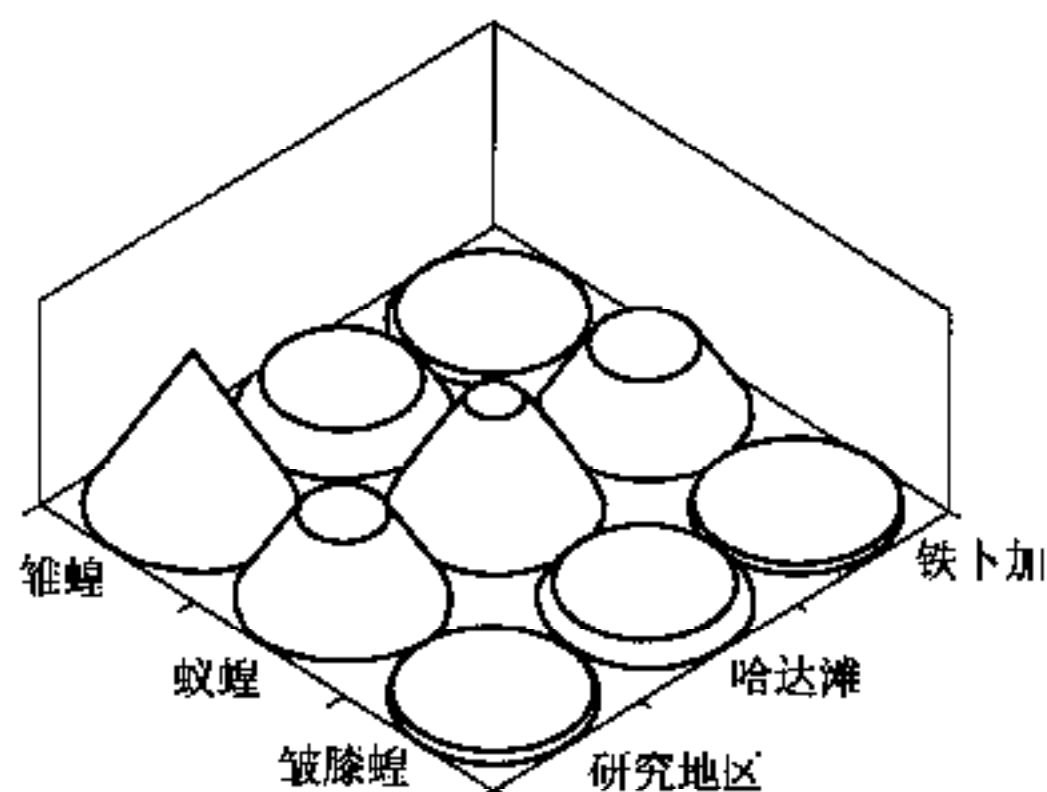


图 8-2 研究区草地蝗虫种群的构成示意图

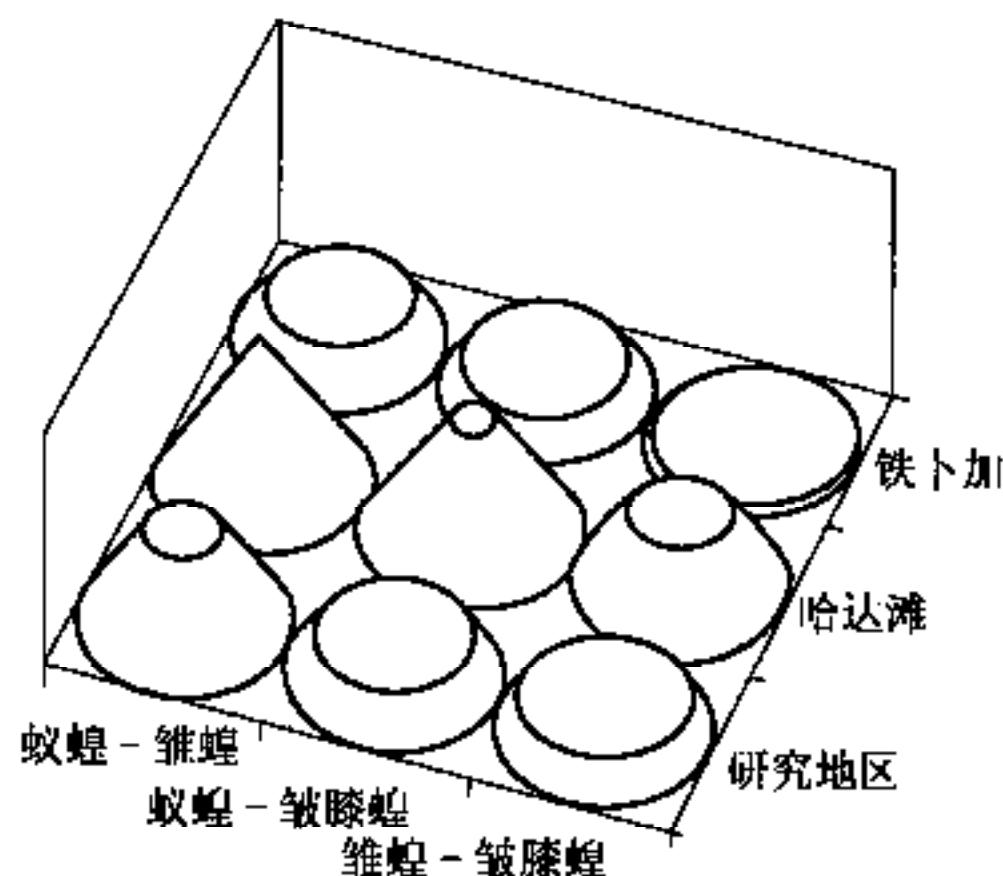


图 8-3 研究区草地蝗虫种群的共存示意图

由图 8-1 可见,系统调查区包括两个样区,即位于青海湖西北侧的哈达滩样区和位于青海湖西侧的铁卜加样区。每个样区的总面积为 $300\text{m} \times 300\text{m}$ 。

哈达滩样区位于青海湖西北侧,样区的起点位置为 $99^{\circ}45'47.2''\text{E}$, $37^{\circ}11'11.3''\text{N}$,海拔高度 3220m 。样区内地形较为平坦,局部相对高差在 $0.5 \sim 1.0\text{m}$ 。植被类型为温性草原,主要植物有克氏针茅、赖草、落草、冰草、早熟禾、柴胡、披针叶黄华等,总盖度 $30\% \sim 85\%$ 不等。蝗虫种群主要由雏蝗(狭翅雏蝗与小翅雏蝗)和宽须蚁蝗组成,调查时期多为 2 龄。不同位置的蝗虫总密度变化较大,在 $1 \sim 28 \text{头}/\text{m}^2$ 之间,平均密度约 $8 \text{头}/\text{m}^2$ (表 8-1)。

表 8-1 哈达滩样区与铁卜加样区蝗虫种群密度统计($\text{头}/\text{m}^2$)

地点	样本	范围	最小值	最大值	均值	标准差	偏度	峰度
哈达滩	94	27	1	28	7.9	4.7	1.32	2.52
铁卜加	100	20	0	20	4.3	4.0	1.43	2.05

另一个系统采样区为铁卜加样区,位于青海湖西侧,样区的起点位置为 $99^{\circ}36'19.3''\text{E}$, $37^{\circ}0'10.2''\text{N}$,海拔高度 3226m 。样区内地形也较平坦,相对高差为 $1.0 \sim 1.5\text{m}$ 。植被类型为高寒草原,主要植物有紫花针茅、早熟禾、柴胡、落草等,总盖度为 $35\% \sim 90\%$ 。蝗虫种群也主要由雏蝗(狭翅雏蝗与小翅雏蝗)和宽须蚁蝗组成,调查时期也多为 2 龄。不同位置蝗虫总密度变化也较大,在 $0 \sim 20 \text{头}/\text{m}^2$ 之间,平均密度约 $4 \text{头}/\text{m}^2$ (表 8-1)。

尽管铁卜加样区与哈达滩样区的植被类型不同,两者的蝗虫密度也相差较大,但蝗虫的种群结构特征比较一致。在蝗虫的总密度构成中,以宽须蚁蝗所占比例最大。而在蝗虫种类的共存中,主要也是宽须蚁蝗与雏蝗(狭翅雏蝗与小翅雏蝗)共存。

8.2.2 样区研究的步骤

无论是路线调查,还是系统调查,在样点观测上都采用类似的研究方法,其基本步骤如图 8-4 所示。首先,系统地收集样区已有的资料、图件,订购遥感图像数据,并制定研究和野外调查方案。然后,在样区进行样方调查与观测,详细地研究草地蝗虫的种群及其特征,以及所有生境因子的性质与特点,同时测定地物的光谱特征和用 GPS 测定样点所在地理位置。在此基础上,建立草地蝗虫及其生境因子特征的数据库。最后,利用有关数学分析方法,分析草地蝗虫种群的空间分布特征及其与生境因子、草地光谱特征、遥感图像特征之间的关系,建立遥感图像与草地蝗虫种群之间的相关关系模型。

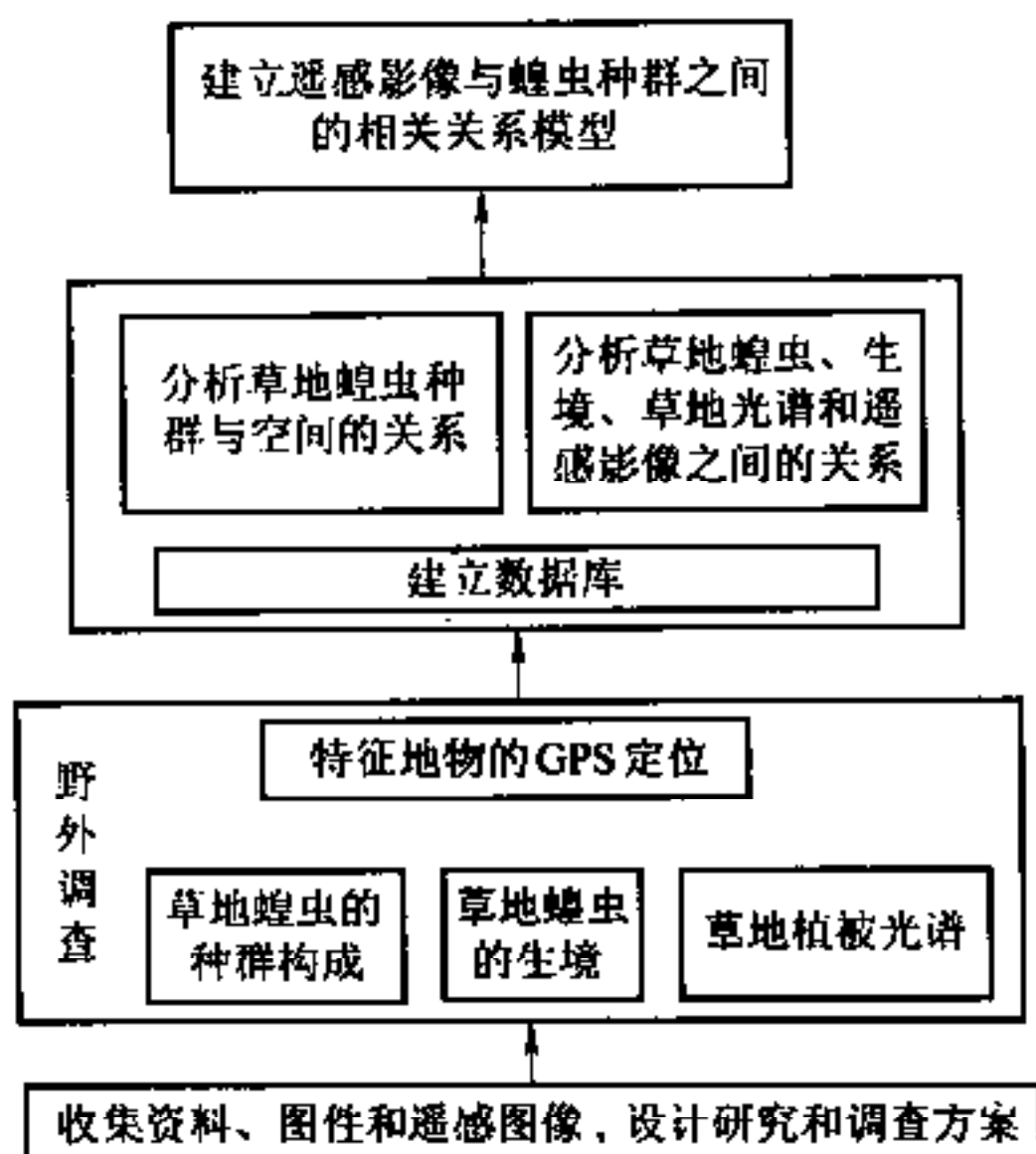


图 8-4 样区研究步骤框图

在路线调查中,分别在每一条路线上选择若干有代表性的样点进行详细调查、观察和采样,内容包括地形特征(海拔高度、坡度和坡向)、植被特征(植物群落的建群种和主要伴生种及其生长高度,群落总盖度及优势种、伴生种分盖度,优良牧草鲜草产量和杂毒草鲜草产量),以及土壤特征(土地类型、质地、水分含量、pH值)。同时,采用捕虫网采集蝗虫,确定其种类、龄期、雌雄比,并按“之”字形的行进路线,在左右两个方向各挥动捕虫网40次所得蝗虫数量计为蝗虫的平均密度。此外,还采用GPS测定了样点所在处的地理坐标,并采集了土壤样本供室内分析之用。系统采样点的调查和观测步骤也与此大致相同。

§ 8.3 采 样 内 容

草地蝗虫发生的遥感监测,关键是建立蝗虫种群-生境-遥感信息之间的相关关系。而要进行这种相关分析,就需要一定数量的指标,这些指标主要涉及到蝗虫、植被和遥感图像光谱特征等方面。在样点上的采样内容,也主要是指这些采样指标。从研究角度来说,这些采样指标的科学和合理设定,对最终的研究成果有重要影响。

8.3.1 采样指标的选取原则

由于草地蝗虫发生的遥感监测所涉及的指标较多,因此必须依据研究目的对其进行一定的筛选。在本研究中,指标的选取和确定主要依据以下两个原则:①指标的重要性。与草地蝗虫发生有关的各类因素因子,它们对草地蝗虫发生所施加的影响是不等同的,因此在进行这些指标的选取时,必须选取那些与草地蝗虫的种群特征及其变化关系最为密切和比较密切的指标,只有这样,才能科学地阐明这些指标与草地蝗虫发生之间的关系,并据其对草地蝗虫的发生状况作出较准确的预测预报;②指标的可测性。这是指,所选取的指标既可在野外较方便、快速地获取其资料或数据,也可将这些指标用定量方式加以表示;否则的话,即使某些指标有较重要意义,但在目前情况下无法获取其资料或数据,也难于考虑和选取这些指标。

8.3.2 采样指标

1. 与草地蝗虫有关的指标

根据环湖地区草地蝗虫季节性变化的特点^①(图8-5),将调查时间安排在7、8月份,具体时间为2000年7月12—30日,调查的主要对象为在该区蝗虫种群中占优势的雏蝗(狭翅雏蝗与小翅雏蝗)、宽须蚁蝗和红翅皱膝蝗。其他种蝗虫填写在表格中的“其他”项中,并注明种类。主要指标为种群密度,单位为头/m²。

2. 与植被有关的指标

(1) 选取依据

所选取的与植被有关的指标为生物量、盖度和植株高度。之所以选取这些指标,主要是因为:①生物量不仅标志着植被积累有机物质的能力,而且它与草地蝗虫的食性直接有

① 李韬,青海省草地鼠虫害的预测预报技术探讨,见:青海省草原总站编,青海省草原总站资料汇编(3),1992.

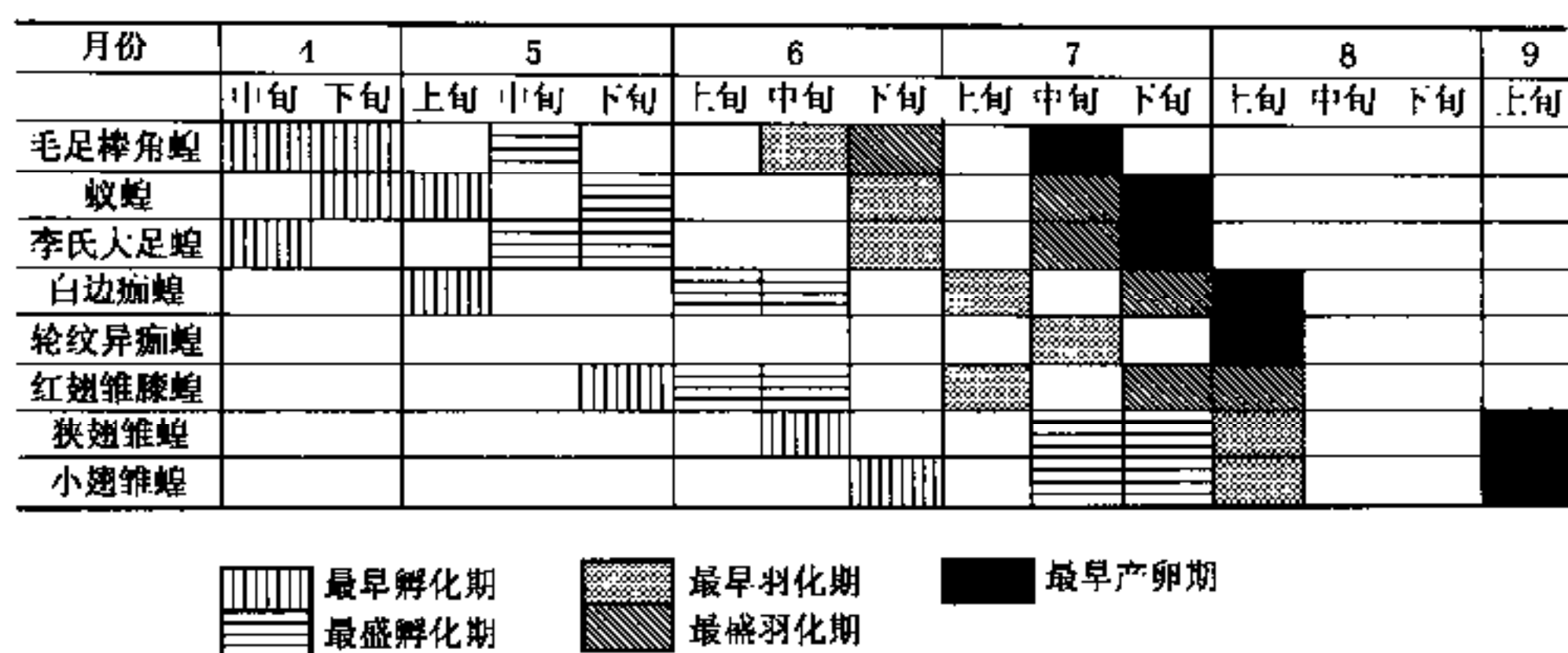


图 8-5 环湖地区主要蝗虫种的生活阶段

关^[2-4],处于蝗蝻阶段的草地蝗虫其发育则更多地依赖于食性;②盖度和植株高度是表征植物群落多样性的基本指标^[5]。具体而言,植物盖度与蝗虫的栖息环境密切相关,而植株高度不仅与蝗虫的栖息环境有关,而且也是生物量的构成因素之一。

(2) 指标

1) 生物量

环湖地区草地植被的生物量按优良牧草的重量与毒杂草的重量两部分分别进行调查。该区的优良牧草包括克氏针茅、紫花针茅、落草、早熟禾、花苜蓿等,毒杂草则包括狼毒、龙胆、柴胡、异叶青兰等。在样地上,采用直接剪切方法,取样方内植物地表部分进行称重(单位为 g),从而获得生物量数据。

2) 盖度

使用总盖度、优势种分盖度、次优势种分盖度三个指标,均用百分比表示。其中,总盖度指整个植物群落的盖度,优势种分盖度指植物群落中主要建群种的盖度,次优势种分盖度指群落中次建群种的盖度。这些盖度均通过三次目估方法的平均获得。

3) 植株高度

植株高度按生殖枝和营养枝分别加以测定(单位为 cm)。使用四个指标,即构成优势种分盖度的植物的营养枝高度和生殖枝高度(简称第一营养枝高度和生殖枝高度),以及构成次优势种分盖度的植物的营养枝高度和生殖枝高度(简称第二营养枝高度和生殖枝高度)。这些植株高度指标在野外直接测量确定。

3. 地物光谱特征有关指标

地物光谱特征主要是指草地植被的光谱特征。由于调查样区的草地盖度一般都在 70% 以上,因此所测得的地物光谱特征基本可认为代表了草地植被的光谱特征。所用地物光谱测定仪为 17 个通道的便携式野外光谱测定仪,各通道的波长与 TM 各波段波长的对应关系见表 8-2。

4. 遥感图像指标

在本研究中使用的遥感数据是 Landsat5 的 TM 图像。所选用的指标为:①7 个波段的 TM 原始图像的灰度值数据;②由原始图像的灰度值数据变换得到的数据,如植被指数、主成分变换数据和缨帽变换数据等。

表 8-2 光谱仪的波长与 TM 波段光谱范围的对应关系(单位: μm)

波 长	光谱仪波长	TM 光谱范围	波 长	光谱仪波长	TM 光谱范围
0.400	0.400		0.690		0.690
0.425	0.425		0.700	0.700	
0.450	0.450	0.450	0.750	0.750	
0.475	0.475		0.760		0.760
0.500	0.500		0.850	0.850	
0.520		0.520	0.950		0.900
0.525	0.525	0.520	0.950	0.950	
0.550	0.550		1.050	1.050	
0.575	0.575		1.550		1.550
0.600	0.600	0.600	1.750		1.750
0.625	0.625		2.080		2.080
0.630		0.630	2.350		2.350
0.650	0.650		10.400		10.400
0.675	0.675		12.500		12.500

5. 其他有关指标

包括样地的海拔高度和坡度、坡向等。其中,样地海拔高度据 1:5 万地形图并参照 GPS 数据(水平方向最大误差为 16m,垂直方向最大误差为 3m)确定,样地的坡度和坡向用罗盘仪测定。此外,典型样地还采集了 0—10cm 表层土壤样品。有关的气候数据从研究区周围的气象台站收集。

§ 8.4 主要指标的采样设计

8.4.1 采样方法

目前最基本的采样方法有随机采样和系统采样两种。随机采样是最常用的采样方法,但用这种方法采样时,在确定样点位置上存在一定的主观性。而系统采样按照特定的规则采样,因而可避免这类主观性。

随机采样结果的统计包括估计平均密度、标准偏差和标准差,它假设所有的样本都是独立的。但是,这种假设在许多情况下是不真实的,因为间隔一定距离的样本经常存在着正相关关系。所以,在进行统计之前要检验样本是否相关。此检验可通过系统采样并用空间统计方法进行,最简单的方法是使用全方向相关图公式:

$$p(h) = \frac{\sum z_1 z_2 - N_h M_h^2}{N_h S_h^2} \quad (8-1)$$

式中, z_1 和 z_2 是间隔距离为 h 的两个样本的指标; N_h 为样本对的数目; M_h 和 S_h 分别为均值和标准偏差(每个样本按照包括该样本的样本对数目进行加权)。

样本间的相关性一般随着样本间距离的增加而减少(图 8-6)。图中的变程(range)指相关为(或接近于)0 时的

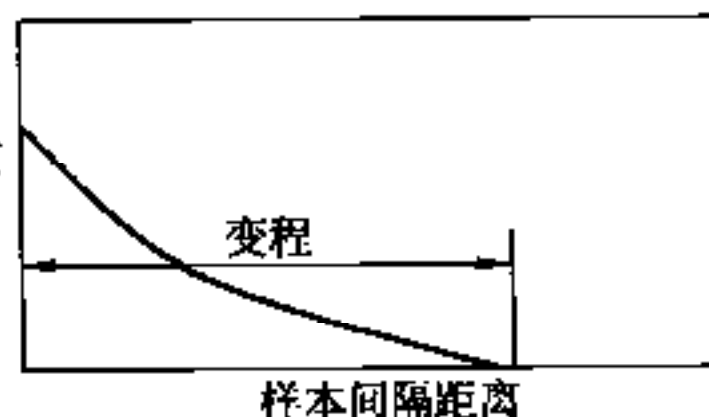


图 8-6 样本间的相关性与样本间距的关系

样本间距 h 。随机采样结果的统计方法只适用于样本之间的距离大于变程的情况。

8.4.2 采样数量

确定采样数量有两种方法,即两步采样法和序列采样法。然而,由于受野外条件和工作时间的限制,往往只能进行一次采样,并考虑到我们的研究目的并非常规调查制图,所以研究样本数目的确定主要根据调查年度研究对象的分布情况和统计分析方法的要求确定。

如前所述,在环湖地区的研究中,我们采取了系统采样与随机采样相结合的采样方法,并以系统采样法获得的数据作为空间统计分析的基础。就随机采样法而言,我们采用了两种具体采样方案,即零散的采样以及穿越不同类型生境的路线采样,采样点之间的间隔一般不小于 200m。路线采样与零散采样的采样点数目未加以限制。

根据空间统计的采样要求^[6],确定了系统采样的采样数为 100 个。样方的设置按规则网格进行,其间隔确定为 30m。这样的间隔在精度上高于 R. M. Reich 的 60m 间隔^[7],而且也便于结合 TM 遥感数据(像元的空间分辨率为 30m)进行分析。

8.4.3 采样设计

1. 植被指标的采样设计

植被的盖度和生物量利用样方法进行测定,包括系统样方测定和随机样方测定。

(1) 系统采样

主要目的是分析植被指标与草地蝗虫种群密度在空间上的相关性。参照米勒-唐布依斯等^[8]所指出的原则进行采样,这些原则是:①样地大小应包括属于该植物群落的全部种类;②样地范围内的生境应尽可能保持一致;③样地范围内的植被应尽可能地同质。

按照上述原则,在 30m×30m 的范围内,选取有代表性的位置设置样方,将其作为该小区的代表,样方面积为 1m×1m。样区的起始位置借助 GPS 确定,并用 GPS 和罗盘仪进行方向定位。样区的间隔使用 50m 长标尺确定。

(2) 随机采样

随机采样沿公路两侧或沿包含有典型生境的路线进行。样方位置要尽可能有代表性。一般而言,所选样方周围的 30m×30m 内生境状况较为均一。样方的地理位置用 GPS 测定。

2. 地物光谱指标的采样设计

表 8-3 光谱仪的波长与反射比值

通道	对应波长(nm)	反射比值(%)	通道	对应波长(nm)	反射比值(%)
1	400	73.6	10	625	86.3
2	425	80.0	11	650	87.4
3	450	83.7	12	675	87.5
4	475	85.2	13	700	87.6
5	500	86.2	14	750	88.5
6	525	86.6	15	850	90.0
7	550	86.1	16	950	90.4
8	575	85.2	17	1050	90.0
9	600	86.0			

地物光谱测定的位置与植被的采样位置相同,目的是尽可能保证地物光谱数据与植被指标数据之间的可比性。在测定地物光谱时,尽量确保太阳辐射条件不发生明显变化。

测量仪器为日产 PM-12A 型光谱辐射计,其波长范围是 400~1050nm,分为 17 个通道,视场角为 2°。测得的数据用以下公式换算为地物光谱反射率数据:

$$P_{\text{地}} = P_{\text{标}} 10^{(V_{\text{地}} - V_{\text{标}})} \quad (8-2)$$

式中, $P_{\text{标}}$ 为标准板的反射率, $P_{\text{地}}$ 为地物反射率(地物光谱值), $V_{\text{标}}$ 和 $V_{\text{地}}$ 分别代表标准板和地物的观察值。各通道的波长和反射比见表 8-3。

§ 8.5 其他有关数据及数据分析方法的说明

8.5.1 其他有关数据

1. GPS 定位

样方数据采集的重要前提,是要准确地定位样地的位置。在野外调查中,除用 GPS 对样地进行定位外,还对许多特征点进行了定位。特征点选取的原则是:特征已知;在野外可以明显识别;在 1:50000 地形图和 TM 图像上显示清晰。这些特征点如公路与公路的交叉点以及公路与铁路的交叉点等。定位时, GPS 放在特征点的中心,测定时间不少于 5min。在进行野外测定的 2000 年 7 月期间,由于美国对 GPS 精度封锁的解除,使得 GPS 的测定误差可控制在 10~16m 内。经过精度比较,表明 GPS 定位的精度可满足本研究的要求。

2. 遥感数据及相关数据

研究中所用的 Landsat TM 遥感数据从北京卫星遥感地面站购买,轨道号参数为 133/34,接收日期为 2000 年 7 月 17 日,云量少于 5%。同时,还使用了 1:50000 地形图以及刚察县 1:25000 土壤图和植被图资料。此外,还参照了我们在 1997—1999 年在环湖地区调查和收集到的有关数据。

8.5.2 数据分析方法的说明

调查数据利用如下方法处理:常规统计分析中的相关分析、回归分析和非线性映射分析;结构方程分析;空间统计分析中的空间聚集性测度分析、克立格插值分析、协同克立格分析等。

研究过程中所使用的计算机软件包括 SPSS、MatLab、MapInfo、Er-mapper 和 ENVI。其中,数据的一般统计处理使用 SPSS 软件;空间统计分析使用 MatLab 软件;空间数据的管理和空间分析使用 Mapinfo 软件;遥感数据处理和提取使用 Er-mapper 和 ENVI 软件;部分 3D 图的绘制使用 ArcView 软件。

参 考 文 献

- [1] 拉旦,马恩洲. 铁卜加地区大气降水、土壤湿度与牧草产量的关系. 青海畜牧兽医杂志,1998,28(3): 21—22
- [2] 严林. 青海三种土蝗的食性研究. 青海草业,1996,5(1):36—39
- [3] 李鸿昌,范伟民,邱星辉. 狭翅雏蝗取食牧草掉落毁损的研究. 见:中科院内蒙古草原生态系统定位站编. 草原生态系统研究(第四集). 北京:科学出版社,1992,99—108
- [4] 李鸿昌,王征,陈永林. 典型草原三种蝗虫成虫期的食物消耗量及其利用的初步研究. 生态学报, 1987,7(4):331—338
- [5] 王启基,周兴民. 高寒草甸主要植物群落物种多样性的初步研究. 高原生物学集刊(第14集). 北京:科学出版社,1998,77—78
- [6] 周国法,徐汝梅. 生物地理统计学. 北京:科学出版社,1998,146—150
- [7] Reich R M, Bravo V. Combining spatial statistics with GIS and remote sensing in designing multiresource inventory and monitoring systems. Proc of the 2nd Southern Forestry GIS Conference, Athens, Georgia. 1998, 27—29
- [8] D 米勒—唐布依斯,H 埃伦伯特. 植被生态学的目的和方法. 鲍显诚译. 北京:科学出版社,1986,26—90

第9章 草地蝗虫种群密度的空间分布特征

§9.1 蝗虫种群密度空间分布概述

9.1.1 蝗虫种群的空间分布

生物种群的空间分布,是指在一特定时间范围内生物群落中的种群个体在空间上的分布状况。生物种群的空间分布是生物种群相对静止的一种表现形式,它决定于生物种群自身的特征及其与其他种群和环境之间的关系^[1]。生物种群的空间分布格局常与过程相联系,这种空间分布格局既有静态形式,也有动态特性。生物种群分布格局的研究内容,包括分布格局特点、聚集强度、格局规模等。

从理论上说,生物种群在群落中的分布格局主要取决于以下一些因素:①种群自身的生长及繁殖特性;②物种的生态位,尤其是关键生态位经常起着制约作用;③与其他种群的竞争作用。

与其他生物种群一样,草地蝗虫也有其种群空间分布特点。例如,甘肃省夏河县甘加高山草地蝗虫种群的研究表明^[2],该地的蝗蛹呈集群分布,成虫则属随机型分布,近似泊松分布。此外,蝗蛹在孵化初期呈现扩散趋势,孵化盛期呈现聚集趋势,而成虫则主要表现出扩散趋势。

应指出的是,以往在研究蝗虫的空间分布特征时常将离散指数作为蝗虫空间分布特征的度量指标。然而,离散指数有其不足之处,即忽视了样本的空间位置,因而不能对不同的空间格局进行区分。同时,对蝗虫分布的空间格局进行描述时,在很大程度上依赖于采样的尺度。由于存在这些问题,因此目前在研究蝗虫的空间分布格局时,一般趋向于使用空间统计学的方法^[3]。

9.1.2 蝗虫种群密度的空间指示图与三维透视图

空间指示图是空间统计中常用的一种符号图,它用两种符号直观地表示数据的空间变化特征,这种方法在表示数据的空间分布上具有直观性好的特点。我们采用这种方法,统计和编制了青海湖西侧铁卜加试验样区的宽须蚁蝗密度的空间指示图(图9-1)。在图上,宽须蚁蝗的密度分为5、10、15、20四级(单位为头/ m^2),并用斜线表示宽须蚁蝗密度小于指定密度的样地。由图9-1可见,该样区宽须蚁蝗的密度高低,在空间上的分布具有很明显的相邻性。

为了更为直观地表示蝗虫种群密度的分布状况,除密度指示图外,还可采用三维透视图的表示方法。图9-2为铁卜加样区宽须蚁蝗密度的三维透视图,此图更加形象、直观地展示了该样区宽须蚁蝗密度的空间变化状况。由图9-2可以看出,铁卜加样区的宽须蚁蝗在空间分布上的变化具有较好的趋势性,而且相邻空间上蝗虫种群密度的变化是渐变的,而不是突变的。

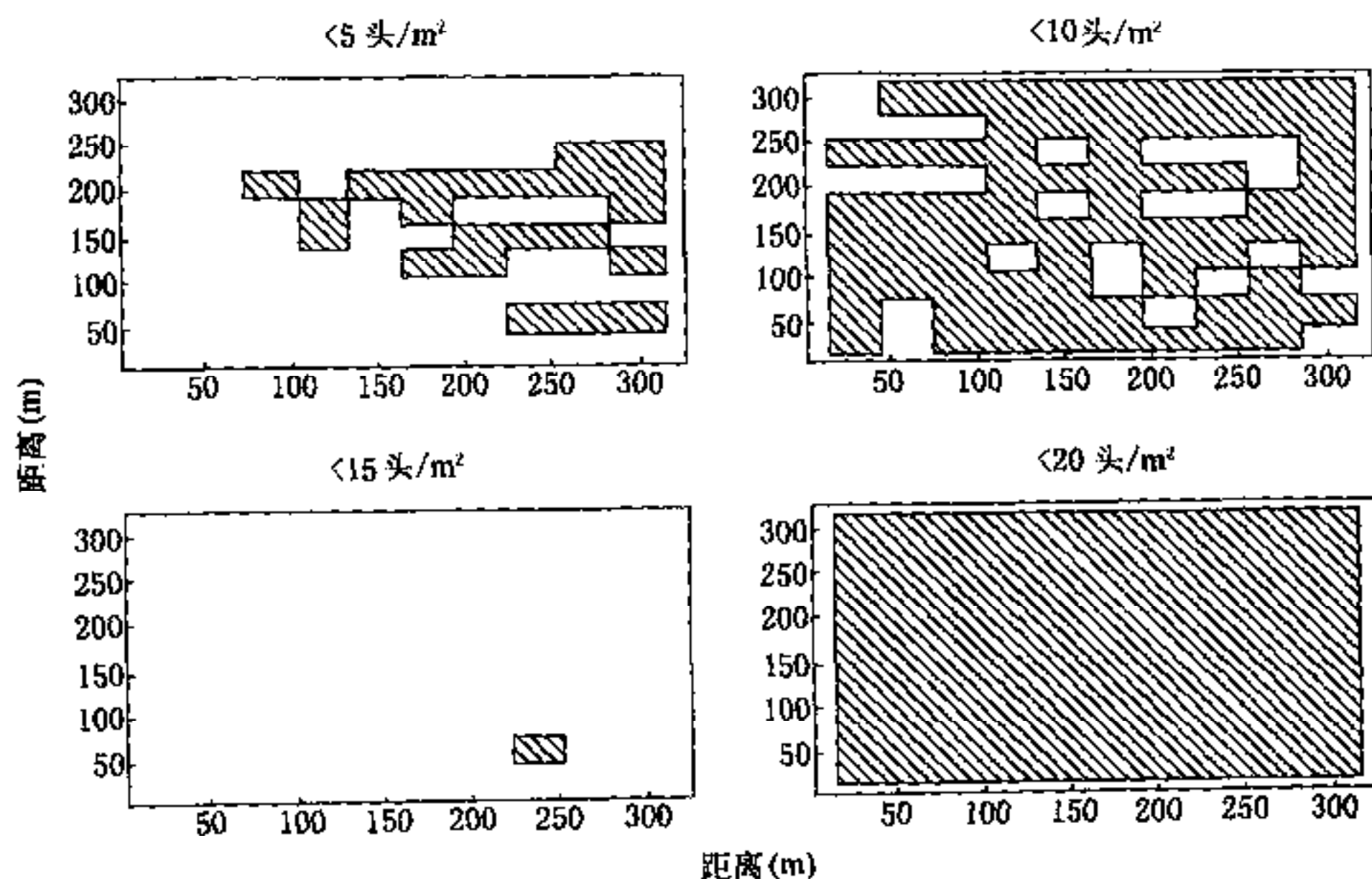


图 9-1 铁卜加样区宽须蚁蜂密度指示图

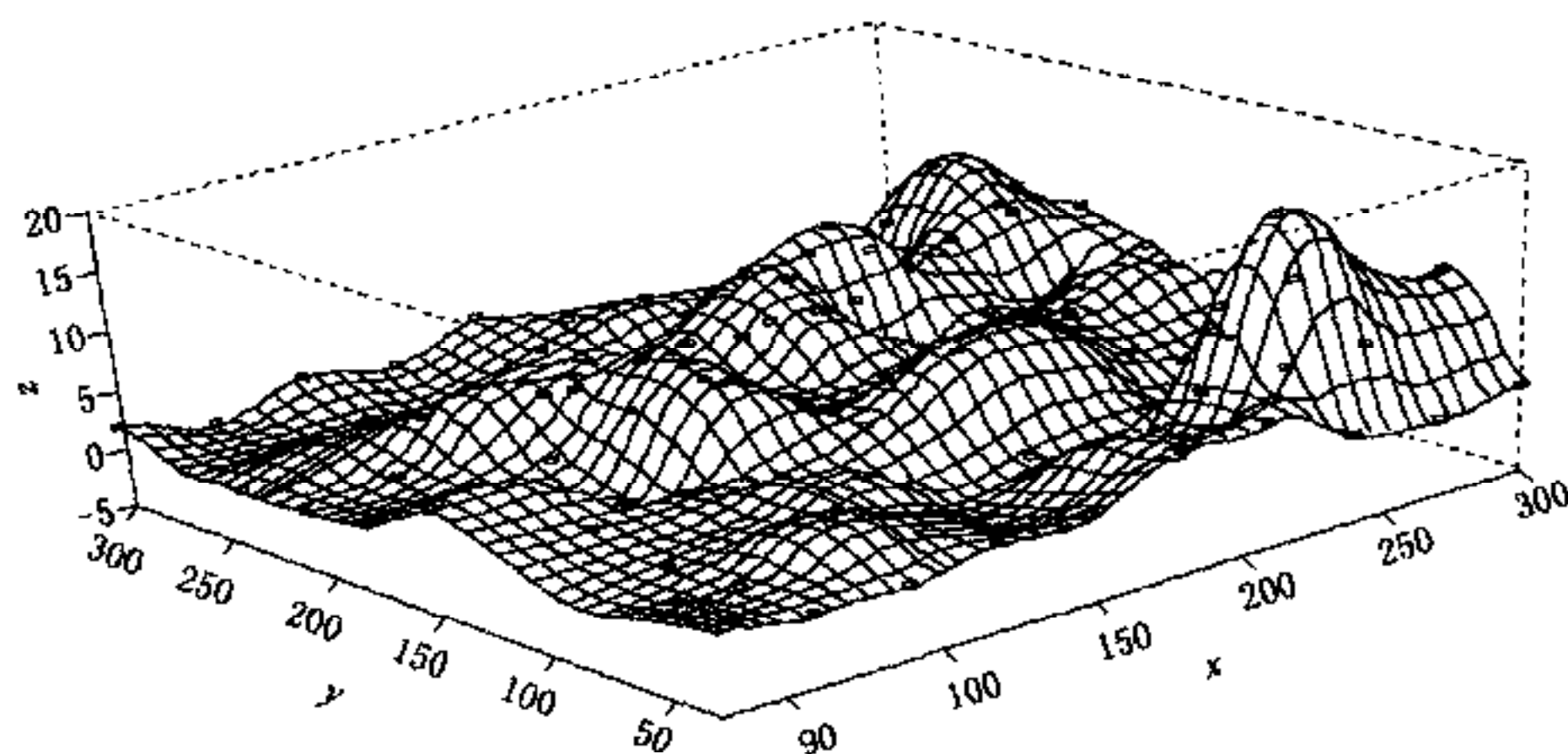


图 9-2 铁卜加样区宽须蚁蜂密度的三维透视图

§ 9.2 空间统计学与空间统计量

9.2.1 空间统计学

空间统计学也称地统计学或地质统计学。地统计学(*geostatistics*)一词是法国学者 G. Matheron 于 1962 年提出来的,他给地统计学下了一个定义:“地统计学即以随机函数的形式体系在勘查与估计自然现象中的应用”^[4]。随着地统计学的发展,1970 年他将地统计学重新定义为:“区域化变量理论在评估矿床上的应用(包括采用的各种方法和技术)”。30 余年的发展表明,地统计学不仅适用于地质学,而且也适用于土壤、农业、气象、海洋、生态、环境等众多学科领域。一些地统计学研究者认为,地统计学是以区域化变量理论为基础,以变异

函数为主要工具,研究那些在空间分布上既有随机性,又有结构性、空间相关性或相互依赖性的自然现象的科学^[5-9]。

空间统计学对传统的数据采样方法是一种革新。这是因为,传统的数据采样方法对空间自相关的数据是不起作用的,因而采样的目的是避免空间自相关,而在空间统计中不必考虑此类问题,所以减少了采样所受的限制。此外,空间统计也减少了利用平均值估计去进行研究对象空间分布制图的必要性。

在草地蝗虫种群密度空间分布的研究中,应用空间统计分析的主要优点是:①能够处理蝗虫种群密度的空间相关问题;②对于特定地区的选择性采样不敏感;③能够估计局部种群密度和块平均值;④如果蝗虫种群的尺度比样本内部的距离大,就可替代分层采样法。空间自相关可以用相关图、协方差和半方差来分析。空间统计分析一般采用如下步骤:①估计相关;②估计相关模型参数;③使用点克立格(point Kriging)估计面上的分布;④使用块克立格(block Kriging)估计均值。

9.2.2 空间统计量

空间统计必须借助空间统计量来进行,有了这类空间统计量,就可定量分析研究对象的空间相关性和空间聚集性。空间统计量通常包括两类,即全程空间统计量和局部空间统计量^[10-12]。以下对常用的空间统计量做简单的介绍。

1. Morans' I 参数

Morans' I 参数包括全程和局部两种参数,它们可用于检验研究对象在空间上的相关性。其中,全程空间统计参数定义为:

$$\text{Morans' } I = \frac{\sum_i \sum_{j \neq i} w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{S^2 \sum_i \sum_{j \neq i} w_{ij}} \quad (9-1)$$

局部空间统计参数定义为:

$$I_i(d) = Z_i \sum_{j \neq i} w_{ij} Z_j \quad (9-2)$$

式中, n 为研究对象的观察值的数目; x_i 为在位置 i 的观察值; Z_i 为 x_i 的标准化形式; $\bar{x}_i = \frac{1}{n-1} \sum_{j \neq i} x_j$; $S_i^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{j \neq i} (x_j - \bar{x}_i)^2$; $\{w_{ij}\}$, 为对称的二项分布空间权重矩阵,在以样点 i 为中心、距离为 d 的范围内,取值为 1,否则取值为 0。

Morans' I 的值越大,表明数据的正的空间相关性越大。

2. G 统计量

G 统计量是由 Getis 与 Keith 于 1992 年提出的^[10],并于 1994 年和 1995 年做了部分修改。G 统计量 $G_i(d)$ 定义为:

$$G_i(d) = \frac{\sum_{j \neq i} w_{ij} x_j}{\sum_{j \neq i} x_j} \quad (9-3)$$

$$\begin{aligned}
 E(G_i(d)) &= \sum_{j \neq i}^n w_{ij} E(x_j) / \sum_{j \neq i}^n x_j \\
 &= \left(\sum_{j \neq i}^n w_{ij} \right) \left(\frac{x_1}{n-1} + \cdots + \frac{x_{i-1}}{n-1} + \frac{x_{i+1}}{n-1} + \cdots + \frac{x_n}{n-1} \right) / \sum_{j \neq i}^n x_j \\
 &= W_i / (n-1),
 \end{aligned} \tag{9-4}$$

$$\text{var}(G_i(d)) = \frac{W_i(n-1-W_i)}{(n-1)^2(n-2)} \left(\frac{Y_{i2}}{Y_{i1}^2} \right), \tag{9-5}$$

式中, $W_i = \sum_{j \neq i}^n w_{ij}$; $Y_{i1} = \sum_{j \neq i}^n x_j$; $Y_{i2} = \sum_{j \neq i}^n x_j^2 / (n-1) - Y_{i1}^2$

为便于解释,定义 $G_i(d)$ 的标准化形式为:

$$Z(G_i) = \frac{G_i - E(G_i)}{\sqrt{\text{var}(G_i)}} = \frac{\sum_{j \neq i}^n w_{ij}(d)(x_j - \bar{x}_i)}{S_i \sqrt{w_i(n-1-w_i)/(n-2)}}, \quad i \neq j \tag{9-6}$$

各变量的含义同上。

模拟表明^[11],在原假设 x_i 周围不存在空间聚集的条件下, G 的分布接近于正态分布,因此人们经常借助正态分布检验来检验 G 值的显著性。对于不同的观察数目 n 以及在不同的显著性概率下, G 值各不相同。例如,在 0.1 的概率下,40 个样本所对应的 G 值为 2.79, 100 个样本所对应的 G 值为 3.07。检验属于显著的 G 值表明,在位置 i 的周围是较高的数据,即数据具有空间上的聚集性。

§ 9.3 研究区草地蝗虫的空间聚集性

草地蝗虫的空间聚集性表现在两个方面,即空间相关性和空间的聚集范围(距离)。其中,空间相关性是指通过采样所获得的各个样点的蝗虫密度在空间上具有的相关性;而这种相关性所存在的距离,就是空间的聚集范围。

9.3.1 不规则采样下的草地蝗虫空间聚集性

1999 年 8 月我们在青海湖西侧地区的草地蝗虫密度的采样为大尺度的不规则采样,样点上的蝗虫密度为总密度。数据处理主要使用 G 统计量。其基本计算步骤为:①对不同的样点取不同的间隔距离 d ,计算它们相对应的 G 值;②进行显著性检验,获得在 0.1 显著性水平下的 G 值所对应的距离 d ;③以 d 为半径进行缓冲区分析。

图 9-3 为 0.1 显著性水平下各样点的缓冲区。可以看出,图中有一个主要的中心区,其半径为 13~16km。图 9-4 所示为中心区样点的 G 统计量随距离的变化,使用了 1km 和 100m 两种间隔距离,前者计算的距离范围是 1~20km,后者的范围是 0~3km。在 1km 间隔的图中有两个峰值(图 9-4 上图),一个出现在 13~16km 之间,另一个出现在 1km 处,相应的显著性水平分别为 0.05 和 0.01。详细分析表明(间隔距离 100m,图 9-4 下图),1km 峰值出现在 300~1300m 之间。这表明,本区蝗虫密度在大尺度上有两个空间聚集范围,即 0.3~1.3km 和 13~16km。

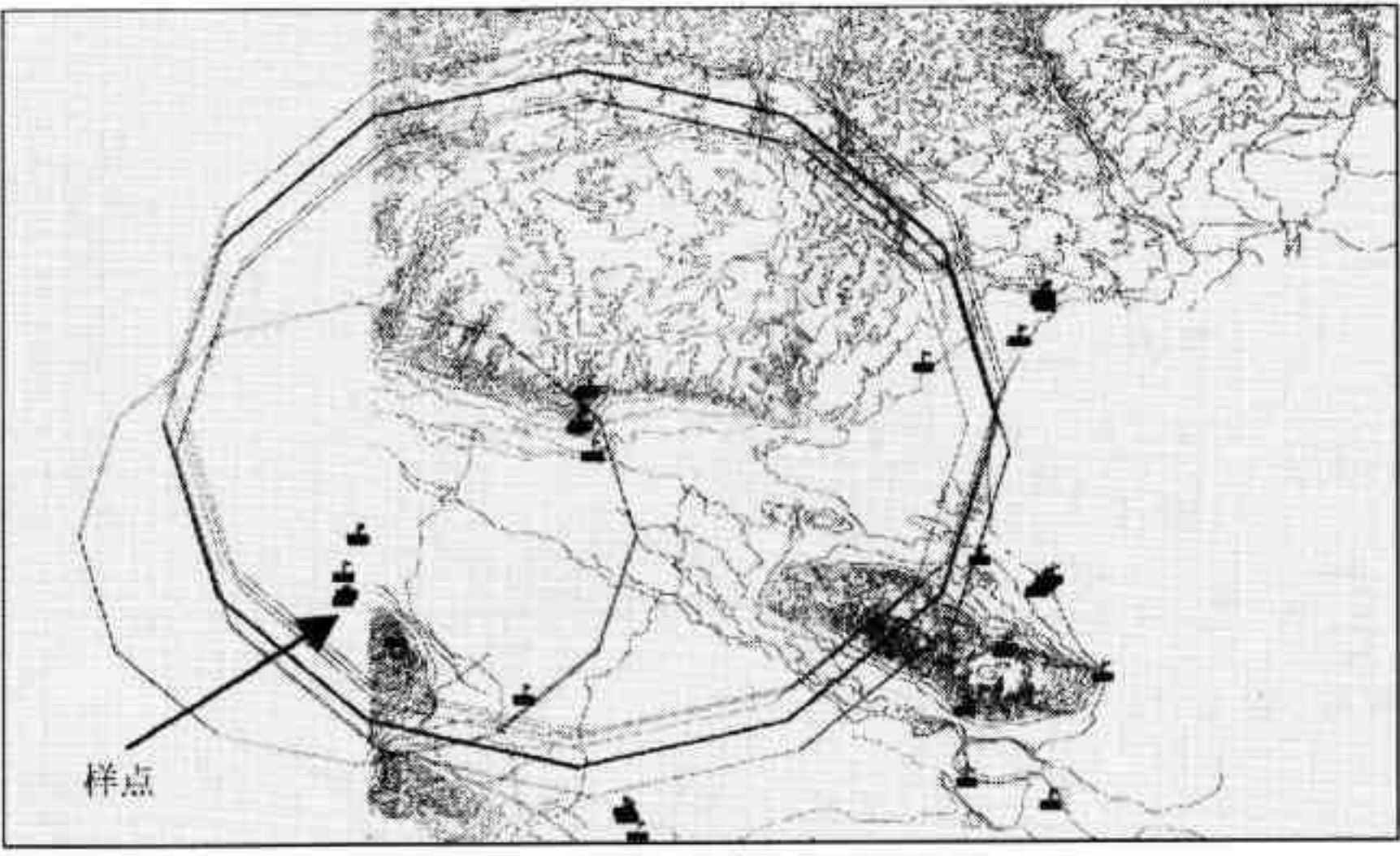


图 9-3 G 统计量的缓冲区分析
间隔距离为 1km

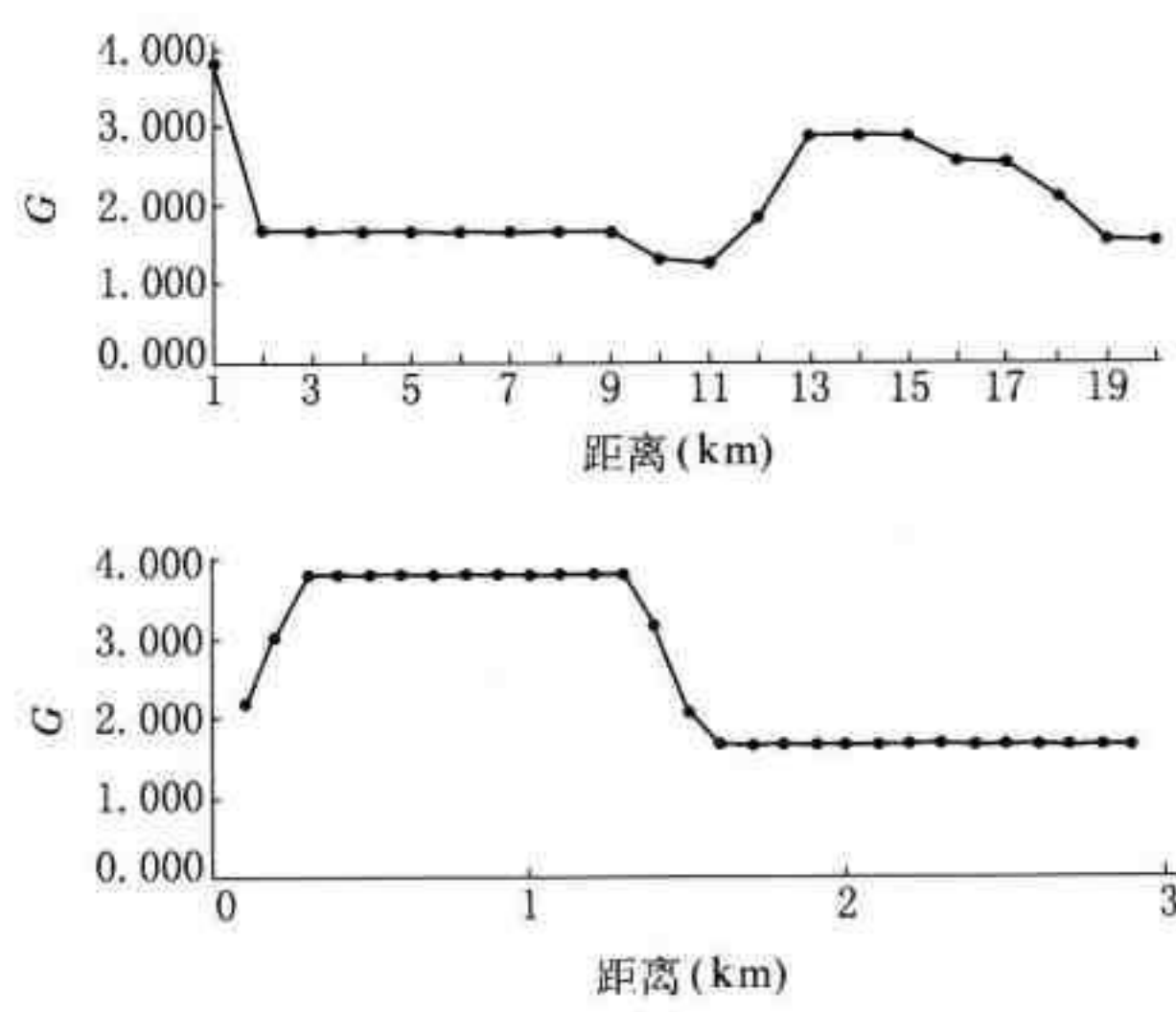


图 9-4 样点 G 统计量随距离的变化

9.3.2 规则采样下的草地蝗虫空间聚集性

1. 铁卜加样区草地蝗虫密度的 Morans' I 分析

铁卜加样区草地蝗虫密度的全程 Morans' I 指数的计算结果见表 9-1。显著性检验表明,在蝗虫总密度与宽须蚁蝗密度之间具有明显的空间正相关性。考虑到铁卜加样区的蝗虫总密度主要由宽须蚁蝗构成,因此可以认为,样区中的宽须蚁蝗密度具有空间正相关性。

表 9-1 铁卜加样区草地蝗虫密度的全程 Morans' I 指数

指 标	正态分布			随机分布		
	Morans' I	Z	P	Morans' I	Z	P
蝗虫总密度	0.0732	7.99	0.00	0.0732	8.09	0.00
雏蝗密度	0.0119	2.11	0.03	0.0119	2.14	0.03
宽须蚁蝗密度	0.0706	7.74	0.00	0.0706	7.87	0.00
皱膝蝗密度	-0.0061	0.38	0.70	-0.0061	0.42	0.68

铁卜加样区宽须蚁蝗密度的局部 Morans' I 指数如图 9-5 所示。图 9-5 中的上图为各向同性的 Morans' I 图,可以看出,在距离 140m 内,宽蚁蝗密度具有空间分布的正相关性,即

空间上的聚集性。图 9-4 的下图为各向异性的 Morans' I 图, 总体趋势类同, 但在各个方向上不一致, 明显的聚集性出现在 90° 方向(实际方位为东)。

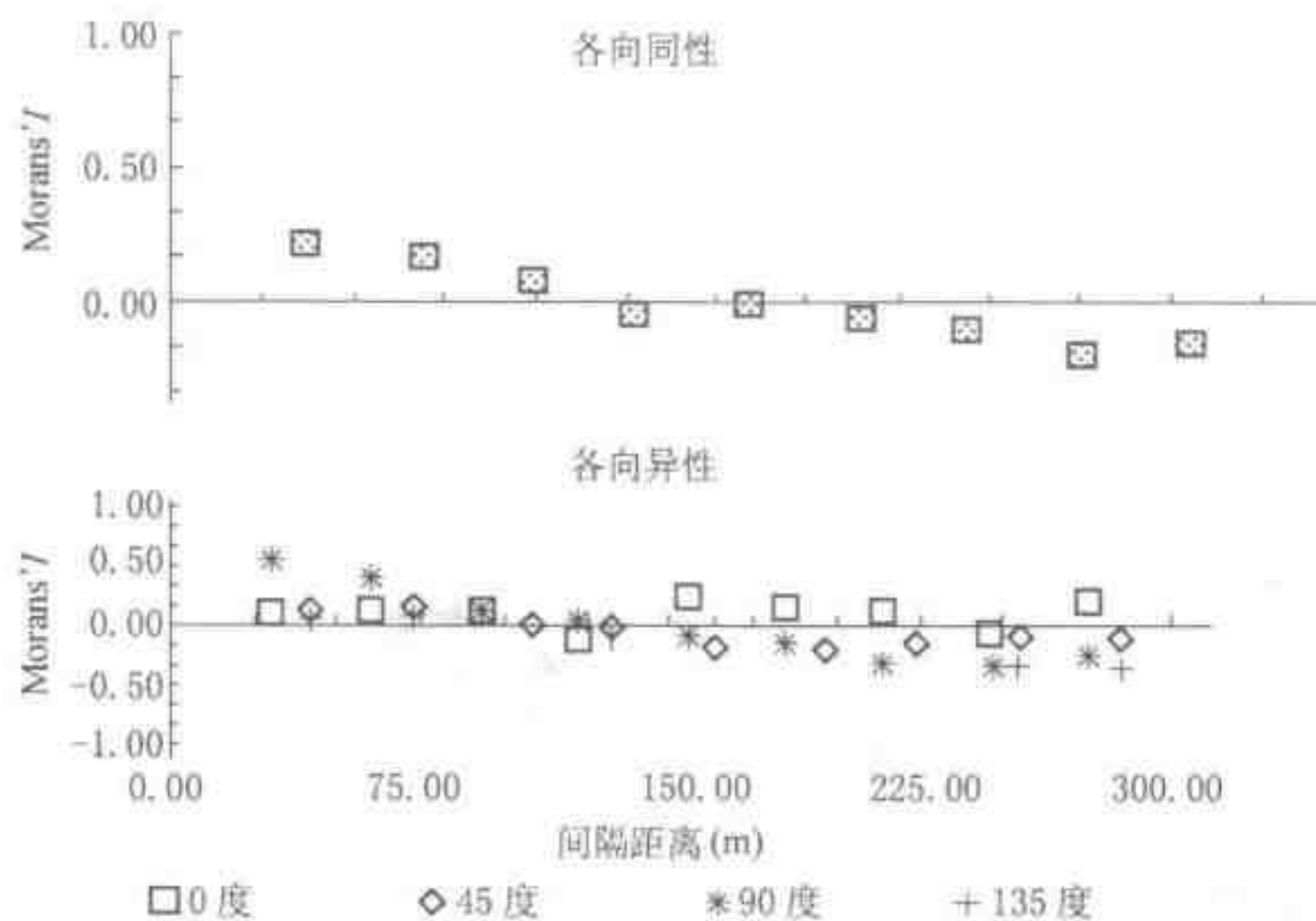


图 9-5 铁卜加样区宽须蚁蝗密度的局部 Morans' I 指数随距离的变化

2. 铁卜加样区草地蝗虫密度的局部 G 统计量

图 9-6 为铁卜加样区宽须蚁蝗密度分布图和 G 统计量的空间分布图, 中心样区的显著性水平为 0.05。对比原始数据的宽须蚁蝗密度分布可发现, 间隔为 30m 的 G 统计量分布图与间隔为 120m 的 G 统计量分布图相比, 后者更好地反映了宽须蚁蝗密度的空间聚集性。

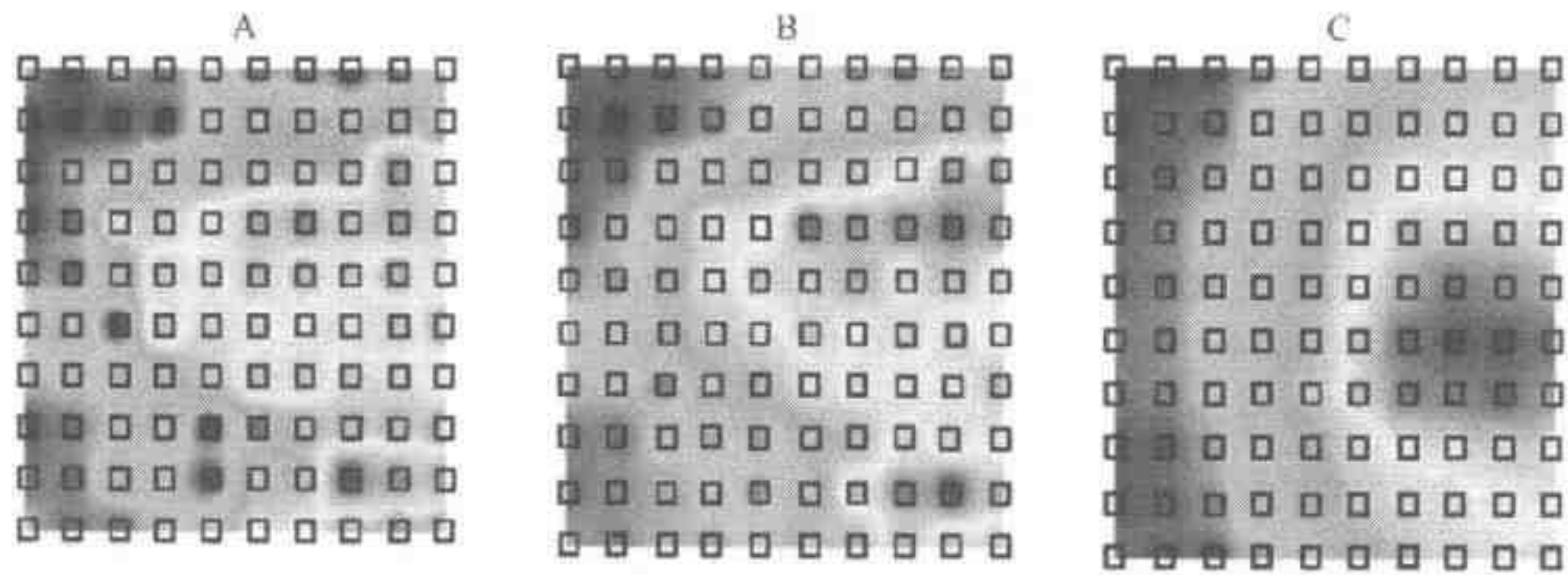


图 9-6 铁卜加样区宽须蚁蝗的密度及其 G 统计量的空间分布
A. 宽须蚁蝗密度; B. G 统计量, 间隔 30m; C. G 统计量, 间隔 120m

草地蝗虫的空间聚集尺度依研究地区以及草地蝗虫生境的差异而有所不同。前人的研究已表明, 在 1~100km 范围内草地蝗虫具有明显的空间聚集性, 而且这种聚集性随不同年份和不同地区而发生变化^[13,14]。在青海湖西侧地区发现的草地蝗虫的聚集尺度与上述研究结果有相似之处, 例如这种聚集尺度都较大, 即达 0.3~1.3km 和 13~16km。然而也有不同之处, 即青海湖西侧地区草地蝗虫的聚集也可发生在较小的尺度上(即 120~140m)。

关于草地蝗虫空间聚集的原因, 目前尚不很清楚。Johnson^[13]利用空间相关分析方法研究了加拿大艾伯塔省长达 10 年的草地蝗虫种群数据, 得出结论, 认为高度的空间相关可能

表明了草地蝗虫种群对于诸如气候、土壤类型的大尺度空间相关现象的依赖性;同时也发现,在草地蝗虫种群密度较高的年份,草地蝗虫种群密度的空间相关性并不明显。就草地植被而言,它与草地蝗虫的空间聚集性应该有更为密切的关系,但从根本上说,草地植被的分布与气候、地形、土壤和水文等自然因素及人为因素是密切有关的。孙雪峰等在内蒙古锡林郭勒草原的研究表明^[15],草地植被的大尺度分布格局主要受制于大气候因素及大地貌单元,中尺度格局主要受地形和水文网络控制,而小尺度格局主要受局部地形、地表水和人为干扰控制。因此,为了更好地阐明草地蝗虫空间聚集性特点,我们在铁卜加样区的研究中,在研究草地蝗虫的空间聚集性时,注意尽量保持研究样地在气候、地形、土壤等自然因素及人为因素上的一致性。这样,所测得的草地蝗虫的种群密度可以认为基本上只与草地植被的特征有关。因为测定时的蝗虫正处于二龄蝗蛹期,因此或许可以认为,在这一发育阶段,草地蝗虫的空间聚集性可能主要是与其取食的要求有联系。

§ 9.4 草地蝗虫种群密度的空间统计分析

9.4.1 概述

草地蝗虫的空间聚集性研究表明,在进行草地蝗虫预测时,考虑其空间分布位置可提高预测或空间插值估计的精度。因此,有必要使用空间统计学方法进行更深入的分析。

一般来说,用于草地蝗虫种群密度空间统计分析的采样数据是比较稀疏的,而且往往是成不规则分布的。在这种情况下,需要使用统计学中的估计方法,即用采样点数据去估计或预测非采样点的值。这方面的最简单方法是使用待估计位置周围的数据来进行线性加权估计,公式为:

$$\hat{v}_{x_0} = w_1 \cdot v_1 + \cdots + w_n \cdot v_n \quad (9-7)$$

式中, $\hat{v}_{x_0}$ 为变量在 x_0 (非采样位置) 的估计值; $v_1, \cdots, v_n$ 为采样位置的值; $w_1, \cdots, w_n$ 为相应的权重。

这种方法的关键是恰当地选取权重 $w_i (i=1, \cdots, n)$, 以使估计误差最小。实际上,这一目标较难以实现,因为它需要非采样点位置的真实数据。

多数估计方法对待估计点周围的数据给予较大的权重。也就是说, w_i 与 $D(x_0, x_i)$ 成反比, $D(A, B)$ 为样点 A 与 B 之间的距离。这同时暗示变量是连续的,近处的值要比远处的值更为相似。但是,这些方法没有考虑到样点之间的空间相关性,即 v_i 和 v_j 之间的连续性。

常用的估计方法称距离倒数法,其权重计算公式为:

$$w_i = D(x_0, x_i)^{-p} / W \quad (9-8)$$

式中,参数 p 取正值,以便反映空间连续性的影响。例如, $p=5$ 对附近样本给的权重高于 $p=1$; W 是正态化权重因子,用于将权重和进行归一化,使得估计具有无偏的性质。

距离倒数法常用的四种形式是:①局部平均, $p=0$;②距离倒数, $p=1$;③距离倒数平方根, $p=2$;④多项式, $p \rightarrow$ 无穷。局部平均法(LA)假设变量之间不存在空间上的连续性,只是简单地使用了样本值的算术平均;距离倒数法(ID)与距离倒数平方根法(IDS)假设空间连续性随距离增加而损失。其中,距离倒数平方根法的损失更大;多项式方法(P)最为简单,因为它只使用了最邻近的样本数据。这些方法的应用在很大程度上依赖于实际的经验和判

断。而空间统计学的出现在很大程度上解决了估计的客观性问题,并为具有空间变异性的估计提供了坚实的数学基础^[16]。

空间统计学的理论基础是随机函数(RF)理论。也就是说, v_j 被看作为变量的输出,而随机变量是空间坐标 $V(x_j)$ 的函数。虽然变量的真值在严格意义上是确定性的,但是由于测量误差或其他误差带来的问题,使得我们只能在概率的意义上接近真值。这样,线性估计 $\hat{v}_0$ 可以看作是随机函数中的 $V(x_0)$ 。 $\hat{v}_0 - v_0$ 的实际误差可以看作是随机函数中 $R(x_0) = \hat{V}(x_0) - V(x_0)$ 的输出,称之为估计误差。

为了说明这个问题,假设在很多位置采集样本,然后应用线性估计的方法(权重是固定的)估计其他位置的值。假如现在回到原来的样点位置重新采样,由于测量上的误差,样点的值会有所不同。对于相同位置的样点,使用前面的线性估计方法产生了第二个估计值。如此下去,事实上,每次都会产生一个估计误差。

从理论上说,这种估计误差应该为0。如果不为0,则只能有如下两种期望:①估计误差应该是无偏的,也就是说,期望值是0,即 $E[R(x_0)] = 0$;②估计值的误差散布应该最小,即方差 $\text{var}[R(x_0)]$ 最小。能够同时具备这两种性质的方法称为最优线性无偏估计(BLUE)。

空间统计学估计的关键是选择权重 $w_i (i=1, \dots, n)$, 以便获得最优线性无偏估计。假设样本值的期望值相等,而且等于非采样位置真值的期望值,估计的无偏性质可以很容易地满足: $E[V(x_j)] = v (j=0, 1, \dots, n)$ 。这种假设称为稳定性假设。如果样本(或非采样位置)之间距离不是太大,这种假设往往可以得到满足。相应的权重约束条件为:

$$w_1 + \dots + w_n = 1 \quad (9-9)$$

9.4.2 克立格分析

在距离倒数估计方法中,权重的约束是显式表现出来的,但是距离倒数估计不是最优线性无偏估计,克立格估计则属于最优线性无偏估计。从数学原理上说,存在一个约束性最小化问题,能够使用拉格朗日乘法,其结果就是一组线性方程。所谓的普通克立格法(ordinary Kriging, 简称 OK), 权重必须满足:

$$C \cdot w + mu = d \quad (9-10)$$

而且方程具有无偏性。公式中, $C\{ij\}$ 为样本 v_i 与 v_j 之间的协方差; d_i 为样本 v_i 与非采样的值 v_0 之间的协方差;参数 mu 为拉格朗日乘数,用于计算具有最小误差的方差。

实际上,线性系统中所有的协方差都是未知的,但可利用被相同的距离和方向分开的样本协方差来逼近它。对于方向性问题,通过引入可调整的偏差角度来产生足够的数据对,从而能给出更可靠的协方差估计。在实际应用该方法时,要计算样本的变异方差函数或半变异方差函数(semi-variogram) $\gamma(h)$, 其定义是距离 h 分隔的数据平均平方差的一半。变异方差与协方差之和必须等于样本的方差。

为了获得唯一的解,通常使用具有以下性质的平滑曲线对方差进行拟合:

$$\begin{aligned} \gamma(0) &= c_0, \geq 0 \\ \gamma(a) &= c, > c_0, a > 0 \\ \gamma(h) &= c, h \geq a \end{aligned}$$

其中,常数 c_0 称为块金(nugget),表示各种小尺度的数据变异或可能的采样误差;常数 c 称为基台(sill),大致等于样本的方差; a 是距离,方差图中 $h = a$ 的最小距离称为变程

(range), 表示相关样本可能有的最大间隔。从块金到基台的增量可以用各种方式来模型化。常用的模型有球状模型、高斯模型、线性模型、指数模型、对数模型等。以球状模型为例, 其模型为:

$$\gamma(h) = c_0 + (c - c_0) \cdot [1.5 \cdot h/a - 0.5 \cdot (h/a)^3], h \leq a \quad (9-11)$$

就普通克立格法而言, 如果样本之间不相关, c 的非对角线上的数据应该是 0, 权重是 $w_i = d_i / C_{ii}$ 。由于以非采样位置作为起点, 协方差 S 随着距离减少。权重的公式类似于用距离倒数法估计权重(协方差用统计的距离, 而不是用几何距离来表示)。然而, 如果样本在空间上是相关的, 那么非对角线部分的数据不等于 0, 权重用下式计算:

$$w = C^{-1}v \cdot d \quad (9-12)$$

以便考虑由于样本聚集导致的可能冗余。

例如, 相距很近的样本对于估计提供的信息小于远处的样本, 反映在矩阵 C 中是非对角线上较大的值。赋予这些样本的权重通常重新分配给其他的远处的样本(虽然远, 但并不过剩)。样本之间可能的冗余并不依赖于样本之间的几何距离, 而是依赖于其空间的连续性。

总之, 普通克立格法考虑到了非采样位置估计值的两个重要方面。首先, 它与距离倒数估计方法类似, 样本的距离反映了一般的权重分布。其次, 样本之间的空间聚集用统计距离测度来记录, 并按照可能的冗余重新分配权重。

9.4.3 基本的空间统计工具

空间统计的本质是揭示研究变量与距离间隔之间的关系。下面, 是一些常用的空间统计工具。

1. 方向相关系数

方向相关系数 $p(h)$ 定义为被空间距离 h 所分隔的样本之间的相关关系。它与全方向相关图的区别在于, h 是矢量而不是标量。例如, 如果 $h = \{20, 10\}$, 那么每对参照样本在东西方向应该间隔 20m, 在南北方向间隔 10m。

如果在 h 内很难找到足够的样本点, 可以按一定的角度将所有可能的间隔划分为几个带, 将相同带内的矢量归入一组, 对每个组的相关图的值单独估计。方向的数目可以是 4、8、16 等。

2. 相关图和半方差图

相关图使用以下方程进行估计:

$$p(h) = \frac{\sum Z_{-h}Z_{+h} - N_h M_{-h}M_{+h}}{N_h S_{-h}S_{+h}} \quad (9-13)$$

式中, $-h$ 与 $+h$ 分别指矢量 h 后面和前面的样本数; z_{-h} 和 z_{+h} 为被距离矢量 h 所分隔的样本个数; N_h 为样本对的数目; M_{-h} 与 M_{+h} 分别为矢量 h 后面和前面样本的平均值; s_{-h} 与 s_{+h} 分别为矢量 h 后面和前面样本的标准差。

空间依赖性的另一个测度是协方差函数:

$$C(h) = \frac{\sum Z_{-h}Z_{+h} - N_h M_{-h}M_{+h}}{N_h} \quad (9-14)$$

以及半方差:

$$\gamma(h) = \frac{\sum (Z_{-h}Z_{+h})^2}{2N_h} \quad (9-15)$$

相关图、协方差函数和半方差是相互关联的。如果采样区样本的均值和方差是常数(没有趋势),那么:

$$r(h) = C(0) - C(h) \quad (9-16)$$

$$p(h) = C(h)/C(0) \quad (9-17)$$

其中, $C(0)$ 为滞后为 0 的协方差。

在实际工作中经常使用的是半方差变异图。典型的半方差变异图如图 9-7 所示。

3. 各向异性

各向异性是指研究对象在不同方向的空间关系,这是空间一致性研究的基本内容之一。为了减少计算的复杂性,在一般情况下,在开始计算时多假设研究对象的变化是各向同性的。

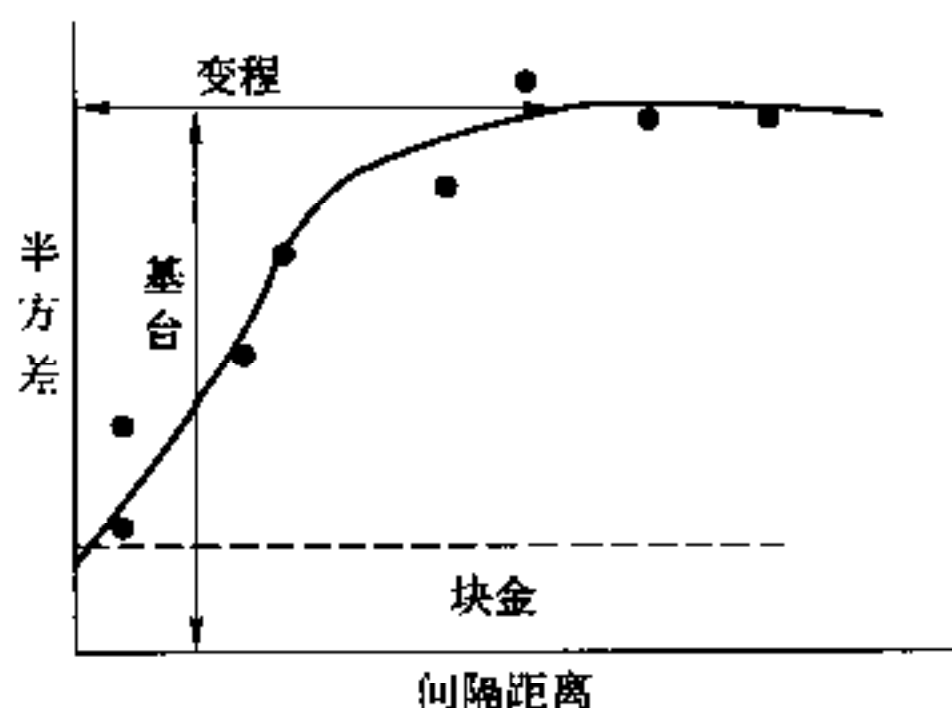


图 9-7 典型的半方差变异图

§ 9.5 草地蝗虫密度的变异函数和空间插值分析

9.5.1 趋势面分析

趋势面分析是分析数据趋势的一种最简洁方法,其目的是将原始数据分解为三部分,即区域趋势、局部异常和随机干扰。在实际应用中,常用的方法是多项式趋势分析法,这种方法侧重于研究区域趋势和局部异常^[17]。

根据铁卜加样区宽须蚁蝗的密度分布特点,利用 2 阶多项式可以获得较好的结果,而 3 阶或 3 阶以上的多项式并不能提高拟合的精度。2 阶多项式的统计参数为:

$$\text{剩余标准差} = 2.8646, \quad \text{决定系数} = 0.2824, \quad F = 7.39$$

	系数	标准差	t 统计量	p
常数	-3.0211	1.8142	-1.6652	0.0992
	0.0488	0.0161	3.0245	0.0032
	-0.0001	0.0000	-3.3726	0.0011
	0.0359	0.0161	2.2253	0.0284
	0.0000	0.0000	-0.6612	0.5101
	0.0000	0.0000	-1.1050	0.2720

$$\text{Log(like)} = -244.04$$

$$\text{AIC} = 500.08$$

$$\text{Schwartz} = 515.71$$

AIC 与 Schwartz 为信息准则指数。对于相同数据集的不同模型,AIC 值越小,表明模型的拟合程度越高。

对残差进行分析表明,趋势面的残差接近于正态分布。计算得到的残差与空间权重之间的相关系数为-0.3615,表明残差具有空间上的相关性。二阶趋势面分析结果没有反映数据的空间特征。

9.5.2 普通克立格分析

对铁卜加样区宽须蚁蝗密度数据进行了普通克立格分析(OK),分别获得半方差变异图(图9-8,实线为拟合结果)、半方差模型参数(图9-9)及克立格插值结果。

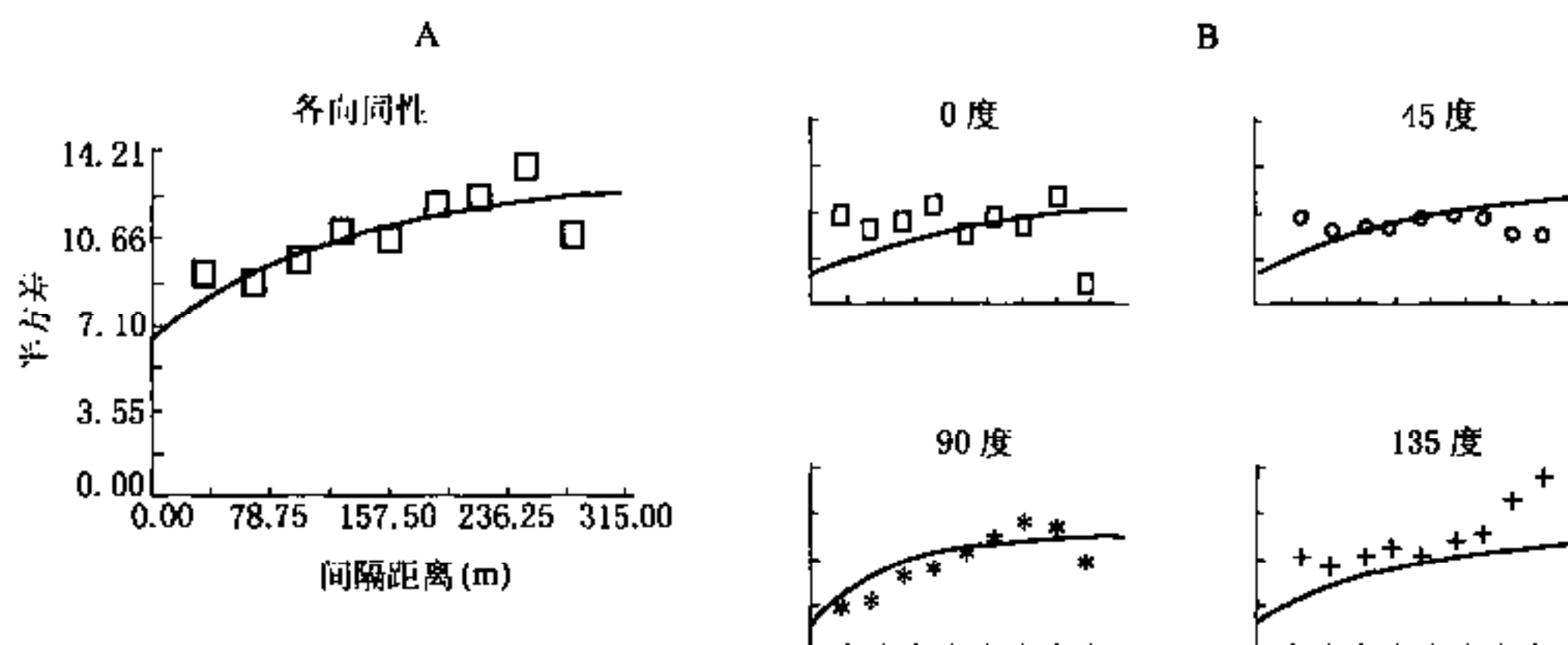


图9-8 铁卜加样区宽须蚁蝗密度的半方差变异图

A. 各向同性; B. 各向异性

A							
模型	块金(C0)	基台(C0+C)	变程	$C/(C0+C)$	r^2	RSS	
○ 球状模型	1.02000	11.06000	57.4000	0.908	0.164	15.45	
⊙ 指数模型	6.62000	13.25000	135.8000	0.500	0.669	6.432	
○ 线性模型1	8.54129	12.63531	280.6234	0.324	0.640	59.83	
○ 线性模型2	1.20000	11.07000	44.2000	0.892	0.164	15.45	
○ 高斯模型	1.22000	11.08000	49.0000	0.890	0.170	15.35	

B							
模型	块金(C0)	基台(C0+C)	最大变程	最小变程	$C/(C0+C)$	r^2	RSS
○ 球状模型	4.78000	25.83615	812.3000	812.3000	0.315	0.395	447.7
⊙ 指数模型	3.72000	14.20000	210.0000	90.0000	0.738	0.373	385.8
○ 线性模型1	5.61000	26.66615	641.6000	641.6000	0.790	0.398	410.0
○ 线性模型2	5.61000	26.66615	641.6000	641.6000	0.790	0.398	410.0
○ 高斯模型	5.60000	12.00000	180.0000	70.0000	0.533	0.189	396.1

图9-9 铁卜加样区宽须蚁蝗密度的半方差变异模型参数

A. 各向同性; B. 各向异性

半方差变异模型中的参数利用回归方法加以估计(图9-9)。根据决定系数 r^2 和残差

的标准差 RSS, 选取残差标准差最小的指数模型为插值用的半方差模型。这在各向同性和各向异性两种情况下均有较好的拟合效果。各向同性的模型获得的变程为 135.8m, 与前面通过空间统计量分析获得的结果非常相近, 这从另一方面表明铁卜加样区草地蝗虫种群密度的变化具有空间上的聚集性; 各向异性的模型获得的变程为 90 ~ 210m, 其值依方向不同而有所差异, 从拟合效果看, 以 90° 方向的拟合效果最好 (图 9-8)。

克立格插值结果与原始数据的密切程度, 可以通过交叉检验法进行检验。在交叉检验中, 各向同性模型插值结果的误差标准差为 2.944, 各向异性模型插值结果的误差标准差为 3.149。从回归系数看 (在交叉检验中, 回归系数表示回归方程的拟合程度, 最佳的回归系数为 1), 两者分别为 0.897 和 0.530。由此可见, 就铁卜加样区而言, 虽然草地蝗虫种群密度在不同方向上的变化情况不同, 但就研究期间所获得的蝗虫密度数据而言, 各向同性模型看来更符合实际情况。

9.5.3 泛克立格分析

普通克立格分析要求数据是二阶平稳的或纯平稳的。如果数据在空间上存在明显的趋势, 那么, 就不宜使用普通克立格法, 而应使用泛克立格法 (UK)。

泛克立格法的基本步骤为: ①趋势分析。分析数据中存在的空间上的变化趋势, 获得拟合模型, 其分析内容与前面的趋势面分析相同; ②残差的克立格分析。这部分的分析方法也与前面的普通克立格分析相同, 所不同的是, 使用的数据是原始数据减去趋势数据, 即残差数据; ③泛克立格插值。将趋势面分析和残差的克立格插值结果加和, 即可获得泛克立格法分析的结果 (图 9-10)。

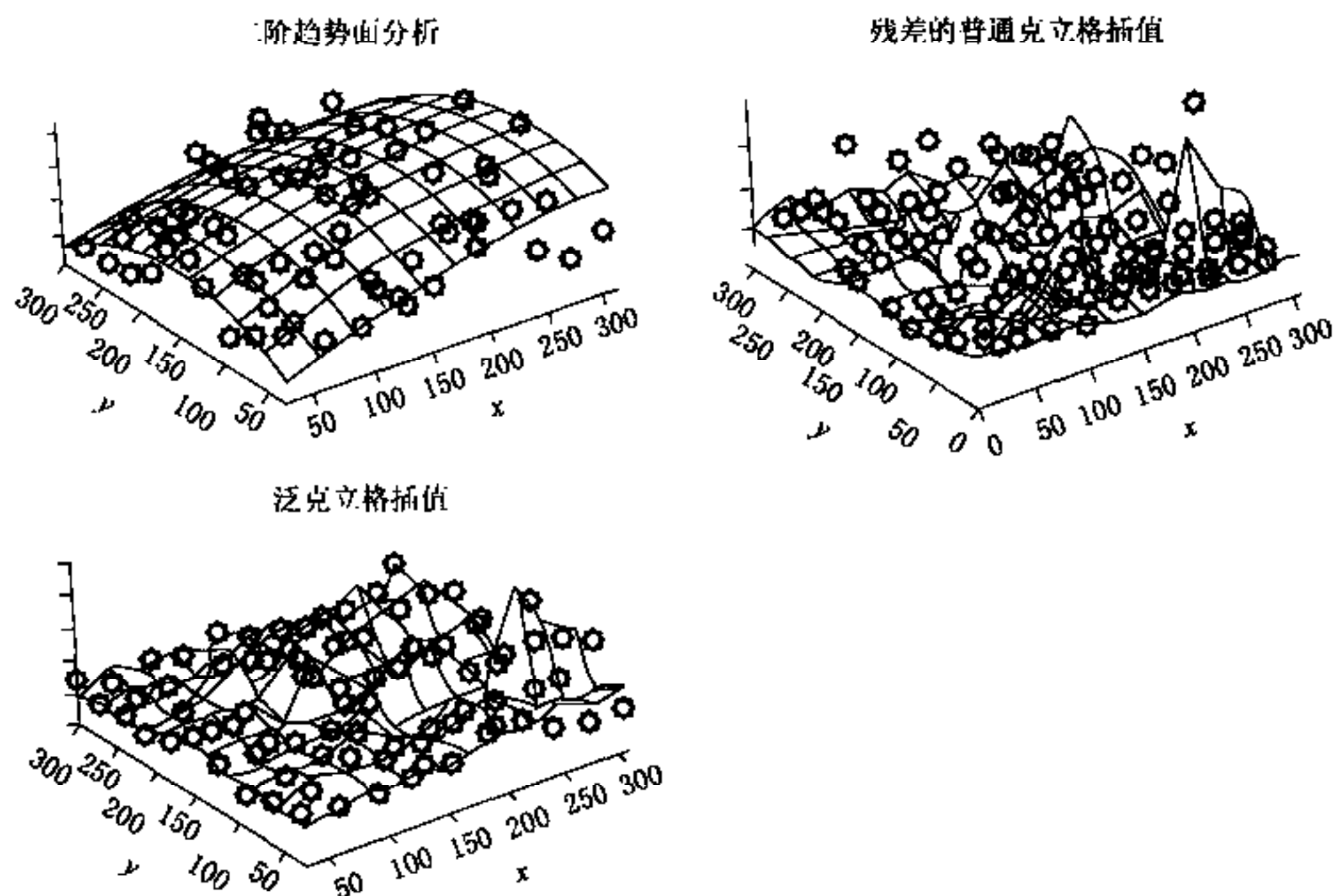


图 9-10 铁卜加样区宽须蚁蝗密度的泛克立格插值结果

模型的拟合程度用 AIC 准则来对比。下面是三种分析模型的 AIC 值。

- ① 趋势面分析: 500.08
- ② 普通克立格法: 490.21
- ③ 泛克立格法: 470.31

显然,泛克立格法的插值结果要优于趋势面分析法和普通克立格法。

9.5.4 插值结果的影响因素分析

克立格法插值的结果受诸多因素的影响,例如数据的分布、插值方法和插值参数等。下面,分别以铁卜加样区部分采样及系统采样数据为例进行简要说明。在克立格法插值(点克立格插值法)中使用的基本参数为:

搜索半径: 90m

使用的最小样本数目: 10

使用的最大样本数目: 30

1. 数据分布的影响

从理论上说,克立格分析要求数据具有正态分布,但是实际调查数据往往难以确保这种正态分布性。因此,在计算前一般需要对数据进行正态分布转换,常用的方法有 Box-Cox 法和概率内插法^[6,18]。

图 9-11 为铁卜加样区宽须蚁蝗密度数据在正态分布变换前后频数图的对比。从图中可以看出,变换前的原始数据为非正态分布,而变换后的数据符合正态分布规律。

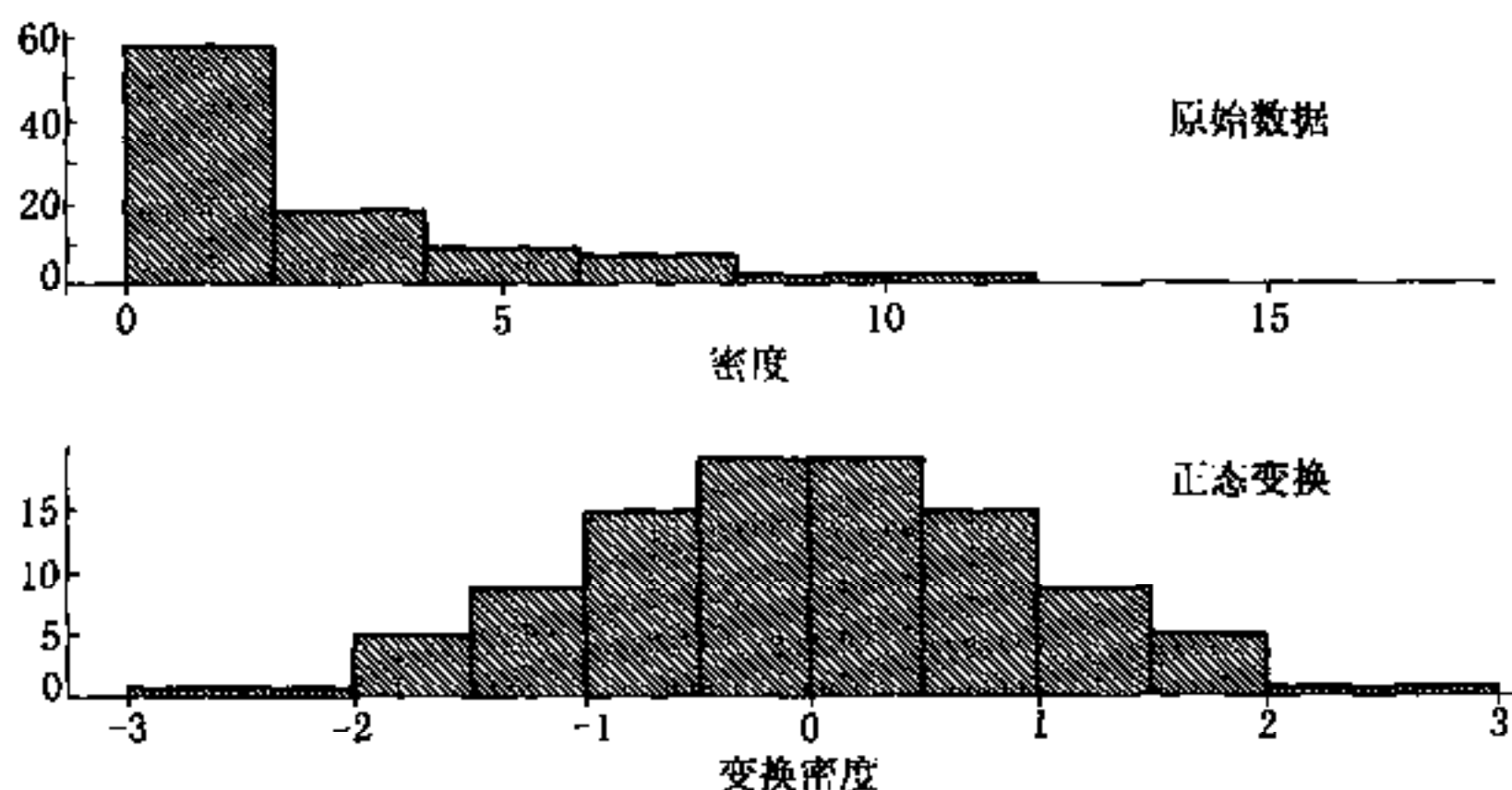


图 9-11 铁卜加样区宽须蚁蝗密度的原始数据和正态变换数据的频数分布

原始数据的半方差变异模型参见本章上一节。变换后数据的半方差模型见图 9-12。由图可见,与原始数据相比,变换后的结果确实有了改善。例如,对于各向同性的半方差变异图的拟合而言,决定系数由 0.669 提高到了 0.988,交叉检验的回归系数由原来的 0.897 提高到了 0.948,误差标准差由 2.944 降到了 0.845。

虽然正态分布转换能够改善插值结果,但由于转换方法不同,有些结果并不是可逆的。换句话说,有时无法将克立格插值的结果再转换为原始的数据。只有使用函数的方法进行的分布转换才有可能可逆。另外,转换后的数据尺度不同于原始数据,这给数据的解释带来了一些问题。实际上,无论在什么情况下,对数据进行转换(多数是非线性转换),然后

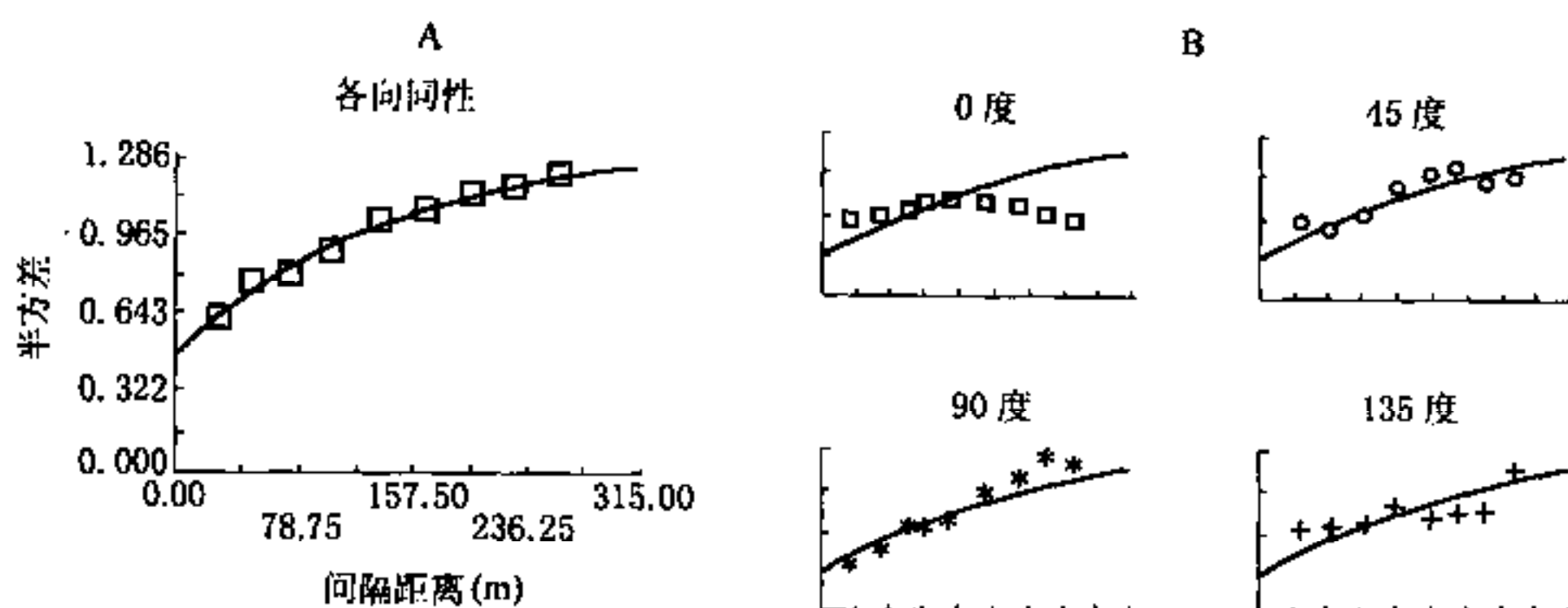


图 9-12 铁卜加样区宽蚊蝗密度的正态分布数据的半方差变异图

A: 各向同性; B: 各向异性

进行克里格插值,并对结果进行逆变换,克里格估计必定会发生错误^[3]。所以,在实际工作中这种转换并非是绝对的。

近年来,数学工作者使用数据模拟方法对克里格分析方法进行了更深入的讨论。其中较为典型的如 Alexandra Kozintseva 对具有不同分布的随机数据进行的模拟^[18],其结果表明普通克里格法与贝叶斯转换高斯模型(BTG,在高斯模型的基础上考虑了正态分布转换中的不确定性)的结果接近,两者可以相互参照。这意味着,工作中可以集中于模型的构建和解释,没有必要过分地考虑数据分布方面的问题。

2. 样本数量的影响

克里格分析法需要较多的数据。一般认为,数据量不应该小于 100,计算中的样本对最少不应低于 20 对;否则,估计的结果精度较低。

以铁卜加样区为例,部分采样的样本数为 32 个,系统采样的样本数为 100 个。如果使用 32 个样本进行克里格插值,半方差变异图拟合的决定系数不大于 0.2,远不能符合精度的要求。

3. 不同克里格方法的影响

我们采用了铁卜加样区系统采样数据对不同克里格插值方法进行了比较。在比较中考虑了两种方法,既普通克里格法和泛克里格方法,比较的结果在前面已经提到。一般而言,与普通克里格法相比,泛克里格法能够获得更好的结果。

4. 不同方差变异模型和参数对插值结果的影响

方差变异函数是克里格法的核心。影响方差变异函数的基本参数有四个,即块金、基台、变程和函数类型。通过对铁卜加样区宽须蚁蝗密度的分析,可得出如下结论:

① 随着块金的增加,插值结果的误差也增大。

② 采用不同的基台值,对插值结果的影响不

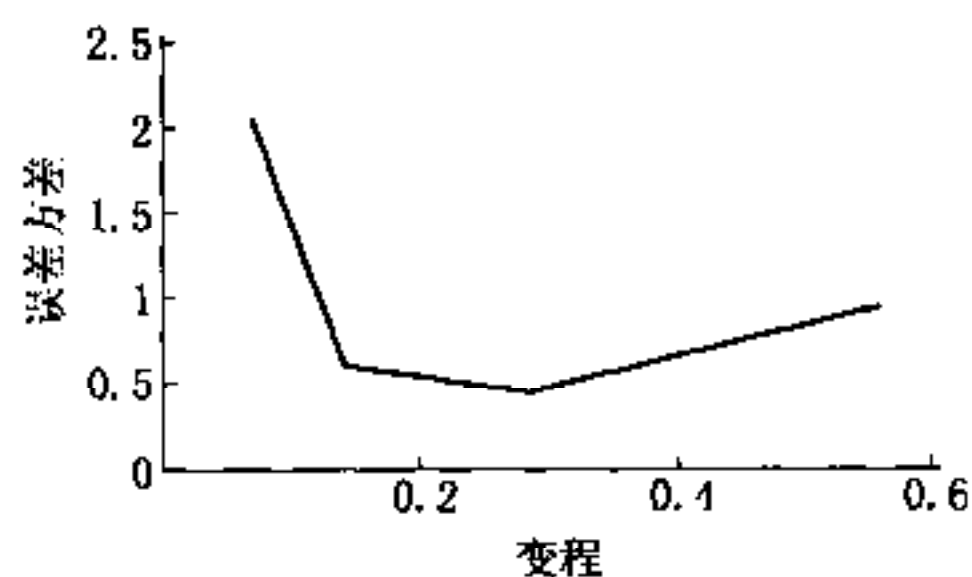


图 9-13 变程与克里格插值结果的关系
距离经过均一化变换

大。基台值的变化,相当于考虑了各向异性的影响。由于普通克立格法的权重不变,所以估计值也不会改变。这与周国法与韩汝梅(1998)^[19]所得到的结果是一致的。

③ 变程影响到估计结果的稳定性。变程从 0.7 开始,间隔 0.7 取值,直到 5.6。在本研究实例中,存在着一个最佳的变程,使得估计误差的方差具有最小值(图 9-13)。

④ 变异函数类型影响着估计精度。研究表明,不同类型的变异函数对插值结果有很大影响。例如,如果将前面半方差变异图的拟合函数由指数函数改变为球状函数,误差方差则可增大到 8.56。合适的变异函数的确定,不仅要考虑数据的拟合精度,而且还要考虑到所选变异函数是否符合生物学原理与过程。尽管球状模型已经在地质学上广泛得到使用,但对于生物学领域而言,指数模型则可能更为适合。

参 考 文 献

- [1] 余世孝. 数量生态学导论. 北京: 中国科学技术出版社, 1994
- [2] 王玮明. 高山草原蝗虫种群空间格局研究. 草业学报, 1999, 8(2): 50—55
- [3] Liebhold A M, Rossi R E, Kemp W P. Geostatistics and geographic information systems in applied insect ecology. *Annu Rev Entomo*, 1993, 38: 303—327
- [4] Matheron G. Principles of geostatistics. *Economic Geology*, 1963, 58: 1246—1266
- [5] Webster R. Quantitative spatial analysis of soil in the field. *Advance in Soil Science*, 1985, 3: 1—70
- [6] 王仁铎, 胡光道. 线性地质统计学. 北京: 地质出版社, 1987
- [7] Isaaks E H, Srivastava R M. An introduction to applied geostatistics. New York: Oxford Univ Press. 1989
- [8] 何景儒, 郭光裕. 矿藏统计预测及地质统计学的理论与应用. 北京: 冶金工业出版社, 1993
- [9] 王政权. 地统计学及在生态学中的应用. 北京: 科学出版社, 1999
- [10] Getis A, Keith O J. The analysis of spatial association by the use of distance statistics. *Geographical Analysis*, 1992, 24: 189—206
- [11] Getis A, Keith O J. The use of a local statistics to study the diffusion of AIDS from San Francisco. Paper presented at 42th North American Meetings of the Regional Science Association International in Cincinnati, USA. 1995
- [12] Getis A, Keith O J. Local spatial statistics; an overview. In: Longley P, Batty M, eds. Modeling in a GIS Environment. Cambridge UK: Geoinformation International, 1996
- [13] Johnson D L. Spatial autocorrelation, spatial modeling, and improvements in grasshopper survey methodology. *Can Entomol*, 1989, 121: 579—588
- [14] Kemp W P, Kalaris T M, Quimby W F. Rangeland grasshopper spatial variability; macroscale population assessment. *J Econ Entomol*, 1989, 82: 1270—1276
- [15] 孙雪峰, 张振万, 雍世鹏. 内蒙古锡林郭勒草原植被结构的遥感图像分析. 植物生态学与地植物学报, 1990, 14(3): 247—257
- [16] Ripley D. Spatial Statistics. New York: John Wiley, 1981
- [17] 张启锐. 地质趋势面分析. 北京: 科学出版社, 1990
- [18] Kozintseva A. Comparison of three methods of spatial prediction. M S thesis, 1999
- [19] 周国法, 韩汝梅. 生物地理统计学. 北京: 科学出版社, 1988

第 10 章 草地蝗虫与草地植被关系的数量分析

§ 10.1 概 述

根据本书第 4 章对环青海湖地区草地蝗虫与其生境因素的分析可以看出,在诸多生境因素中,草地植被与草地蝗虫的关系最为直接。其作用主要体现在两个方面:一是为草地蝗虫提供栖息环境,二是为草地蝗虫提供食物来源。在第 4 章中已较详细地分析了环湖地区草地蝗虫与草地植被的关系。本章主要利用铁卜加样区的系统采样数据,从更小的空间尺度上以及更单一的生境角度,利用不同的回归分析方法来分析较小空间尺度上草地蝗虫的密度与草地植被指标之间的关系。

铁卜加样区共有 100 个样点的系统采样数据,其中有草地植被生物量采样数据的样点有 32 个。在分析中使用的指标有 15 个(表 10-1),与草地蝗虫有关的指标有蝗虫总密度(简称蝗虫密度),狭翅雏蝗与小翅雏蝗密度(以下简称雏蝗密度),宽须蚁蝗密度(简称雏蝗密度),及红翅皱膝蝗密度(简称皱膝蝗密度);与草地植被有关的指标有植物群落总盖度(简称盖度),优势种植物分盖度(简称优势种分盖度),次优势种植物分盖度(简称次优势种分盖度),优良牧草重量,毒杂草重量,植物群落总生物量(简称生物量),优势种生长枝高度和营养枝高度,次优势种生长枝高度和营养枝高度,以及群落通透性。在回归分析中如果未加特别注明,则以宽须蚁蝗的密度为因变量。

表 10-1 分析所用指标的名称及其代码

指 标	单 位	代 码	指 标	单 位	代 码
蝗虫密度	头/ m^2	md	毒杂草重量	g	mc2
雏蝗密度	头/ m^2	ch	生物量	g	mc
蚁蝗密度	头/ m^2	yh	优势种生长枝高度	cm	h11
皱膝蝗密度	头/ m^2	zqh	优势种营养枝高度	cm	h12
总盖度	%	gd	次优势种生长枝高度	cm	h21
优势种分盖度	%	gd1	次优势种营养枝高度	cm	h22
次优势种分盖度	%	gd2	群落通透性	—	hgd
优良牧草重量	g	mc1			

注:蝗虫密度 = 雏蝗密度 + 蚁蝗密度 + 皱膝蝗密度;

植被生物量 = 优良牧草重量 + 毒杂草重量;

群落通透性 = (优势种生长枝高度 + 次优势种生长枝高度)/(2 × 总盖度)。

§ 10.2 草地蝗虫密度与植被指标之间的相关分析

10.2.1 相关关系分析

1. 各类指标之间的相关系数矩阵

铁卜加样区各类指标之间的相关系数矩阵见表 10-2。由表可见,明显的相关关系表现为如下几个方面。

表 10-2 铁卜加样区蝗虫密度与植被指标的相关系数

指 标	蝗虫密度	雏蝗密度	蚊蝗密度	皱膝蝗密度	总盖度	优势种分盖度	次优势种分盖度
蝗虫密度	1.0000						
雏蝗密度	0.4801	1.0000					
蚊蝗密度	0.8656	0.3700	1.0000				
皱膝蝗密度	0.1837	0.0618	0.0522	1.0000			
总盖度	0.1093	0.0956	0.1614	0.1785	1.0000		
优势种分盖度	0.2830	0.1599	0.2720	0.1867	0.7238	1.0000	
次优势种分盖度	-0.0189	-0.0155	0.0100	0.0806	0.6417	0.1320	1.0000
优良牧草重量	0.2874	0.2120	0.4454	0.2142	0.6559	0.5086	0.3928
毒杂草重量	-0.0760	-0.2031	-0.3121	-0.0607	-0.0075	-0.0188	-0.0293
生物量	0.1852	0.0213	0.1093	0.1323	0.6615	0.5170	0.3408
优势种生长枝高度	0.0044	-0.0206	0.2027	0.0135	-0.0587	-0.0215	-0.1781
优势种营养枝高度	-0.1053	-0.1274	0.0012	0.0419	-0.0016	-0.0177	-0.0475
次优势种生长枝高度	0.2154	-0.0789	0.2948	0.3376	-0.0244	0.1504	-0.2015
次优势种营养枝高度	-0.0264	-0.1027	0.0883	0.0429	-0.3628	-0.0868	-0.2997
指 标	优良牧草重量	毒杂草重量	生物量	优势种生长枝高度	优势种营养枝高度	次优势种生长枝高度	次优势种营养枝高度
蝗虫密度							
雏蝗密度							
蚊蝗密度							
皱膝蝗密度							
总盖度							
优势种分盖度							
次优势种分盖度							
优良牧草重量	1.0000						
毒杂草重量	-0.3681	1.0000					
生物量	0.5724	0.5181	1.0000				
优势种生长枝高度	0.1172	-0.0030	0.1059	1.0000			
优势种营养枝高度	0.0895	0.1038	0.1998	0.8783	1.0000		
次优势种生长枝高度	0.1860	-0.1984	0.0288	0.1593	0.1345	1.0000	
次优势种营养枝高度	-0.1981	-0.2436	-0.4768	0.1377	0.0202	0.5001	1.0000

注: 样本数: 32;

黑体部分: $p < 0.05$ 显著。

(1) 草地蝗虫密度指标之间的相关关系

草地蝗虫密度指标之间的相关关系表现在两个方面:第一,蝗虫密度与雏蝗密度和蚁蝗密度密切相关。由于蝗虫密度是雏蝗密度、蚁蝗密度和皱膝蝗密度之和,数据具有闭合的性质,因此这种高度相关具有一定的虚假性。同时,相关系数表明了蚁蝗的密度对蝗虫的总密度影响最大;第二,蚁蝗密度与雏蝗密度密切相关。这与本书第9章提到的蚁蝗与雏蝗的共存性是一致的。

(2) 植被指标之间的相关关系

植被指标之间的相关关系表现在三个方面:第一,植被总盖度与优势种分盖度、优良牧草重量、生物量呈正相关,而与次优势种营养枝高度呈负相关。同时,优势种分盖度、次优势种分盖度与优良牧草重量存在明显的正相关关系;第二,优良牧草重量与毒杂草重量呈负相关;第三,营养枝高度与生长枝高度呈明显正相关。次优势种生长枝高度与皱膝蝗密度有明显相关关系。然而,由于在许多样方中皱膝蝗的密度为0,因此这种相关关系没有什么实际意义。次优势种营养枝高度与总盖度呈明显的负相关关系,这可能与草地植物的形态结构特征有一定的联系。

(3) 草地蝗虫密度与植被指标之间的相关关系

在蝗虫密度中,占优势的宽须蚁蝗的密度与优良牧草重量呈明显正相关,而与毒杂草重量呈明显负相关(表10-2,图10-1),这表明食物对草地蝗虫的密度有明显的直接影响。作为草地蝗虫栖息环境指标的植被盖度与优良牧草重量之间的相关关系明显,这表明栖息环境间接地影响着草地蝗虫的密度,这与G.A. Sword等(1999)的研究结论是一致的^[1]。此外,蝗虫密度与优良牧草重量、毒杂草重量和盖度的相关关系均不显著,这表明,在分析小空间尺度的蝗虫密度与植被关系时,应进一步考虑到蝗虫的种群构成,这才更有实际意义。

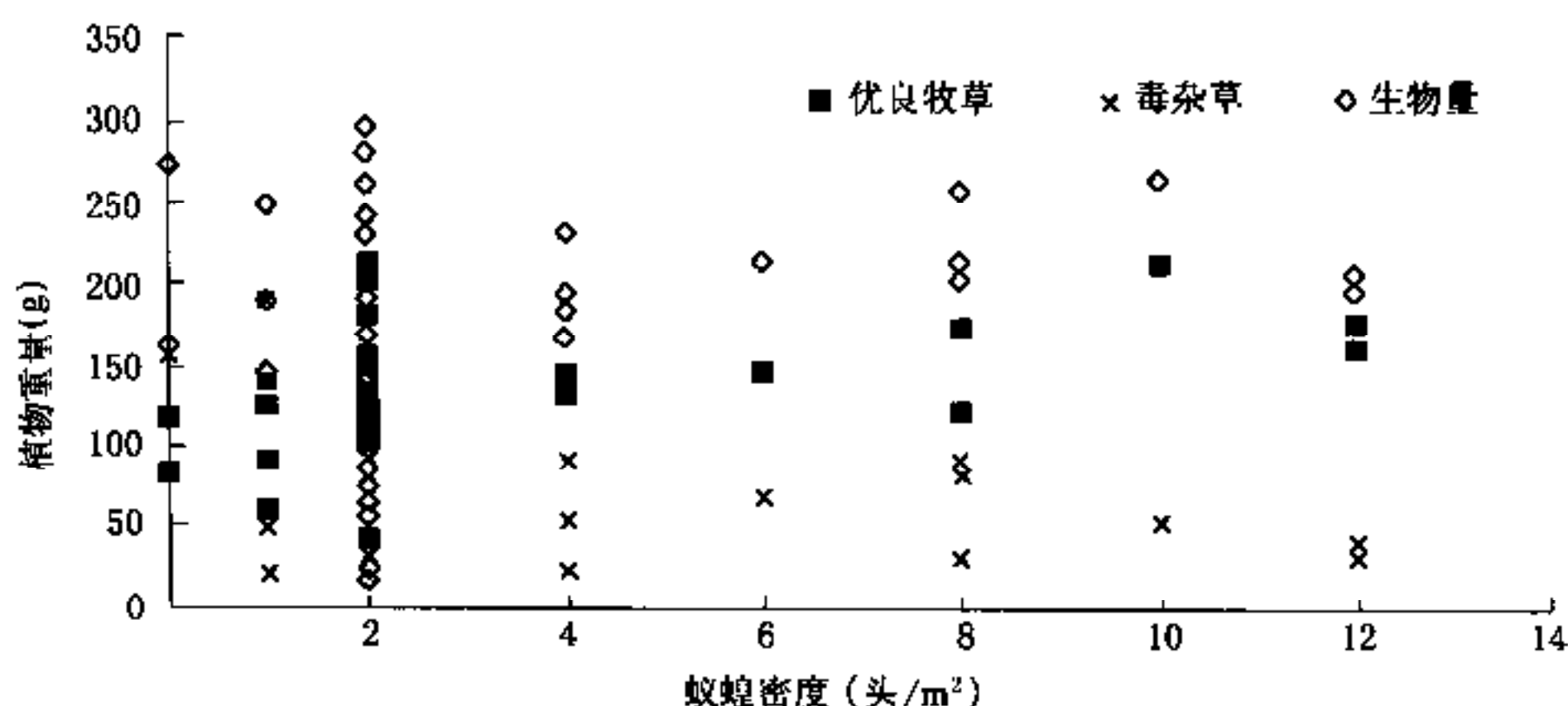


图 10-1 蚁蝗密度与某些植被指标的关系

2. 指标组合对相关关系的影响

在进行单项指标相关分析的基础上,我们又用指标组合的方式产生新的指标,并分析这些组合指标与草地蝗虫密度之间的相关关系。这些组合指标包括:

- ① 生物量:优良牧草重量与毒杂草重量之和;
- ② 可食性:优良牧草重量与毒杂草重量之比;
- ③ 植株高度比:优势种营养枝高度与次优势种营养枝高度之比;
- ④ 通透性:指群落内部的通透状况。一般而言,较大盖度的草地植被群落,如果生长枝

的高度较大,那么其内部的通透性较好。

组合指标与蝗虫密度、雏蝗密度和蚁蝗密度的相关关系分析表明:①生物量与蝗虫密度之间没有明显的相关关系。因此可以认为,在一个植被类型内,无法直接通过总生物量来预测蝗虫密度;②可食性与蝗虫密度之间的相关系数小于优良牧草、毒杂草与蝗虫密度之间的相关系数;③植株高度比与蝗虫密度的相关关系不明显;④通透性与蚁蝗密度具有较明显的相关关系。因此,就这四项组合指标而言,只有通透性具有较明显的实际意义,它比单项指标——盖度或植株高度更能反映草地蝗虫栖息环境的特征。一般而言,通透性越好,蚁蝗的密度越高。

10.2.2 聚类分析及非线性映射分析

以相关系数矩阵为基础,我们又进行了 R-聚类分析和 R-非线性映射分析^[2-4](图 10-2 和 10-3)。

1. 聚类分析

在聚类分析中,使用“1-相关系数”将相关系数变换为单调的距离。类间的连接使用 ward 方法。

从聚类结果图(图 10-2)可以看出,蝗虫密度、雏蝗密度和蚁蝗密度的关系比较密切,它们可以作为蝗虫组;而植被总盖度、优势种分盖度、次优势种分盖度、生物量和优良牧草重量的关系比较密切,它们可作为蝗虫的生境组。相对于其他的指标来说,这两组的关系更为密切。植株高度和毒杂草重量似乎与蝗虫密度的关系不大。

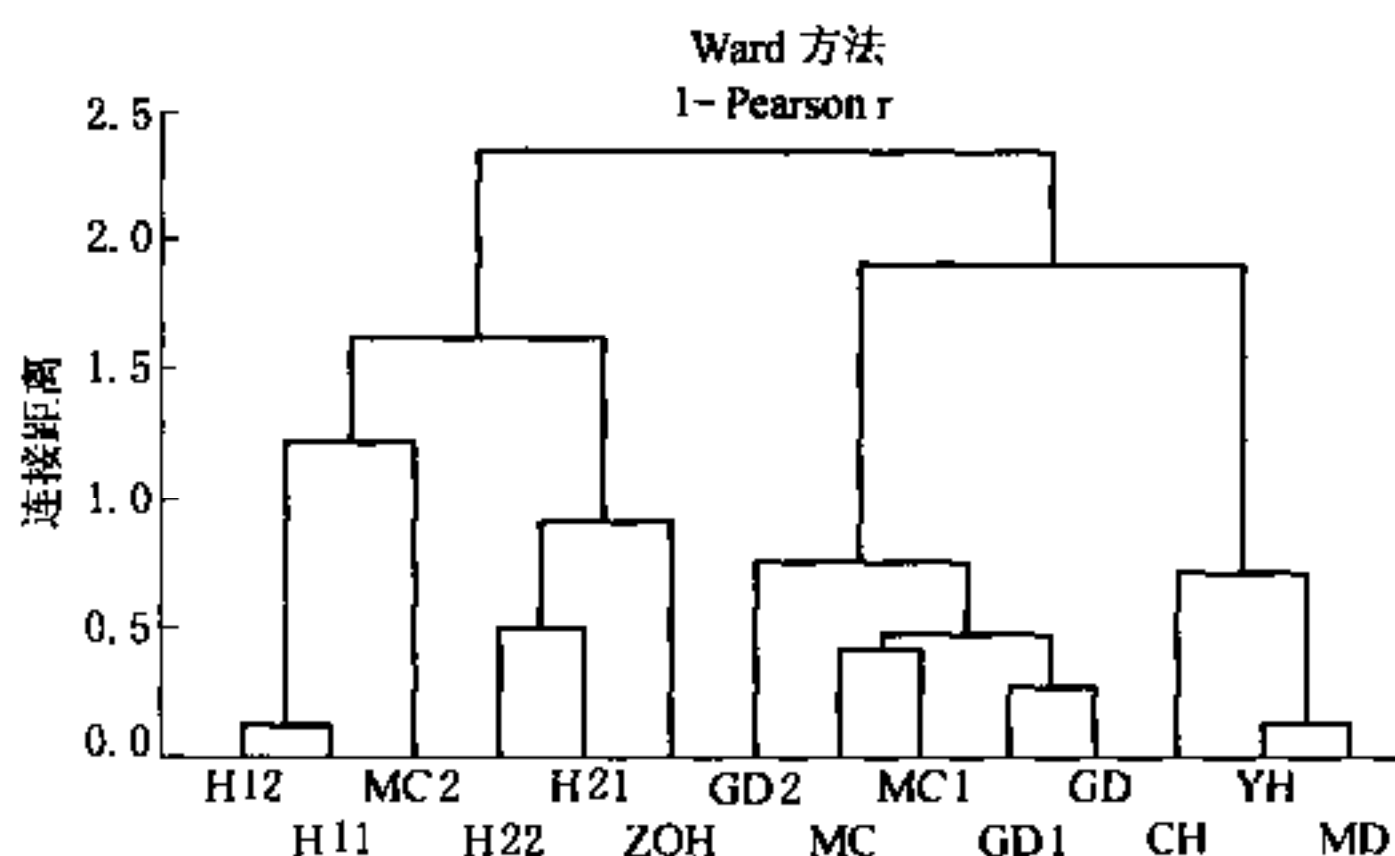


图 10-2 草地蝗虫指标与植被指标聚类的结果

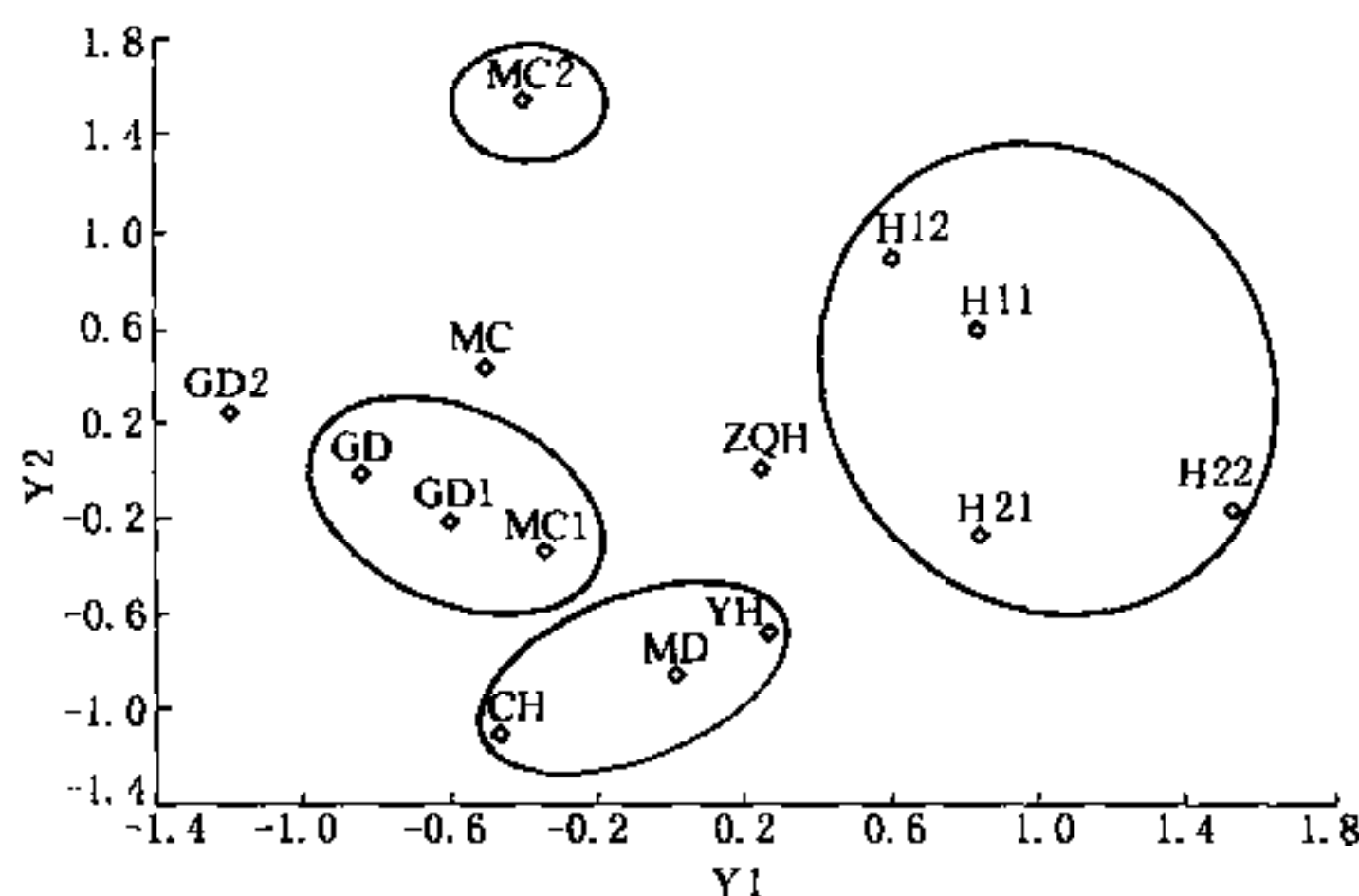


图 10-3 草地蝗虫指标与植被指标非线性映射的结果

2. 非线性映射分析

在非线形映射中,以方差最大的两个变量为初始变量将数据映射到 2 维空间上,映射结果的误差为 0.02079,可以满足数据降维的精度要求。从映射结果图(图 10-3)可以看出,植被盖度和生物量对蝗虫密度的影响与植株高度对蝗虫密度的影响不相同,它们分别从不同的方面起着作用。盖度对蝗虫密度的影响,特别是优势种分盖度对蝗虫密度的影响,似乎与优良牧

草重量对蝗虫密度的影响难以分开。考虑到优良牧草往往构成了草地植物群落的优势种,可认为影响草地蝗虫食性及其栖息环境的主要是群落中的优势种植物。另外,从图中还可以看出,毒杂草与蝗虫密度之间呈反相关关系,同时可发现,皱膝蝗种群密度的变化与蝗虫密度的变化不一致。

§ 10.3 草地蝗虫密度与植被指标的回归分析

10.3.1 多元回归分析

利用铁卜加样区的数据,并分别以蝗虫密度和蚁蝗密度为因变量,进行了多元线性回归分析^[3,5-7],结果如表 10-3 所示。无论从决定系数,还是从各个自变量的 t 检验来看,都可得到这样的结论:①多元回归的结果不显著,故不能用来进行蝗虫密度的预测;②使用蚁蝗密度作为因变量会得到较好的回归结果。

表 10-3 蝗虫密度与植被指标的多元线性回归分析结果

预测变量	指标	非标准化系数		标准化系数	t	显著性
		系数	标准差			
蝗虫密度	常数	-2.242	6.573		-0.341	0.736
	gd	-0.254	0.181	-0.760	-1.401	0.176
	gd1	0.337	0.196	0.639	1.717	0.101
	gd2	0.271	0.272	0.336	0.995	0.331
	mc1	0.057	0.094	0.581	0.605	0.552
	mc2	0.038	0.095	0.412	0.402	0.692
	mc	-0.030	0.097	-0.419	-0.311	0.759
	h11	0.284	0.237	0.521	1.199	0.244
	h12	-0.266	0.196	-0.585	-1.356	0.189
	h21	0.164	0.144	0.327	1.140	0.267
	h22	-0.165	0.164	-0.354	-1.010	0.324
决定系数 = 0.2930						
蚁蝗密度	常数	-4.706	4.888		-0.963	0.347
	gd	-0.144	0.135	-0.514	-1.065	0.299
	gd1	0.215	0.146	0.487	1.471	0.156
	gd2	0.212	0.202	0.315	1.049	0.306
	mc1	0.063	0.070	0.769	0.900	0.378
	mc2	0.032	0.071	0.415	0.454	0.654
	mc	-0.039	0.072	-0.649	-0.541	0.594
	h11	0.406	0.176	0.892	2.307	0.031
	h12	-0.300	0.146	-0.790	-2.060	0.052
	h21	0.138	0.107	0.329	1.289	0.212
	h22	-0.118	0.122	-0.303	-0.974	0.341
决定系数 = 0.441						

然后,以蚁蝗密度作为因变量进行了逐步回归分析和逻辑回归分析,其结果分别见表 10-4 和 10-5。在逐步回归分析中(表 10-4,回归显著性为 0.0102),各指标进入方程的序列表明,食物中的优良牧草重量和栖息环境中的盖度指标对蚁蝗密度的影响最大。

表 10-4 蝗虫密度与植被指标的逐步回归分析过程

步数	变量剔除序列										决定系数	标准差
1	常数	gd	gd1	gd2	mc1	mc2	h11	h12	h21	h22	0.316	3.093
2	常数	gd	gd1		mc1	mc2	h11		h21		0.312	3.038
3	常数	gd	gd1		mc1		h11		h21		0.300	3.005
4	常数	gd	gd1		mc1		h11				0.289	2.972
5	常数	gd	gd1		mc1						0.267	2.964
6	常数	gd			mc1						0.228	2.988
7	常数				mc1						0.198	2.944

如果将蝗虫密度的数据分为两级,小于均值的设为 0,大于均值的设为 1,然后进行逻辑回归分析,那么预测的正确率可以达到 75%(表 10-5)。从其检验矩阵来看,较高密度蝗虫更多地被预测为低密度,预测的结果偏于乐观。

表 10-5 蝗虫密度与植被指标的逻辑回归检验

观 察 值	预 测 值		正确的百分比
	级别 0	级别 1	
级别 0	17	3	85.0%
级别 1	5	7	58.3%
总的百分比:			75%

注:截断值为 0.5。

由于各项指标之间存在着明显的相关关系,利用多元回归不可避免地会出现共线问题,而且该问题无法解决。因此,下面我们主要利用一元回归方法和二元回归方法进行分析。

使用蝗虫密度与优良牧草重量进行回归分析,得到如下方程:

$$y_h = -1.197 + 0.035mc1 \quad (10-1)$$

$$r = 0.4340, F = 6.97, p = 0.013$$

如果在方程中加入植被盖度指标,回归结果则为:

$$y_h = 0.422 - 0.0654gd + 0.0497mc1 \quad (10-2)$$

$$r = 0.4780, F = 4.29, p = 0.020$$

由于牧草的重量往往与盖度有关,因此对优良牧草重量与其他植被指标(不包括生物量)之间又进行了逐步回归分析,得到如下方程:

$$mc1 = 37.782 + 2.32gd - 0.343mc2 \quad (10-3)$$

$$r = 0.7500, F = 18.61, p = 0.010$$

偏差散点图(图 10-4)表明,优良牧草重量与盖度和毒杂草重量两个指标具有较好的线性关系。

考虑到植被盖度容易测定,因而对优良牧草重量与总盖度之间进行了回归分析,得到如下结果:

$$mc1 = 13.066 + 2.241gd \quad (10-4)$$

$$r = 0.6559, F = 22.65, p = 0.010$$

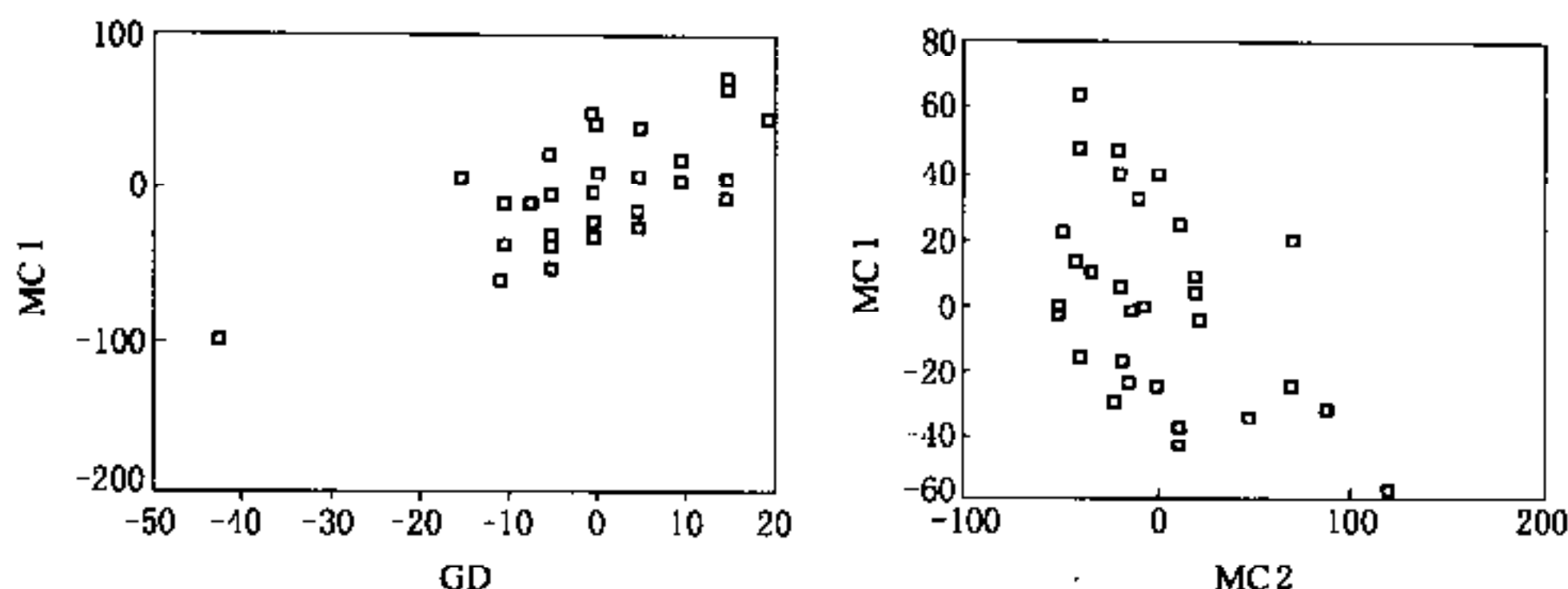


图 10-4 优良牧草重量与盖度偏差和毒杂草偏差的关系

在标准化预测值-残差散点图(图 10-5)中无明显的趋势,表明优良牧草重量与总盖度之间存在着线性关系。方程的显著性,表明可以用总盖度来预测优良牧草重量。

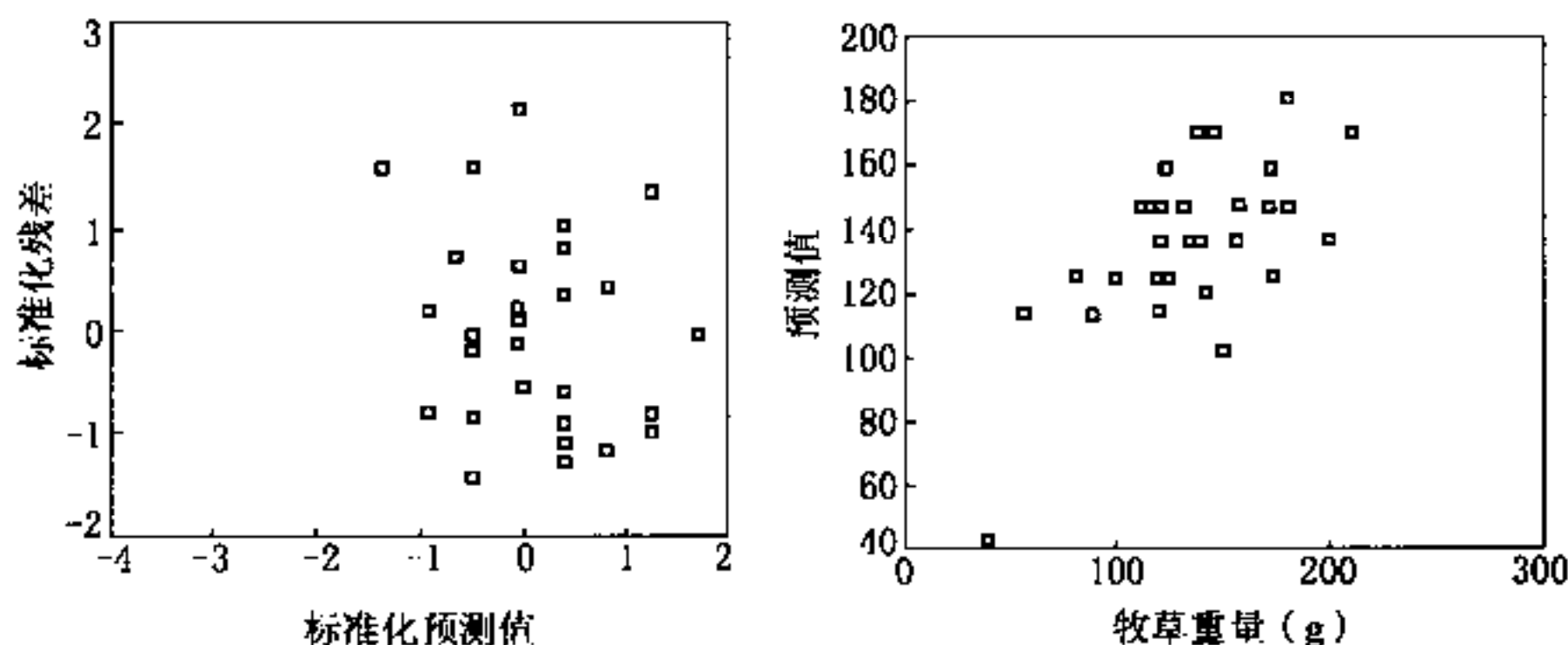


图 10-5 优良牧草重量的标准化预测值与标准化残差的关系

从上面对铁卜加样区的数据分析可看出,蚊蝗密度与优良牧草重量和总盖度之间的回归关系明显。据此,对整个青海湖西侧地区的数据进行了分析。在去除了异常点后,获得如下方程:

$$yh = -0.107 + 0.0269mc1 \quad (10-5)$$

$$r = 0.4080, F = 10.01, p = 0.003$$

$$mc1 = 35.683 + 1.639gd \quad (10-6)$$

$$r = 0.4910, F = 15.85, p = 0.001$$

对标准化预测值-误差散点图和偏差散点图的检验表明,上述线性关系明显。由于该方程的显著性高于铁卜加样区数据分析的结果,因此对于整个青海湖西侧地区的蚊蝗密度的预测,可以采用这两个方程。

10.3.2 收缩回归分析

收缩回归分析(maximum likelihood shrinkage regression)是一种岭回归方法^[8-10],这种方法用于处理偏态数据时比多元线性回归方法更为有效^[11,12]。

一个明显的问题是,在回归分析中,蝗虫密度与总盖度之间的系数符号与边际相关系数(marginal correlation)的符号不一致。例如,总盖度与蚊蝗密度之间呈正相关关系,但回归系

数的符号却是负的。这表明,多元线性回归分析对部分指标不能进行有效解释。用最大相似性收缩回归方法分析同样的数据,得到表 10-6 和图 10-6。选择 Q 形态(Q-shape)指标为 0.5 时,获得的尺度参数为 5.22。此时,回归具有最小的 MSE 风险(MSE risk)。

表 10-6 回归系数与相关系数的符号比较

指标	边缘相关	回归系数	相对标准差	T 统计量	指标	边缘相关	回归系数	相对标准差	T 统计量
gd	0.1614	-0.2320	0.2876	-0.88	h11	0.0883	-0.1086	0.1386	-0.85
gd1	0.2720	0.1718	0.1817	1.03	h12	0.3893	0.0075	0.0182	0.45
gd2	0.0100	0.1642	0.2342	0.76	h21	0.1093	-0.0290	0.0885	-0.36
mc1	0.2027	0.1873	0.5547	0.37	h22	0.4454	0.0569	0.0842	0.74
mc2	0.0012	-0.2876	0.1640	-1.91	hgd	-0.3121	0.0209	0.0874	0.26
mc	0.2948	-0.0674	0.5289	-0.14					

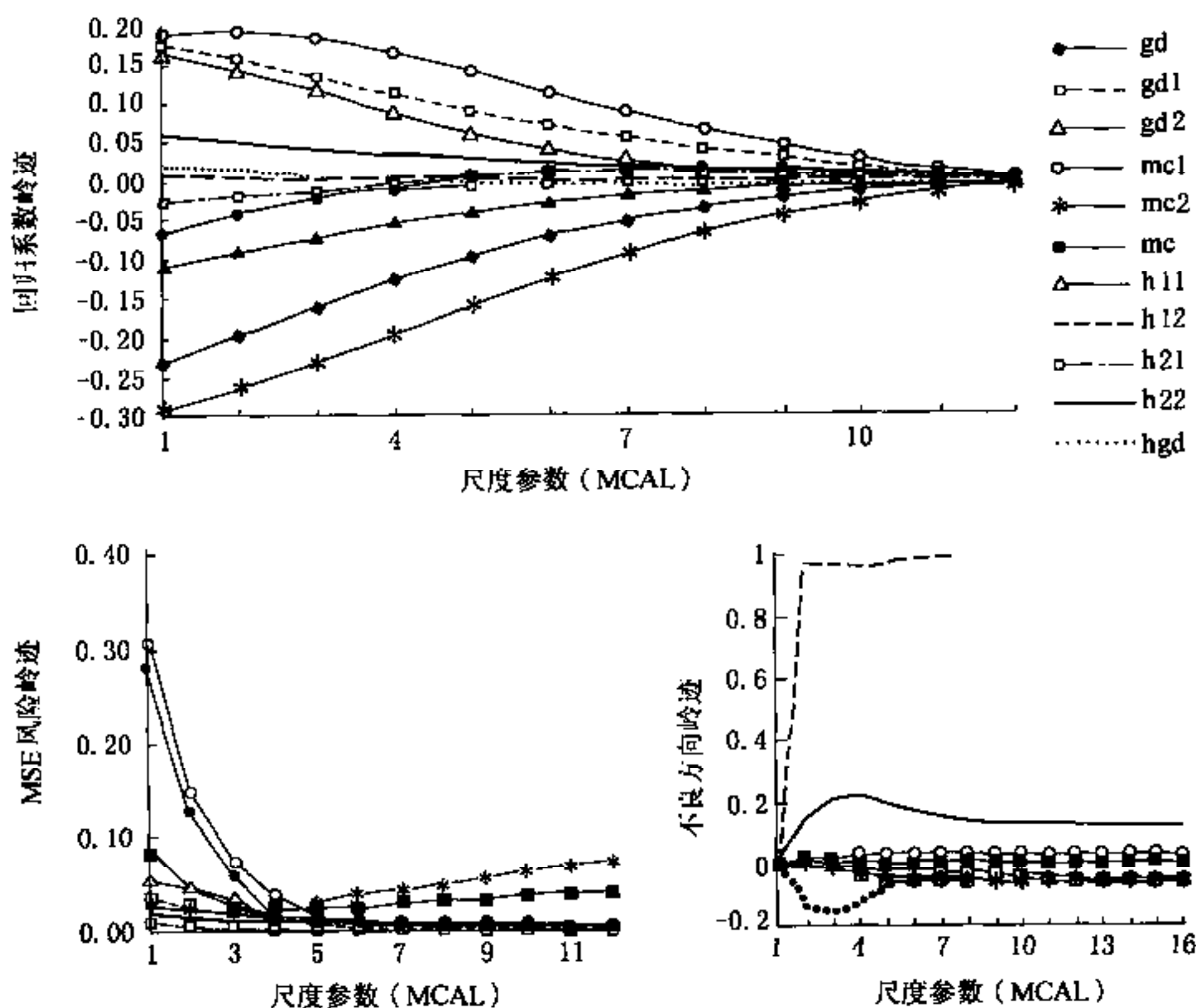


图 10-6 铁卜加样区数据的收缩回归分析结果

通过比较回归系数和相关系数的符号,发现 gd 、 $mc2$ 、 mc 、 $h11$ 、 $h21$ 、 hgd 在两者之间是不一致的。去除数据组合指标后,不一致的指标有 gd 、 $mc2$ 、 $h11$ 、 $h21$ 。这意味着,这些指标在多元回归模型中的解释可能会出现错误。

在图 10-6 中,上面的岭迹图表示取不同尺度参数时岭迹的变化。图中,对于非单调变化的指标可以从回归方程中去除,单调变化而且从相反方向趋同的指标可以重新组合^[11]。MSE 风险图表示取不同尺度参数时的风险值,不良方向岭迹图(inferior direction trace)则反映

不同指标的线性组合对尺度参数取值的影响。

从不良方向岭迹图中去除 h_{12} 和 h_{22} 后,取 $MCAL = 5.22$,此时模型较好地描述了蚁蝗密度数据的特征。在剩下的指标中,盖度指标($gd, gd1, gd2$)和生物量指标($mc1, mc2$)能够更好地反映蚁蝗密度的变化,它们是进一步建立相关模型的主要参考指标。

§ 10.4 草地蝗虫密度与植被指标的空间回归分析

空间回归分析通过两种方式进行:一是将样点的空间位置作为自变量之一进行回归;二是将空间位置的滞后作为变量进行回归。

表 10-7 是第一种回归分析方式的结果,其中的蚁蝗密度为因变量。由于获得的回归模型不具有外推性,这里没有给出回归方程,而只给出了方程的显著性检验参数。无论从决定系数、回归的显著性或 AIC 指数均可看出,用样点的空间位置作为自变量时,回归的结果均有较大的改善。此外,对第 7 号模型获得的残差与空间相邻矩阵进行了相关分析后,得到的相关系数为 -0.6773 。这些均表明,蚁蝗密度的变化存在空间上的相关性。

表 10-7 将样点的空间位置作为自变量的回归模型

编号	决定系数	剩余标准差	F	P	AIC	自 变 量	N
1	0.0214	3.27	2.14	0.147	523.1	优势种盖度	100
2	0.0029	3.31	0.28	0.598	525.0	总盖度	100
3	0.1829	3.00	10.85	0.000	507.1	坐标位置 X, Y	100
4	0.1829	3.03	7.16	0.000	509.1	坐标位置 X, Y 与总盖度	100
5	0.5612	2.78	2.02	0.082	165.7	坐标位置与全部植被指标	32
6	0.4501	2.96	1.72	0.142	168.9	全部植被指标	32
7	0.2890	2.97	2.74	0.049	165.1	坐标位置与盖度、优良牧草	32

下面是利用铁卜加样区 100 个样点数据进行空间自回归分析和空间滞后回归分析所得到的结果。

(1) 空间自回归

结果见表 10-8, 剩余标准差 = 3.02, 决定系数 = 0.5364, $F = 27.77$, $p = 0.0000$ 。

表 10-8 空间自回归分析结果

	系 数	标准误差	T	P
常数	1.5071	1.9924	0.7564	0.4512
x	0.0156	0.0037	4.1873	0.0001
y	-0.0042	0.0037	-1.1260	0.2630
盖度	0.0010	0.0298	0.0334	0.9734

$$\lambda = 0.1595$$

$$AIC = 510.1$$

(2) 空间滞后回归

结果见表 10-9, 剩余标准差 = 3.02, 决定系数 = 0.1566, $F = 5.94$, $p = 0.0009$ 。

表 10-9 空间滞后回归结果

	系 数	标准误差	<i>T</i>	<i>P</i>
常数	0.7861	1.9656	0.3999	0.6901
<i>x</i>	0.0143	0.0035	4.0493	0.0001
<i>y</i>	-0.0038	0.0035	-1.0890	0.2789
盖度	0.0009	0.0298	0.0318	0.9747

$$AIC = 501.9$$

与前面的模型相比,这两种模型均得到了更好的结果。空间滞后回归具有最小的 AIC,而空间自回归具有最大的 *F* 值。两种结果均表明,在进行蝗虫密度的空间分布预测时,考虑空间相关性将对预测结果有明显改进。

本章以铁卜加样区为例,采用不同的回归分析方法分析了小空间尺度中草地蝗虫密度与植被指标之间的关系,可以得到以下几点认识:

① 如果以蝗虫密度作为待预测的变量,那么可以建立相应的蝗虫密度与植物指标之间关系的概念模式(图 10-7)。这种关系不仅存在于数据值之间,而且也存在于它们的空间关系上。

② 考虑到空间相关的回归分析,可以改善蝗虫密度的预测精度。

③ 在青海湖西侧地区,如果使用植被盖度和优良牧草作为自变量,在多数情况下,一般的回归方程可以获得较好的预测结果。如果用盖度作自变量,则空间自回归分析或空间滞后回归分析可得到较好的预测结果。

④ 在回归分析中虽然进行了显著性检验,但由于多元回归分析具有试探性分析的性质,故显著性检验不能作为一种严格的方法。“在最好的情况下,它只能给出一个含糊的指示,以表明随机作用和真实作用两者的相对重要性。”^[13,14]

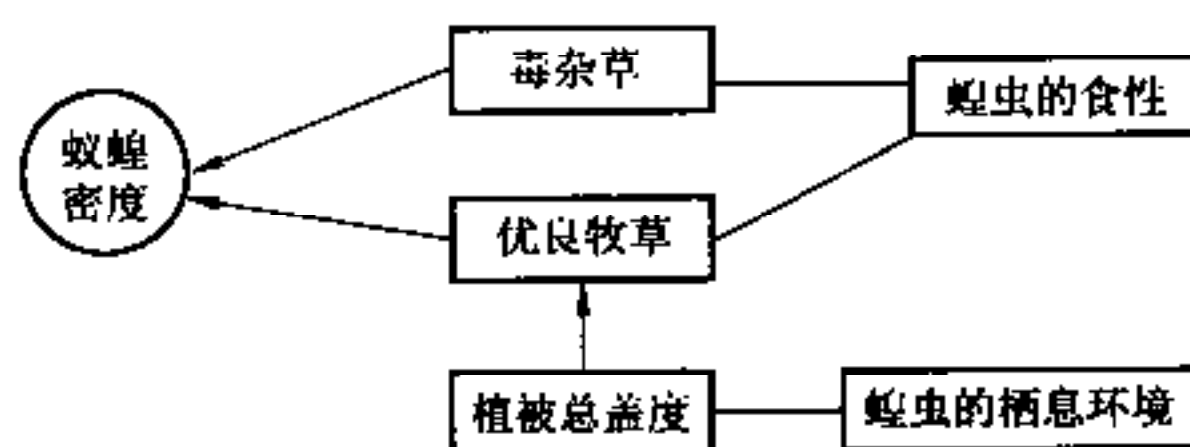


图 10-7 蝗虫密度与栖息环境和食性关系的概念模式

参 考 文 献

- [1] Sword G A, Dopman E B. Dopman. Developmental specialization and geographic structure of host plant use in a polyphagous grasshopper, *Schistocerca emarginata* (= *lineata*) (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia*, 1999, 120 (3): 437—445
- [2] 计量地理学导论. 张超, 张长平, 杨伟民编译. 北京: 高等教育出版社. 1983
- [3] 郭志刚. 社会调查中的量化方法. 北京: 中国人民大学出版社. 1989
- [4] Borg I, Lingoes J. Multidimensional Similarity Structure Analysis. New York: Springer, 1987
- [5] Heise D R. Causal Analysis. New York: John Wiley & Sons, Inc, 1975
- [6] SPSS, Inc. SPSS Lisrel 7 and Prelis: User's Guide and Reference. SPSS, Inc
- [7] Retherford R D, Choe M K. Statistical Models for Causal Analysis. New York: John Wiley & Sons, Inc, 1991
- [8] Beriman L. Better subset regression using the non-negative garrote. *Technometrics*, 1995, 37: 373—384
- [9] Tibshirani R. Regression shrinkage and selection via the lasso. *Journal of the Royal Statistical Society B*, 1996, 58: 267—288
- [10] Marquardt D W, Snee R D. Ridge regression in practice. *The American Statistician*, 1975, 29: 3—19
- [11] Allan H Murphy, Richard W Katz. 大气科学中的概率统计和决策. 史国宁, 周诗健等译. 北京: 气象出版社, 1991
- [12] 周纪梦. 回归分析. 上海: 华东师范大学出版社, 1993
- [13] Mels G. A General System for Path Analysis with Latent Variables. M S Thesis: Department of Statistics, University of South Africa, 1989
- [14] Berry W D. Nonrecursive Causal Models. New York: Sage Publications, Inc, 1984

第 11 章 草地植被的光谱特征及 草地蝗虫的遥感监测

由于草地蝗虫的种群密度与草地植被的关系非常密切,因此通过建立草地植被的某些指标与遥感信息之间的关系,就可从遥感图像上监测草地植被的信息,进而对草地蝗虫的发生进行监测。

§ 11.1 草地植被的光谱及其特点

11.1.1 草地植被的光谱

1. 草地植被的一般光谱特性

处于正常即健康生长状况下的草地植被,其光谱特点与一般绿色植物有很大的相似性。下面,按不同光谱区域就绿色植物的一般光谱特点作一简要说明^[1,2]:

(1) 可见光区域

可见光区域是指波长为 $0.38 \sim 0.76\mu\text{m}$ 的光谱区域。在此光谱区域,绿色植物由于存在叶绿素 a、b 及胡萝卜素等色素,所以在 $0.445\mu\text{m}$ 附近的蓝光区域存在一个明显的吸收区,叶绿素 a、b 还在 $0.645\mu\text{m}$ 的红光区域形成一个吸收区;而在 $0.55\mu\text{m}$ 附近的绿光区域出现一个小反射峰,故健康生长的植物呈现绿色。如果植物开始衰老或出现病变而枯萎或死亡时,叶绿素减少,会使蓝光和红光区域的吸收作用减弱,因而使植物呈浅黄色(图 11-1)。

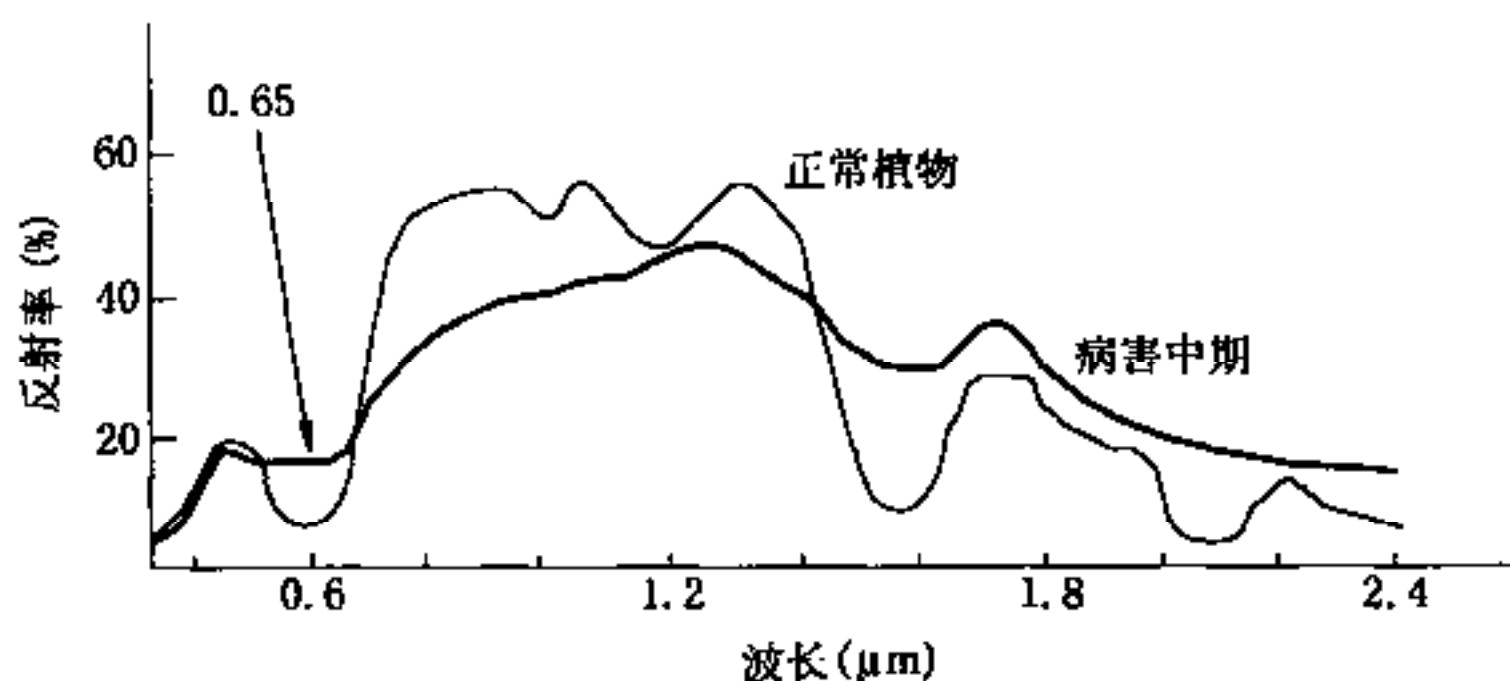


图 11-1 病害植物与正常生长植物的光谱特征比较

(2) 近红外区域

近红外区域是指波长为 $0.76 \sim 3\mu\text{m}$ 的光谱区域,其中的 $0.76 \sim 1.3\mu\text{m}$ 通常称为反射红外区域。在反射红外区域,入射光不仅可穿透叶子的上表皮,还可穿透由叶绿素颗粒组成的栅栏细胞层,并从多孔薄壁细胞组织(海绵组织)向外发射,因此形成在这一光谱区域的强烈反射,反射率一般可高达 $45\% \sim 50\%$ 。同时,绿色植物在这一光谱区域的透光率也很大,可

达 45% ~ 50%, 只有 5% 被吸收。

(3) 中红外区域

中红外区域是指 $3 \sim 6\mu\text{m}$ 的光谱区域。在这个区域, 由于叶子含有水分, 绿色植物出现了三个强吸收带, 它们分别位于 $1.45\mu\text{m}$ 、 $1.95\mu\text{m}$ 及 $2.6 \sim 2.7\mu\text{m}$ 处。

2. 影响草地植被光谱特征的主要因素

草地光谱的反射规律是草地植被、土壤、大气、地形、水分含量等多种因素影响下的综合反映, 而光谱反射率大小则受到草地类型、种类组成、植被盖度、叶绿素含量、植物水分、土壤物理性质、大气状况等多种因素的影响^[3]。这里, 主要就植被本身即植物种类、时相、水分含量和病虫害对草地植被光谱特征的可能影响作一简要说明。

(1) 植物种类

不同种类的植物有不同的结构和叶绿素含量, 因而有不同的光谱特征, 其中最明显地表现在 $0.76 \sim 3\mu\text{m}$ 的近红外波段及 $0.55\mu\text{m}$ 的绿光区域所呈现出的不同反射率。

(2) 时相

植物的时相是指植物的物候变化。同一种植物在不同生长期有明显的光谱特性变化, 反射率一般是幼年大于成年, 春季大于秋季。在冬季, 由于叶色素发生变化, 无论是可见光区, 还是近红外光区, 总体的反射率都下降, 蓝光吸收谷和红光吸收谷都变得不明显。

(3) 水分含量

一般说来, 植物中水分含量减少会导致反射率增加。但水分含量过多或过少, 都会使红外光区域的反射率下降。

(4) 病虫害

与正常生长的植物相比, 受病虫害危害的植物表现为 $0.65\mu\text{m}$ 的红光区域吸收谷消失, 同时使近红外部分的反射率下降。

11.1.2 草地植被光谱的特点

草地植被具有一般植被的共同特点, 但也有其自身的特点, 这些特点可概述如下^[3]:

1. 草地光谱反射率具有明显的日变化特点

草地光谱反射率随太阳高度角的变化呈有规律的变化, 随着早晨—中午—下午的时间变化, 呈现明显的波动—稳定—波动规律。在早晨和下午, 草地反射率变化很大, 而中午前后的反射率则相对稳定。与单个通道的反射率变化相比, 两个通道反射率比值的变化要更加显著。

2. 草地光谱反射率具有明显的季节变化特点

研究表明: ①在草地植物不同的生育期, 其光谱反射率具有明显差别; ②草地群落盖度大小对草地光谱反射率具有明显的影响。盖度很小时, 草地光谱反射率更多地受土壤的影响, 所反映的主要是土壤的光谱特性。随着盖度的增大, 草地植物对光谱反射率的影响也逐渐增大; ③草地植物群落的种类组成不同以及植物生长发育的差异, 使同一时期测定的不同群落的光谱反射率差别较大。

3. 草地植被具有渐近光谱反射特点

草地植被的渐近光谱反射, 是指草地植被的光谱反射率开始时随着植被生物量和盖度的增大而增加, 但当生物量和盖度增加到一定程度后, 植被的光谱反射率不再增加而趋于常

数。因此,要成功地改善草地植被生物量的估测精度,需要研究这些渐近反射特征,找出光谱渐近线的“阈值”。在反射渐近线以下,可以以像元为单位通过线性回归方程来估测生物量。

§ 11.2 研究区遥感数据与植被指标的相关分析

11.2.1 概述

1. 数据说明

在进行研究区遥感数据与草地植被指标间的相关分析中,所用遥感数据除陆地卫星 TM 图像数据外,还采用了 2000 年 7 月野外实地测定的地物光谱数据,这些地物光谱数据分别用 $tm1$ 、 $tm2$ 、 $tm3$ 表示(其含义见下面的说明),分析中所用的 TM 图像各波段的灰度值则分别用 $b1$ 、 $b2$ 、 $\dots$ 、 $b7$ 表示。草地植被指标也是在 2000 年 7 月同期在野外采集的数据,其中路线采样调查有 51 个样地,系统采样调查则有 194 个样地。

2. 分析方法

由于野外实地测定的地物光谱数据与 TM 遥感图像数据在波长区域并不是一一对应的,因此在分析地物光谱数据与其他指标数据的关系时,我们只能取 TM 图像波段范围内的那些地物光谱数据的平均值作为相应 TM 图像波段的地物光谱数据,以便使两者能够对应起来进行数据的对比和相关分析。也就是说,虽然在野外每一个样地上测得的地物光谱数据有 17 个,但它们只能与 TM 图像的 1、2、3 波段相对应,其结果用 $tm1$ 、 $tm2$ 、 $tm3$ 表示。此外,对于所使用的遥感图像数据,考虑到在样地上 GPS 定位存在误差以及图像配准过程中存在误差,因此我们取 TM 数据中相邻 8 个像元的灰度值数据的平均值作为样地的灰度值。

主要的工作步骤简述如下(图 11-2):

(1) TM 图像的配准

利用野外测得的控制点的 GPS 数据对 TM 图像进行几何纠正。使用高斯-克吕格投影,17 带,北京坐标系。配准误差为 0.6071 个像元。

然后,通过遥感图像与 1:50000 地形图的等高线数据和没有参加纠正的 GPS 测点坐标的复合进行目视检验。结果表明匹配良好,可满足研究的要求(图 11-3 右图,其中的 GPS 测点没有参加几何纠正)。

(2) 样点叠加显示

在经过几何纠正后的 TM 图像上添加调查样点的矢量图层,以便在 TM 图像上显示出野外调查样点及其位置。

(3) 遥感数据的提取

以调查样点的位置为中心,提取在 TM 图像上与样点相邻的 8 个像元的各个波段的灰度值或其变换结果。

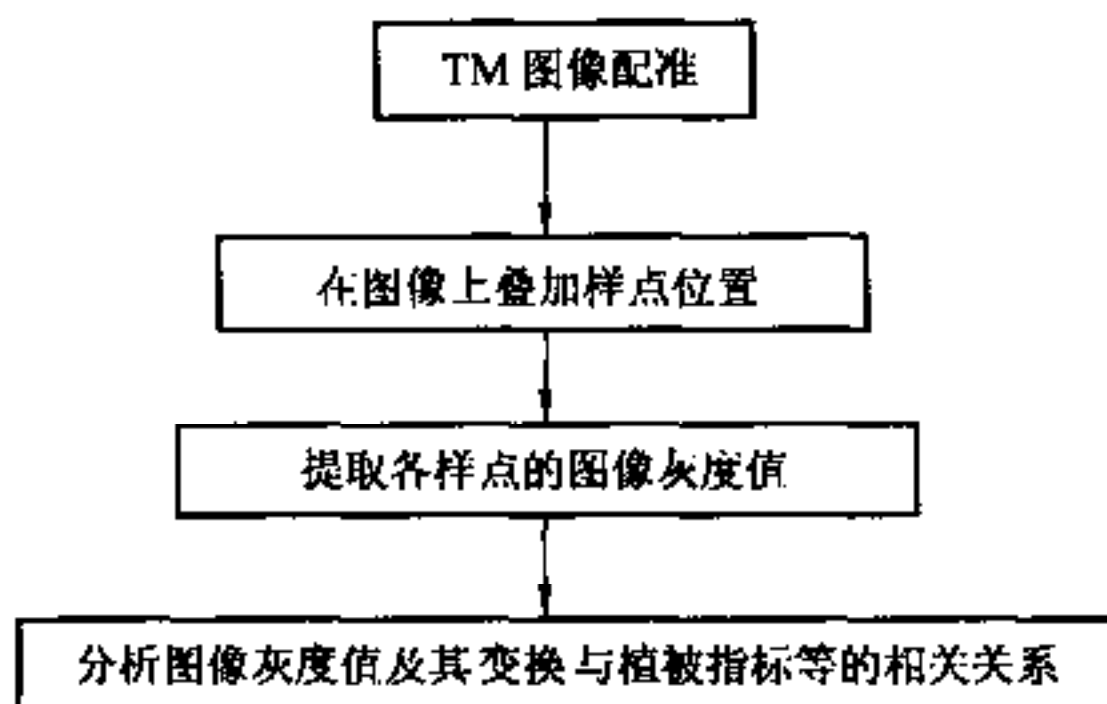


图 11-2 TM 图像信息提取和相关分析的基本流程

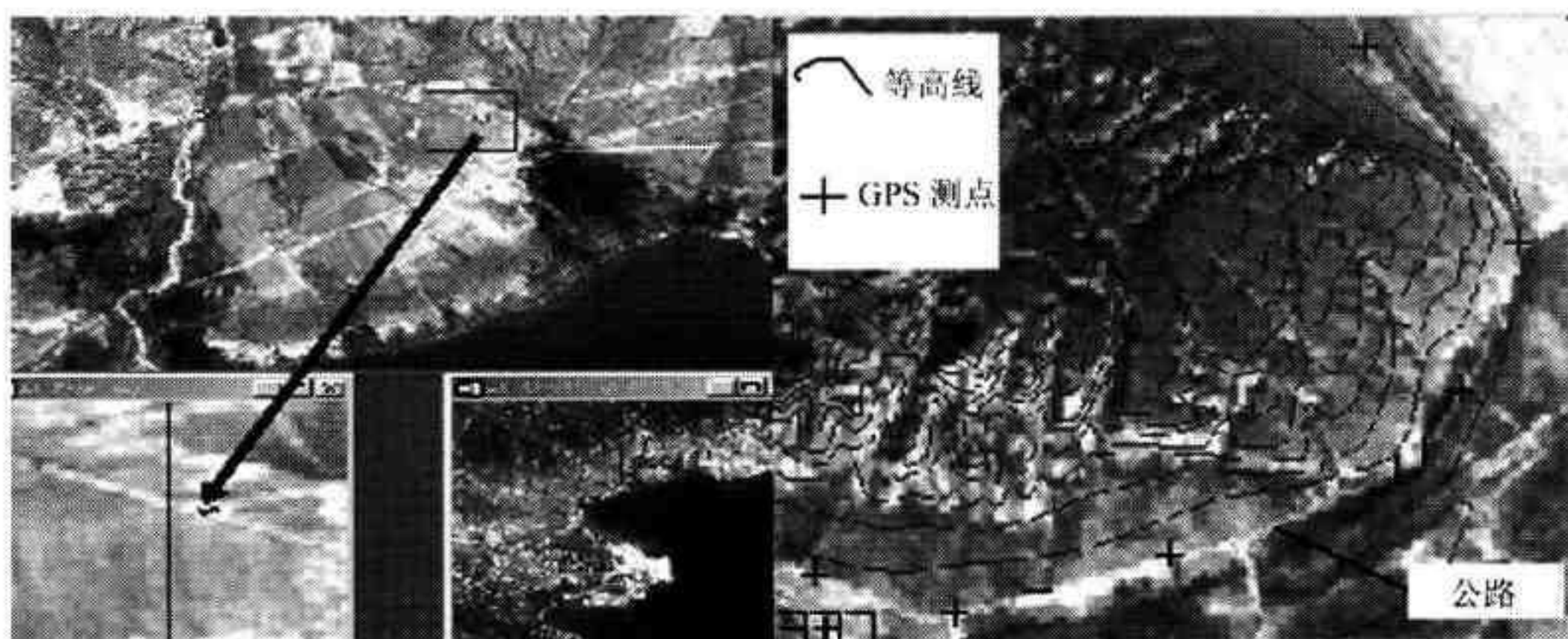


图 11-3 TM 图像数据的配准

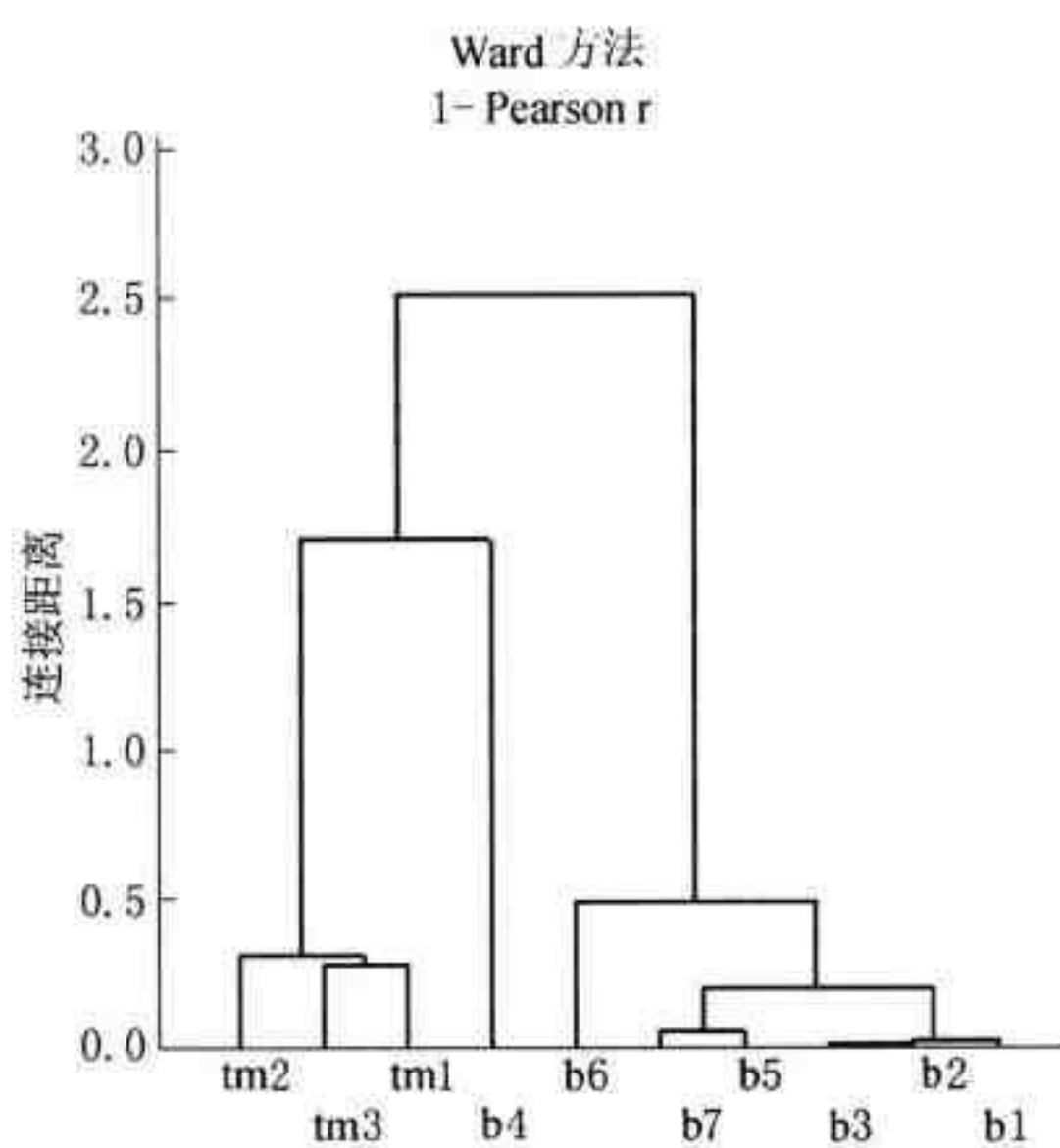


图 11-4 地物光谱数据与 TM 图像数据的聚类分析

(4) 进行相关分析

采用相关分析和回归分析等方法,对所提取的灰度值与草地植被指标之间的相关关系进行相关分析。

11.2.2 地物光谱数据与遥感图像灰度值的相关分析

表 11-1 是青海湖西侧地区地物光谱与 TM 图像灰度数据的相关系数矩阵。图 11-4 是在此相关矩阵的基础上进行聚类分析后得到的聚类图。在聚类图中,如果以 0.5 为阈值,可获得三个分组:①地物光谱;②TM 图像的第 4 波段;③其他,包括 TM 图像的 1,2,3,5,6,7 波段。TM 图像第 4 波段数据与其他数据均为负相关。地物光谱值与对应的 TM 波段值均有显著的相关性。

表 11-1 地物光谱数据与 TM 图像数据的相关系数

	b1	b2	b3	b4	b5	b6	b7
tm1	0.6344	0.6564	0.6586	-0.3046	0.5522	0.3332	0.5997
tm2	0.3976	0.4165	0.4435	-0.2550	0.3997	0.0811	0.4041
tm3	0.3359	0.3336	0.3512	-0.2082	0.3325	0.1933	0.3397

图 11-5 是 1,2,3 波段地物光谱数据与相应的 TM 图像波段灰度数据的散点图。其中,概率椭圆和信度带使用的显著性水平均为 0.05,实线为拟合的回归线。该图表明,尽管地物光谱仪测得的数据与遥感图像灰度之间不呈完全的线性关系,但两者之间确实存在着明显的相关关系,其统计显著性水平达 0.05,甚至更高。下面是获得的回归模型:

$$b1 = 44.93 + 1.70tm1, p = 0.000 \quad (11-1)$$

$$b2 = 84.96 + 1.17tm2, p = 0.005 \quad (11-2)$$

$$b3 = 62.49 + 1.83tm3, p = 0.021 \quad (11-3)$$

其中,以第一波段地物光谱拟合最好。

地物光谱数据与 TM 图像数据之间的差异,可以从两个方面进行分析。一是电磁波在大气中传输时受干扰而给 TM 图像造成的影响。尽管青海湖地区海拔高,大气较干洁,但在一定程度上仍会存在这种影响。二是测区面积。每一次地物光谱的测区面积最大只有 $0.4m^2$,远小于 TM 图像的像元面积,而且所反映的信息主要来自于植被。而 TM 图像中各波段的像元数据实际上是植被和土壤信息的混合数据,而不是单独的植被信息。所以,两者在测区面积上的差异,可能是地物光谱数据与 TM 图像数据之间相关置信度不很高的主要原因。

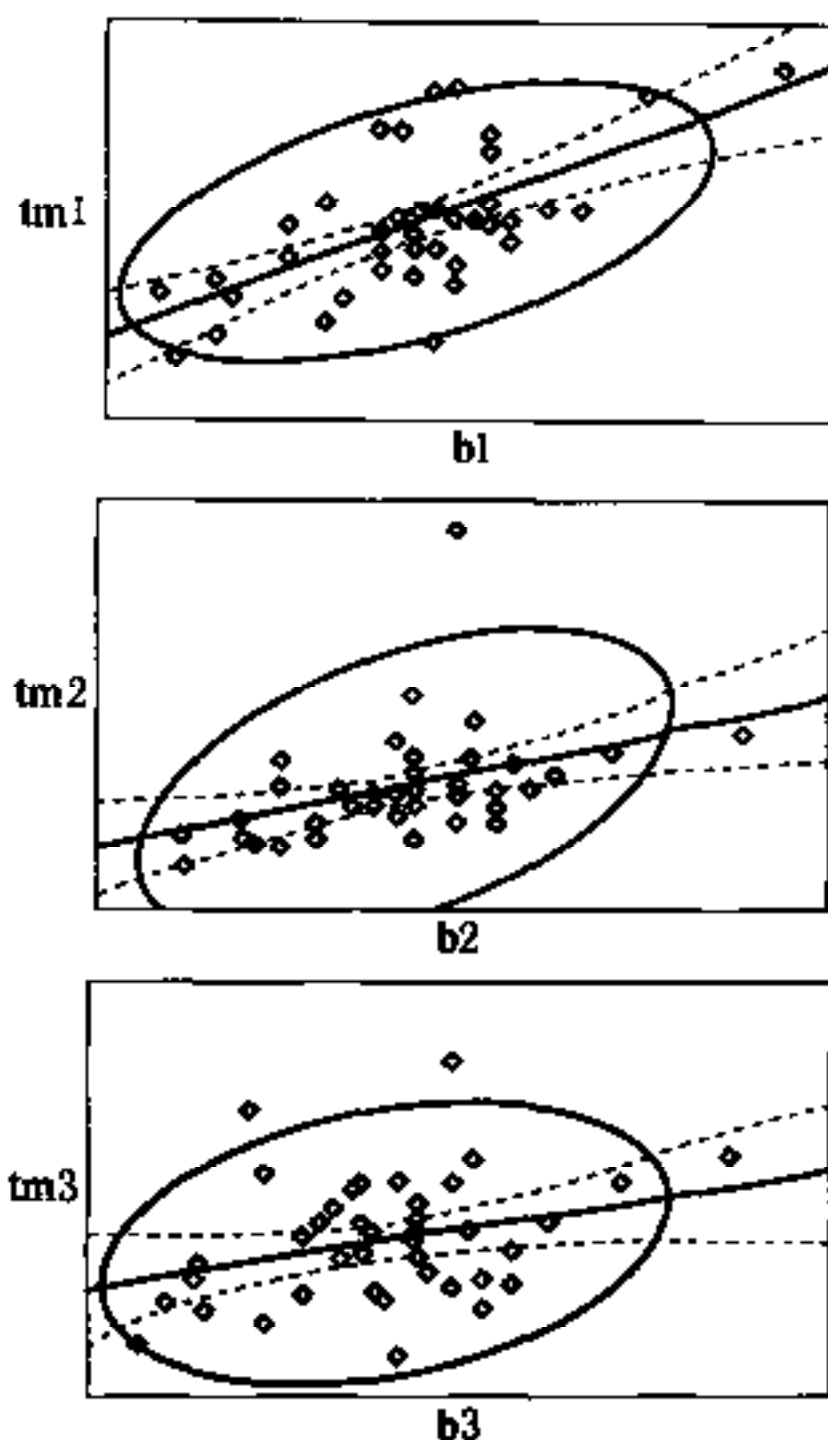


图 11-5 TM 图像数据与地物光谱关系

11.2.3 不同草地植被类型在光谱上的差异

青海湖西侧地区采集的样本主要集中于三种植被类型。其中,温性草原的样本数为 21 个,高寒草原的样本数为 8 个,高寒草甸的样本数为 6 个。将这些样本的 TM 图像光谱特征按照植被类型和波段进行平均,结果如图 11-6 所示。

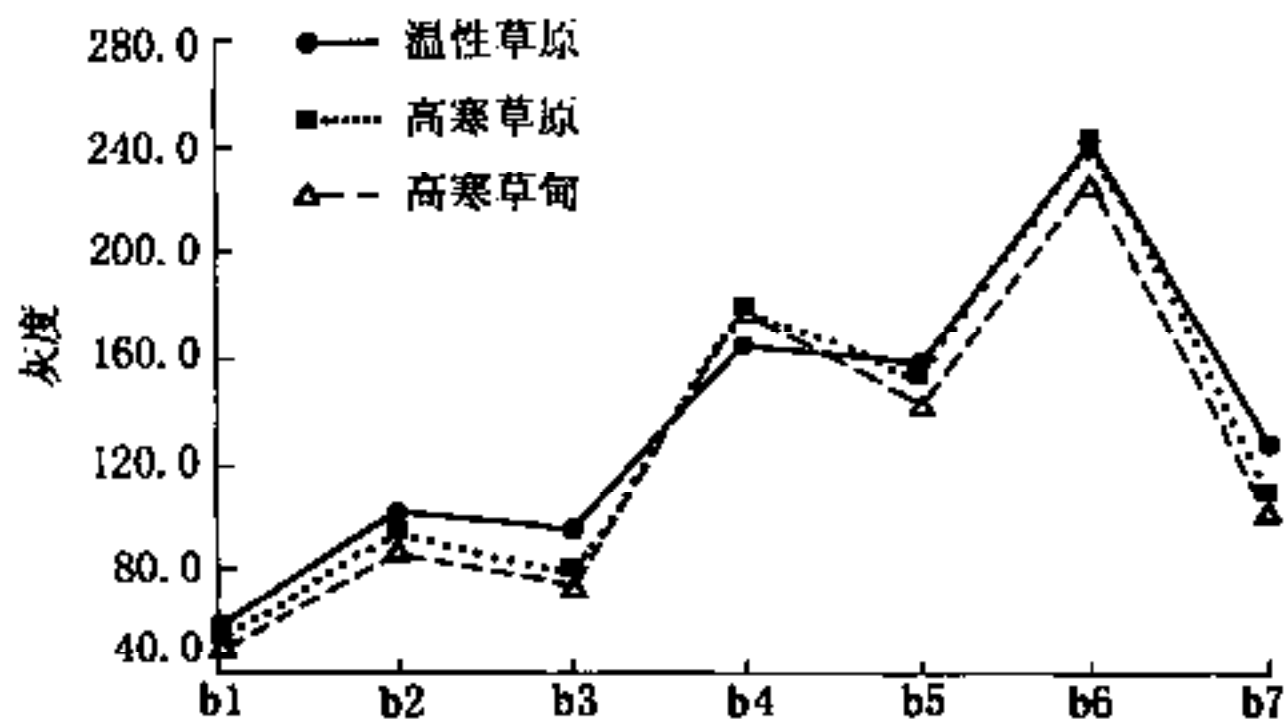


图 11-6 不同草地植被类型的 TM 图像光谱特征

从图 11-6 可以看出,不论哪一个波段,温性草原均与高寒草原、高寒草甸的差别较大。其中, TM 图像的第 3、7 波段可以较好地将温性草原与高寒草原、高寒草甸区分开; TM 图像第 5、6 波段可以较好地区分开高寒草原与高寒草甸; TM 图像第 1、2 波段可以较好地区分开温性草原、高寒草原、高寒草甸三种植被类型。就组合波段而言,使用 TM 图像第 3、4 波段的植被指数或这两个波段的组合,均可以

较好地区分开这三种植被类型。在由缨帽变换(Kauth-Thomas 变换)^[4,5]处理获得的 G (绿度)、 B (亮度)、 T (第三分量)三个分量中,上述三种植被类型均有较大的差异。如果使用其中的 G 和 B 的比值,则将加强这种差异,增强草地植被类型的可分性。

图 11-7 是不同草地植被类型的实测地物光谱特征。由图可见,在 $500 \sim 600nm$ 光谱波长范围内和 $650nm$ 光谱波长处,高寒草甸的反射率明显高于温性草原和高寒草原,在 $850nm$ 和 $1050nm$ 处,三种植被类型的可分性较好。

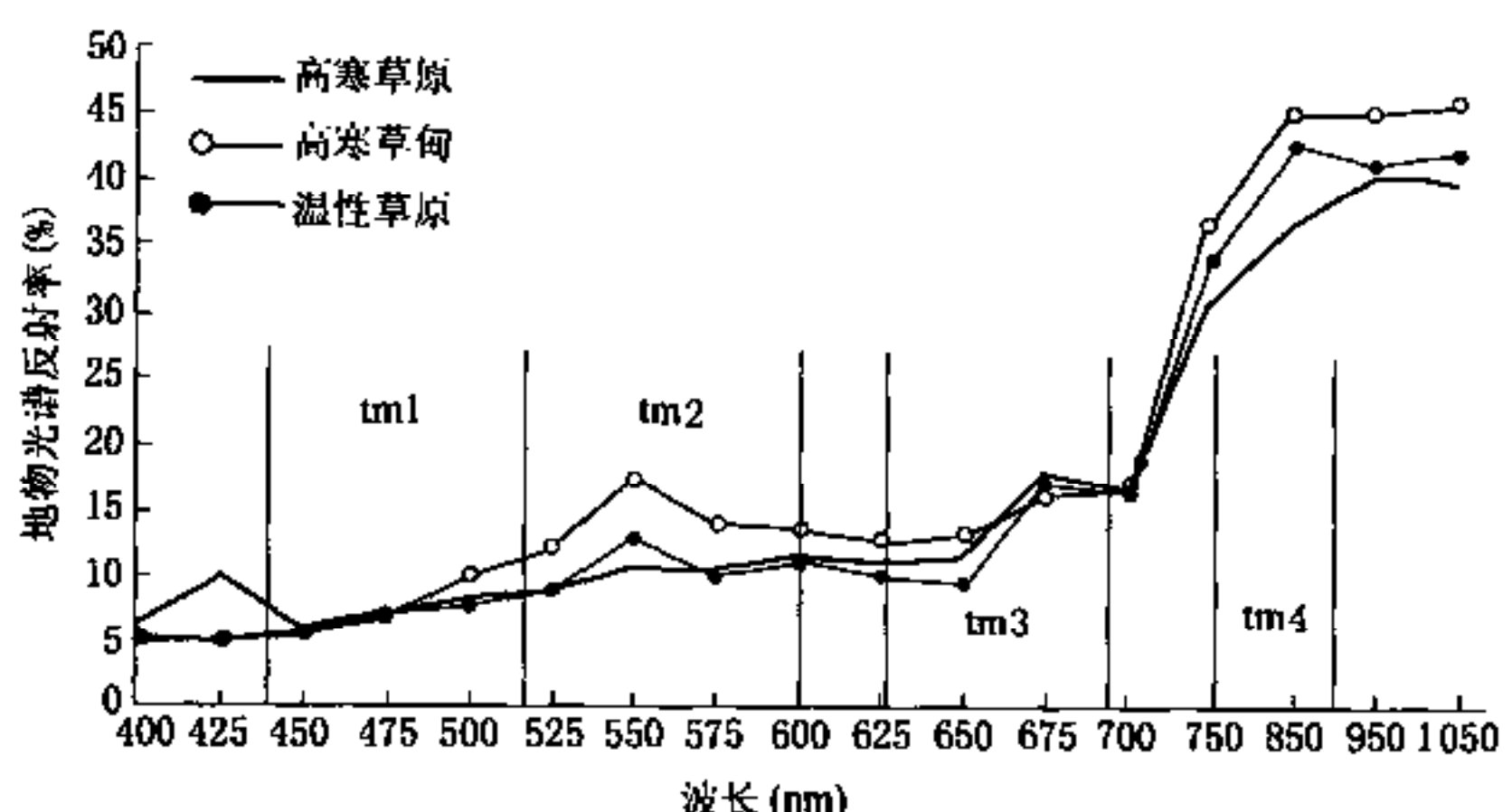


图 11-7 不同草地植被类型的地物光谱特征

11.2.4 植被指标与地物光谱的相关分析

表 11-2 是植被指标与地物光谱之间的相关系数。在植被指标中,植被盖度与地物光谱的散点关系如图 11-8 所示。第一波段地物光谱值(tm1)与盖度和生物量的相关置信度可达 0.05。虽然优良牧草和毒杂草与第一波段地物光谱有较好的相关关系,但置信度都未

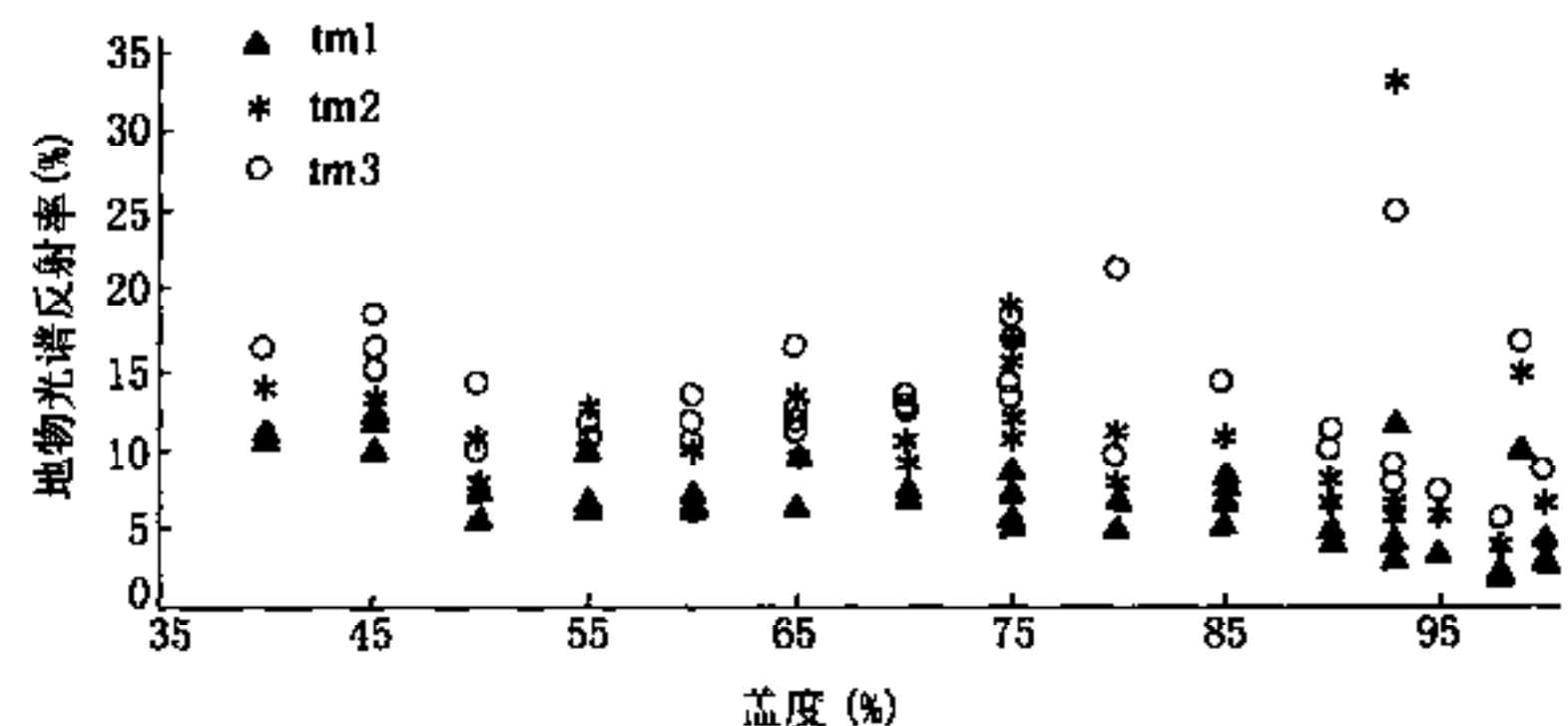


图 11-8 植被盖度与地物光谱的关系

达到 0.05。即使直接使用所测得的各个波长的地物光谱数据,地物光谱反射率与植被指标之间的相关性仍然达不到较高的置信度。其主要原因,也与地物光谱的测区面积小于样方面积,以至样方内的植被信息无法在地物光谱信息中得到完整的反映有关。

表 11-2 植被指标与地物光谱的相关系数

	优良牧草	毒杂草	生物量	盖度
tm1	-0.3207	-0.2494	-0.3818	-0.5889
tm2	-0.2674	-0.2052	-0.3173	-0.1829
tm3	-0.1680	-0.1050	-0.1908	-0.2934

注: 生物量 = 优良牧草重量 + 毒杂草重量;
生物量样本数 = 24, 盖度样本数 = 42。

11.2.5 植被指标与 TM 图像灰度值的相关分析

表 11-3 是植被指标与 TM 图像灰度值之间的相关系数。与地物光谱与植被指标之间的关系相类似,从总体上说,TM 图像与生物量的相关关系要优于它与优良牧草和毒杂草重量的关系。不同的是,除 TM 图像第 4 波段外,盖度与其他各 TM 波段数据的相关显著性均大于 0.01。对于生物量而言,TM 图像第 4 波段的显著性水平为 0.05,而其他波段达到了 0.01。从最大的相关系数来看,与盖度关系最明显的是 TM 图像的第 6 波段。在 TM 图像中,第 6 波段属于热红外波段,主要反映地表温度的差异。因此可以认为,这种高度相关关系实际上是地区植被生长对环境依赖的反映。

表 11-3 植被指标与 TM 图像数据的相关系数

	优良牧草	毒杂草	生物量	盖 度		优良牧草	毒杂草	生物量	盖 度
b1	-0.5348	-0.1931	-0.5569	-0.5445	b5	-0.6042	-0.0601	-0.5725	-0.5227
b2	-0.5575	-0.2234	-0.5884	-0.5591	b6	-0.5025	-0.0961	-0.4927	-0.6518
b3	-0.5222	-0.1746	-0.5387	-0.5170	b7	-0.5379	-0.0807	-0.5195	-0.4828
b4	-0.4516	-0.0243	-0.4032	0.2299					

注: 生物量 = 优良牧草重量 + 毒杂草重量;
生物量样本数 = 24, 盖度样本数 = 42。

我们用 TM 图像各波段的数据作自变量,用植被盖度或生物量作因变量,进行了多元回归分析(方程略),目的在于利用 TM 图像数据预测盖度或生物量。虽然回归方程呈现出高度的显著性,但是 TM 图像第 3、4、7 波段回归系数的符号与相关系数的符号不相同。即使利用稳健回归、岭回归和收缩岭回归,也只能解决部分问题。究其原因,是 TM 图像各个波段数据之间具有相当程度的相关性,它造成了回归中的共线问题,所以得到的回归方程无法利用。

接下来又分析了各种遥感植被指数与植被生物量和盖度之间的相关系数(表 11-4)。在表 11-4 的 SAVI05 指数中,土壤调节系数 L 取 0.5;在 SAVI 中,土壤调节系数 L 根据盖度进行调整,其中植被盖度大于 90% 取 0.25,小于 50% 取 1.0,其他取 0.5。F1 是用最大相似性方法获得的遥感数据的第一主因子得分(因子轴未加旋转,用于与植被指数进行对比),其方差累计贡献率为 76.04%。F1 中 TM 图像数据 7 个波段的载荷为:

表 11-4 遥感植被指数与生物量和盖度的相关系数

	生物量	盖度		生物量	盖度
盖度	0.6637	1.0000	SAVI05	0.5289	0.5182
NDVI	0.5289	0.5183	SAVI	0.3772	0.3047
RVI	0.5719	0.4722	GVI	0.5297	0.5088
DVI	0.5169	0.4778	F1	-0.5532	-0.6131
DDVI	0.5001	0.4662			

注: 生物量 = 优良牧草重量 + 毒杂草重量;
样本数 = 24。

(0.113,0.16,6.86, - 0.005,0.01,0.003,0.03)

可见, TM 图像的第 1、2、3 波段对 F1 值的影响比较大。

从表 11-4 还可以看出,就生物量而言,按照相关系数绝对值由大到小的顺序是:

$$RVI > F1 > GVI > NDVI > SAVI05 > DVI > DDVI > SAVI$$

从计算的简便性来考虑, RVI 和 NDVI 是较适用的植被指数。

对于盖度而言,按照相关系数绝对值由大到小的顺序是:

$$F1 > NDVI > SAVI05 > GVI > DVI > RVI > DDVI > SAVI$$

从计算的简便性来考虑, NDVI 是适用的植被指数。

此外,我们还采用 ENVI 遥感图像处理软件对 TM 数据作了 $K-T$ 变换^[5]。经过变换,获得了三个新的参数:土壤亮度指数(B),绿色植被指数(G),土壤状态参数(T)。表 11-5 是这三个参数与生物量和盖度的相关系数。对于生物量而言,所获得的相关系数并不大于 RVI;但对于盖度而言,其相关系数比 NDVI 高一些。

表 11-5 $K-T$ 变换的分量与生物量和盖度的相关系数

	生物量	盖 度
B	-0.4970	-0.5327
G	0.4906	0.5289
T	0.4037	0.2545

以 B 、 G 、 T 、RVI、NDVI 为自变量,以盖度、生物量(包括优良牧草重量)为因变量,得到了以下线性回归方程,其中生物量与 RVI 的关系见图 11-9。

$$\text{逐步回归: 盖度} = 133.81 - 0.33B + 0.33G, \quad p = 0.012 \quad (11-4)$$

$$\text{一元回归: 盖度} = 50.15 + 68.69NDVI, \quad p = 0.011 \quad (11-5)$$

$$\text{多元回归: 生物量} = 1376.09 - 0.33B + 0.17G + 0.23T, \quad p = 0.040 \quad (11-6)$$

$$\text{一元回归: 生物量} = 35.83 + 721.00NDVI, \quad p = 0.009 \quad (11-7)$$

$$\text{生物量} = -43.81 + 150.65RVI, \quad p = 0.004 \quad (11-8)$$

$$\text{优良牧草重量} = -12.69 + 661.88NDVI, \quad p = 0.008 \quad (11-9)$$

$$\text{优良牧草重量} = -84.21 + 137.49RVI, \quad p = 0.004 \quad (11-10)$$

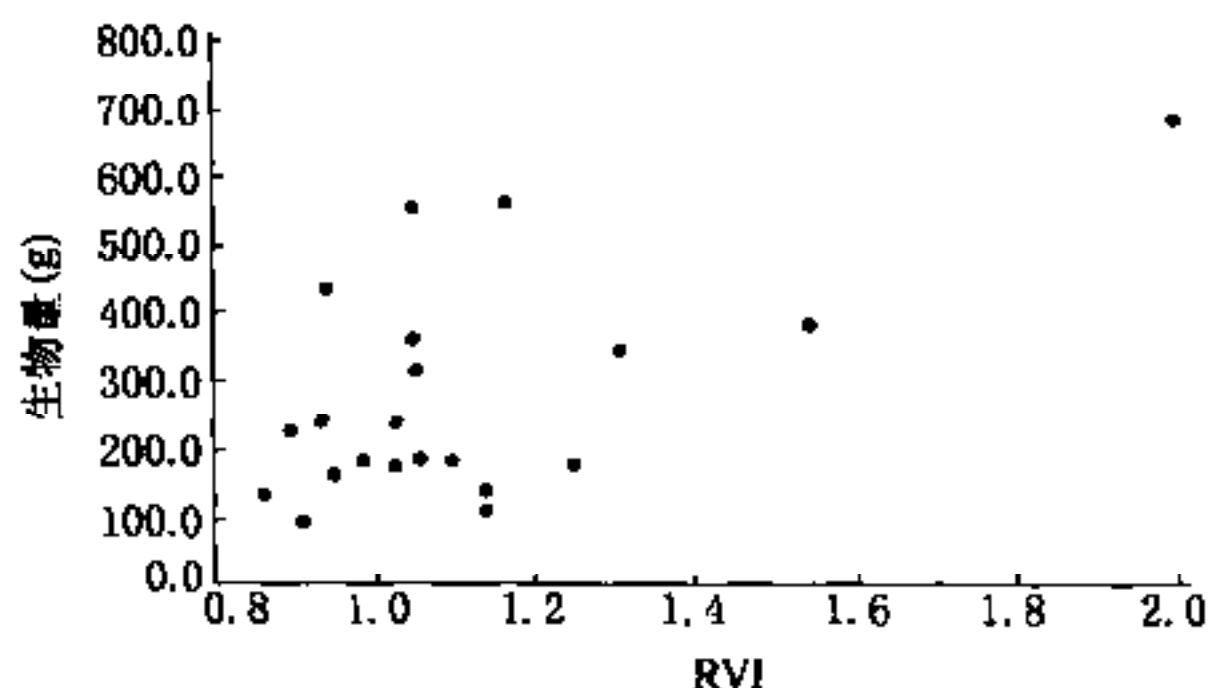


图 11-9 生物量与 RVI 的关系

使用 NDVI 作为自变量,建立了以下关于植被盖度与 NDVI 的非线性回归方程,两者之间的关系见图 11-10。

$$\text{盖度} = 95.43 + 18.8\lg(\text{NDVI}), \quad p = 0.004 \quad (11-11)$$

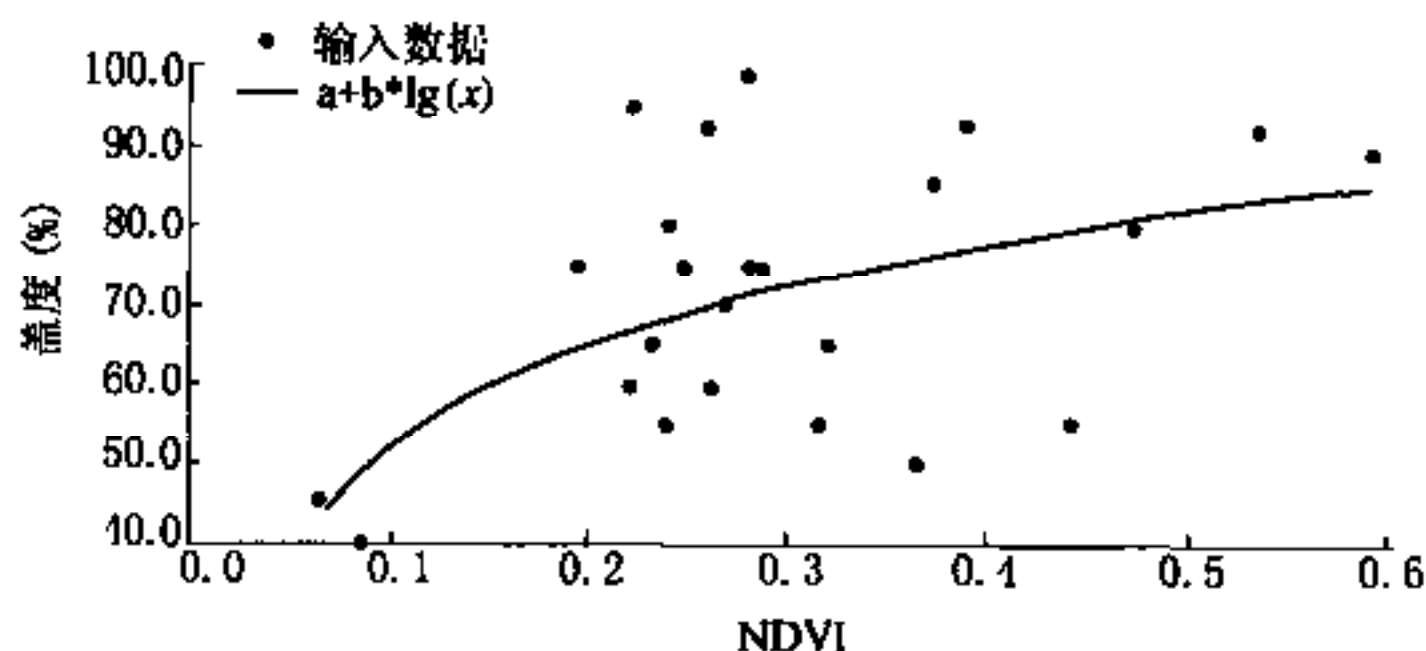


图 11-10 植被盖度与 NDVI 的关系

由以上分析可以认为,总的来说 NDVI 和 RVI 是较好的参数,因为它们不仅计算简单,而且它们与盖度和生物量之间的相关关系显著。此外, $K-T$ 变换结果与盖度和生物量也具有良好的相关关系,但计算较为复杂。

11.2.6 植被指标与蝗虫密度的相关分析

本节的主要内容是分析遥感数据与植被指标之间的关系,这里顺便对植被指标与草地蝗虫密度之间的关系作一简要分析。表 11-6

为研究区植被指标与草地蝗虫密度的相关系数。从表中可以看出,植被盖度与优良牧草重量有较好的正相关关系,而优良牧草重量与宽须蚁蝗密度之间有良好的正相关关系。此外,对于草地蝗虫的总密度而言,毒杂草重量对它的影响比优良牧草重量的影响更为显著。植被指标与草地蝗虫密度两个变量的散点图表明

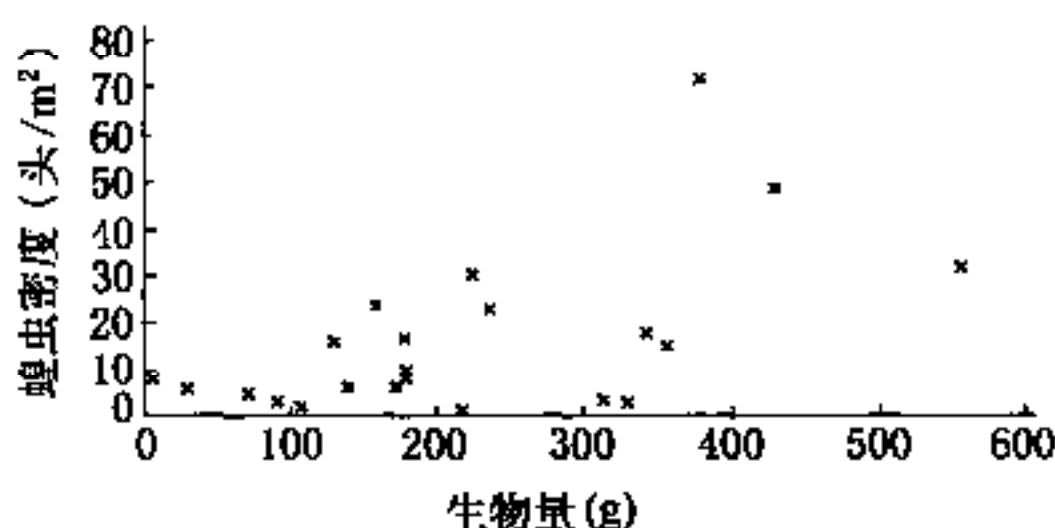


图 11-11 生物量与草地蝗虫密度的关系

(图 11-11),只有生物量与草地蝗虫密度的相关关系较为明显。盖度与雏蝗以及优良牧草重量与宽须蚁蝗的相关关系则较明显地受到少数样点的影响。对调查数据进行线性回归分析,得到的方程为:

表 11-6 植被指标与草地蝗虫密度的相关系数

	总盖度	生物量	优良牧草	毒杂草	蝗虫密度	雏蝗密度	蚊蝗密度	皱膝蝗密度
总盖度	1.0000							
生物量	0.6044	1.0000						
优良牧草	0.4713	0.8812	1.0000					
毒杂草	0.4705	0.6081	0.1607	1.0000				
蝗虫密度	0.2803	0.5790	0.4265	0.4927	1.0000			
雏蝗密度	0.2742	0.4041	0.1511	0.5901	0.8740	1.0000		
蚊蝗密度	0.0573	0.4149	0.5935	-0.1303	0.3751	-0.1211	1.0000	
皱膝蝗密度	-0.0822	0.0953	0.0608	0.0969	0.1230	-0.0616	0.2984	1.0000

$$\text{蝗虫密度} = 58.9 - 0.57 \text{ 盖度}, \quad p = 0.05 \quad (11-12)$$

$$\text{宽须蚁蝗密度} = 1.609 + 0.017 \text{ 优良牧草}, \quad p = 0.02 \quad (11-13)$$

关于宽须蚁蝗密度与优良牧草重量的分析,在去除了异常样本后,得到以下回归方程:

$$\text{宽须蚁蝗密度} = -0.107 + 0.0269 \text{ 优良牧草}, \quad p = 0.01 \quad (11-14)$$

由以上分析可知,在对草地蝗虫总密度进行预测时采用盖度指标较好,而在对宽须蚁蝗密度预测时则采用优良牧草指标较好。

考虑到在实际工作中较难建立遥感图像数据与植被的优良牧草重量之间的定量关系,因此我们在建立回归方程时,用生物量指标代替优良牧草重量指标,用草地蝗虫密度指标代替宽须蚁蝗密度指标。进行稳健非线性回归后,得到如下结果:

$$\text{草地蝗虫密度} = 2.4 \exp(118.7/\text{盖度}), \quad p = 0.03 \quad (11-15)$$

$$\text{草地蝗虫密度} = 7.7 \exp(176.7/\text{生物量}), \quad p = 0.01 \quad (11-16)$$

植被盖度和生物量之间的关系为:

$$\text{生物量} = 39.9 \exp(0.025 \text{ 盖度}), \quad p = 0.001 \quad (11-17)$$

由此可见,就盖度和生物量两个指标而言,使用生物量指标预测草地蝗虫密度要更好一些。

应指出的是,通过以上分析所获得的青海湖西侧地区的回归模型,与本书第10章所提及的铁卜加样区的回归模型有所不同。铁卜加样区的研究表明,草地蝗虫密度与盖度和生物量的相关关系均不明显。存在这种差别,可能是因为青海湖西侧地区的样本包括了温性草原、高寒草原、高寒草甸三种植被类型,而铁卜加样区只有高寒草原一种植被类型。由此可以认为,由铁卜加样区研究得到的模型,只适用于高寒草原植被类型区域,而不适用于整个青海湖西侧地区。

§ 11.3 研究区草地蝗虫密度与植被指标的协同克立格分析

本书第9章的分析已表明,青海湖地区的草地蝗虫种群密度在空间上具有较强的聚集性,因而从空间上对草地蝗虫种群密度的变化进行预测是可行的。如果能够采集到数量足够多的样本,就可直接利用空间统计学的方法较准确地绘制草地蝗虫种群密度分布图。然而也应看到,这样的工作在区域范围较大的情况下是难以实现的。因此,我们又尝试利用协同克立格分析方法,对青海湖西侧地区草地蝗虫的种群密度进行了预测。

11.3.1 协同克立格分析的基本特点

协同克立格分析属于一种空间数据的插值方法,其基本思想,是依据变量之间的空间相关关系进行空间估计或预测。从目前来说,协同克立格分析可能是一种最好的空间数据插值方法^[6],其主要优点是:①真值和估计值之间不存在偏差;②估计值具有最小的方差。

协同克立格分析通常适用于这样的场合:有两个空间变量,如果第二个变量的分布广,采样密度较高,而第一个变量难以测定或测定的费用较大,那么,就可以利用有限样本的变量之间的空间关系来改进对于第一个变量的估计。

协同克立格分析的步骤如下:

① 定义协同变量(第一个变量和第二个变量);

② 对两个变量进行半方差分析(包括方差图模型),识别观察值的空间关系特征,并用函数加以模型化;

③ 进行交叉半方差分析,确认两个变量的相关性;

④ 进行空间估计和预测(使用 LMC 方法,linear model of coregionalization)。

协同克里格分析的空间插值,目前主要使用简单克里格估计和普通克里格估计两种方法。其中的普通克里格估计,假设均值是稳态的、未知的,但可以估计出来。研究表明,这种方法要比简单克里格估计法优越^[7]。因此,在下面的协同克里格插值中我们使用普通克里格估计法。

在协同克里格分析中,由于空间依赖性随距离的增大而逐渐减小,所以在实际计算中通常只能利用有限的相邻数据。这样,在计算前就必须给出邻域的大小和邻域内的样点数目。其中,邻域大小是指空间相关存在的距离,它可以从半方差变异图中获取;邻域内的样点数目,是指参与空间插值的样本数,它对插值结果的影响很大,应慎重加以选择。

在我们的协同克里格分析中,使用的是铁卜加样区的有关数据,并通过误差平方(MSE)值来对不同模型之间的优劣进行比较。为了能与本书第9章的克里格分析进行对比,在计算中邻域样本取3个。研究表明,这样的邻域样本数能够获得较好的插值结果。

由于在植被指标中,只有盖度指标的数据量达到了克里格分析的要求。因此,下面主要进行草地蝗虫密度和盖度之间以及盖度与 TM 图像数据之间的协同克里格分析。在进行分析之前,对数据进行了正态化变换。同时,根据第9章对铁卜加样区的数据的分析,可认为样区数据不具有各向异性,因此在这里的协同克里格计算均使用各向同性模型。

11.3.2 蝗虫密度与植被盖度的协同克里格分析

将宽须蚁蝗密度作为第一个变量,将植被盖度作为第二个变量,进行协同克里格分析,并利用盖度对宽须蚁蝗的密度进行空间插值。图 11-12 为盖度与宽须蚁蝗密度的半方差

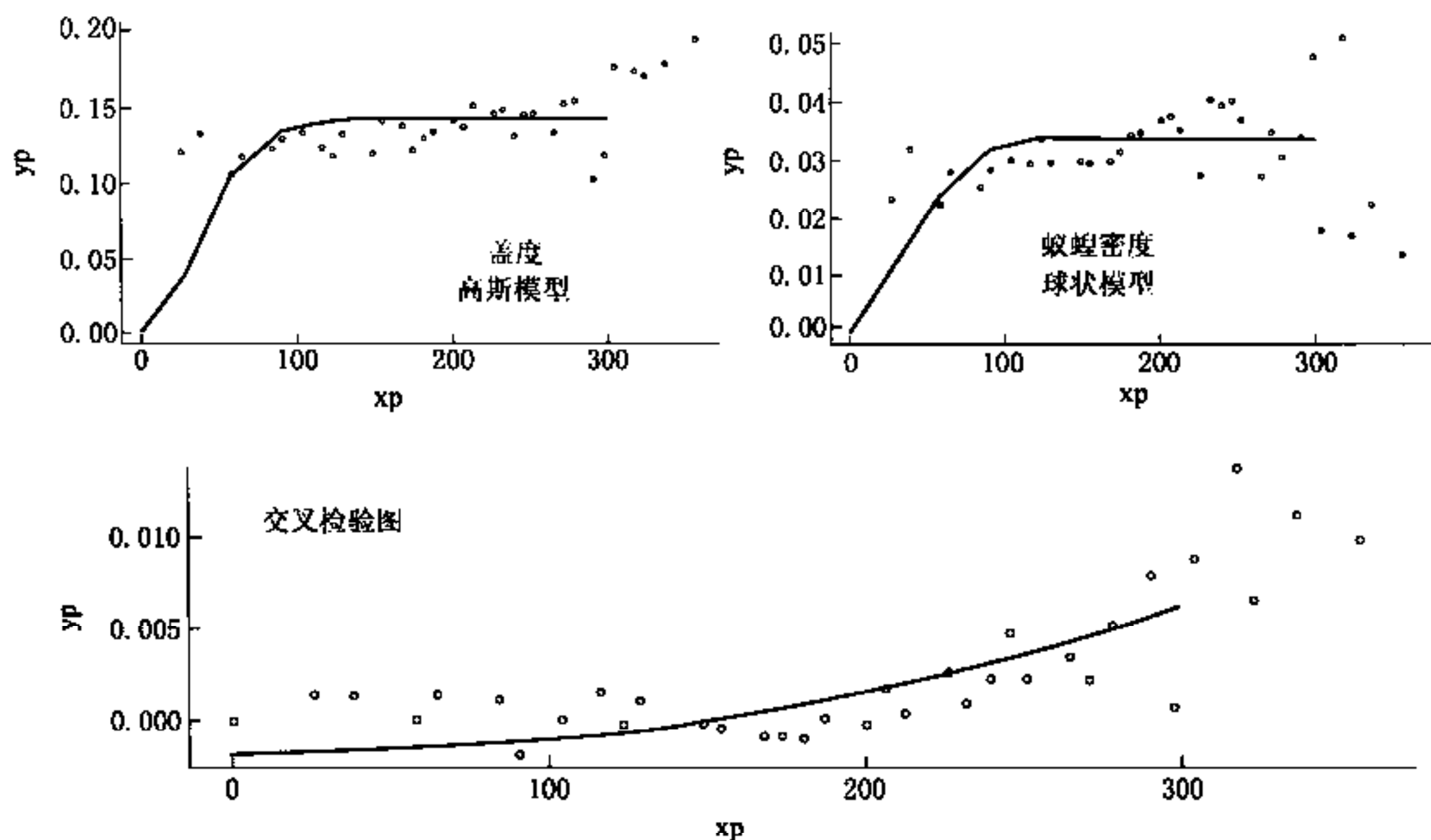


图 11-12 草地蝗虫密度与植被盖度的半方差变异图和交叉检验图

变异图(上图)和交叉检验图(下图)。图 11-13 为利用盖度指标对宽须蚁蝗密度进行协同克立格插值的结果。

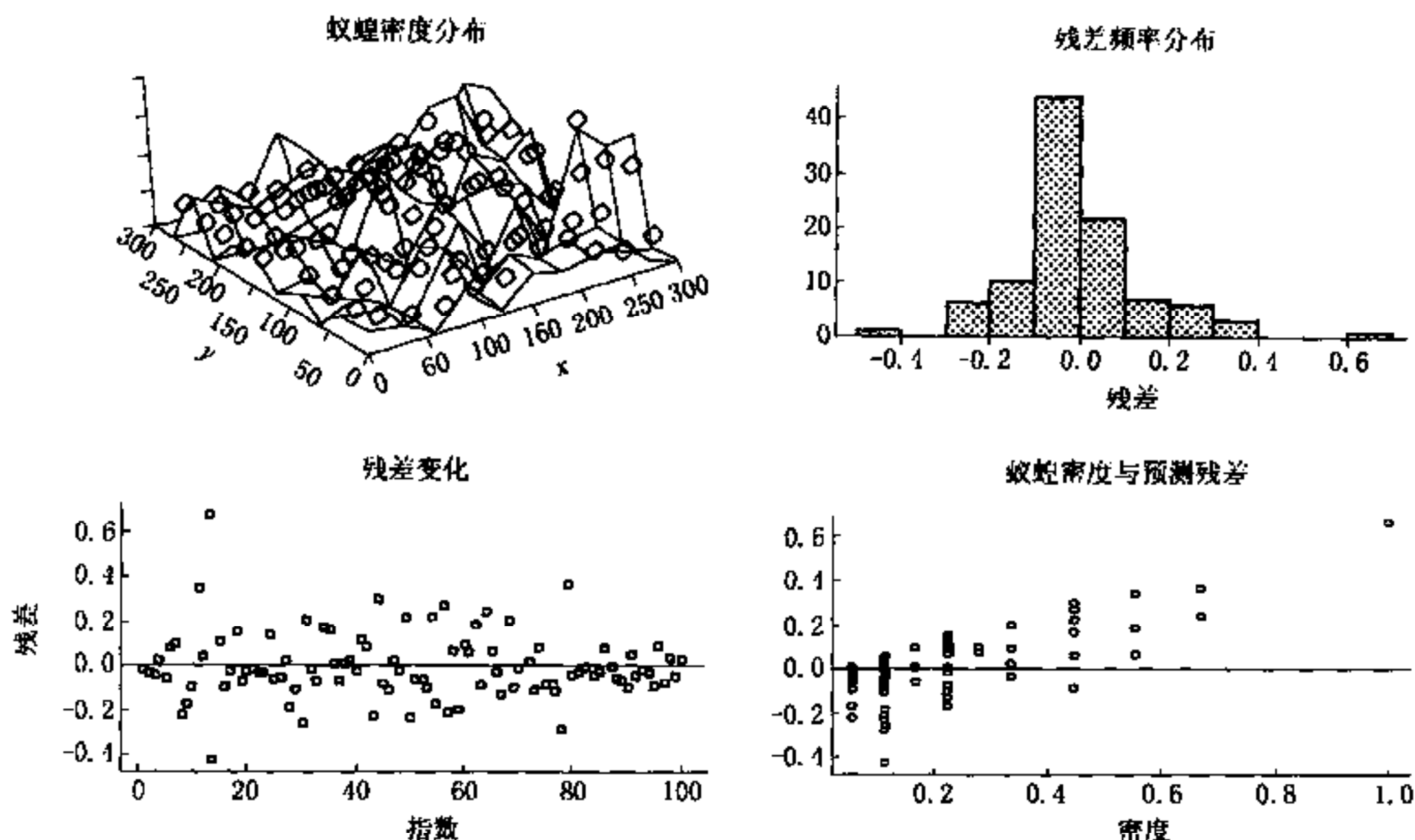


图 11-13 宽须蚁蝗密度的协同克立格插值结果

在半方差变异模型中,植被盖度的半方差拟合所用的是高斯模型,变程为 140m。宽须蚁蝗密度的半方差拟合使用的是球状模型,变程为 120m。对交叉检验方差利用高斯模型进行拟合。

从图 11-13 的插值结果可见,残差是随机变化的,符合正态分布,因而可认为协同克立格插值具有较高的精度。

11.3.3 植被盖度与 TM 图像数据的协同克立格分析

依据本章前面的分析,在 TM 图像数据中我们使用的是植被指数 NDVI。将植被盖度作为第一个变量,将 NDVI 作为第二个变量,使用 NDVI 对植被盖度进行空间插值。

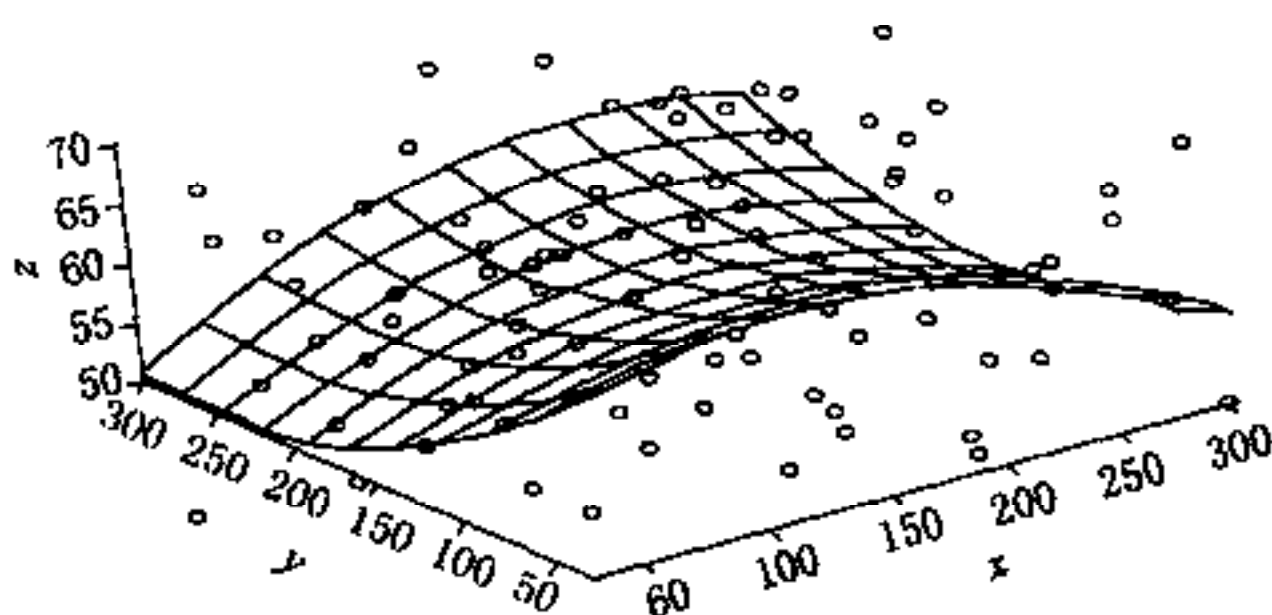


图 11-14 铁卜加样区植被盖度的二阶趋势面

图 11-14 铁卜加样区植被盖度的二阶趋势面

首先,对植被盖度进行趋势面分析。对一阶、二阶和三阶趋势面模型进行比较,虽然以二阶模型拟合的结果较好(图 11-14),但误差仍然比较大。

图 11-15 为植被盖度与 NDVI 的半方差变异图。图 11-16 为植被盖度的普通克立格分析结果。图 11-17 为利用 NDVI 数据对植被盖度进行协同克立格插值的结果,可以看出,它明显

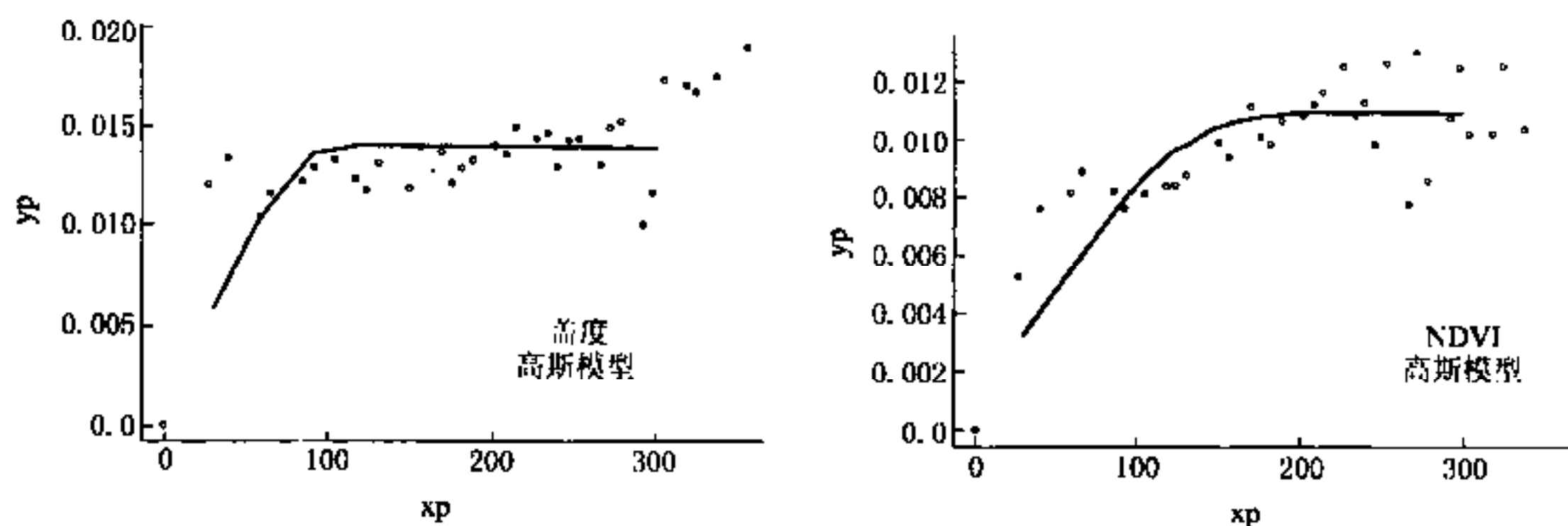


图 11-15 植被盖度与 NDVI 的半方差变异图

11.3.4 不同空间插值方法的比较

对以上所提到的不同插值方法,我们用 AIC 值(Akaike information criterion)对它们的插值结果进行了比较。一般而言,AIC 值越低,表明拟合程度越高。结果为:

宽须蚁蝗密度的趋势面分析:507.1

宽须蚁蝗密度的克里格分析:351.6

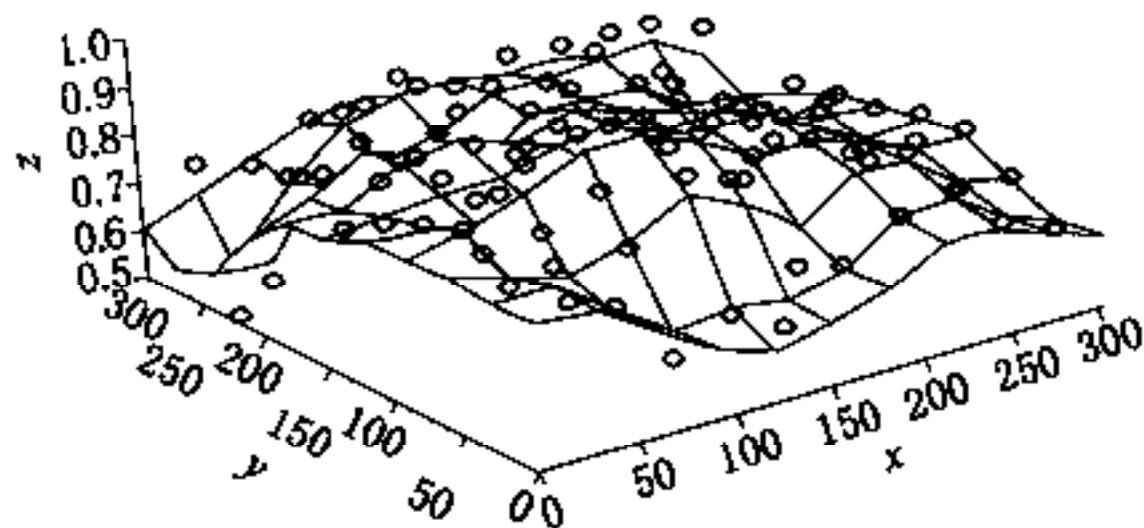


图 11-16 植被盖度的普通点克里格插值结果

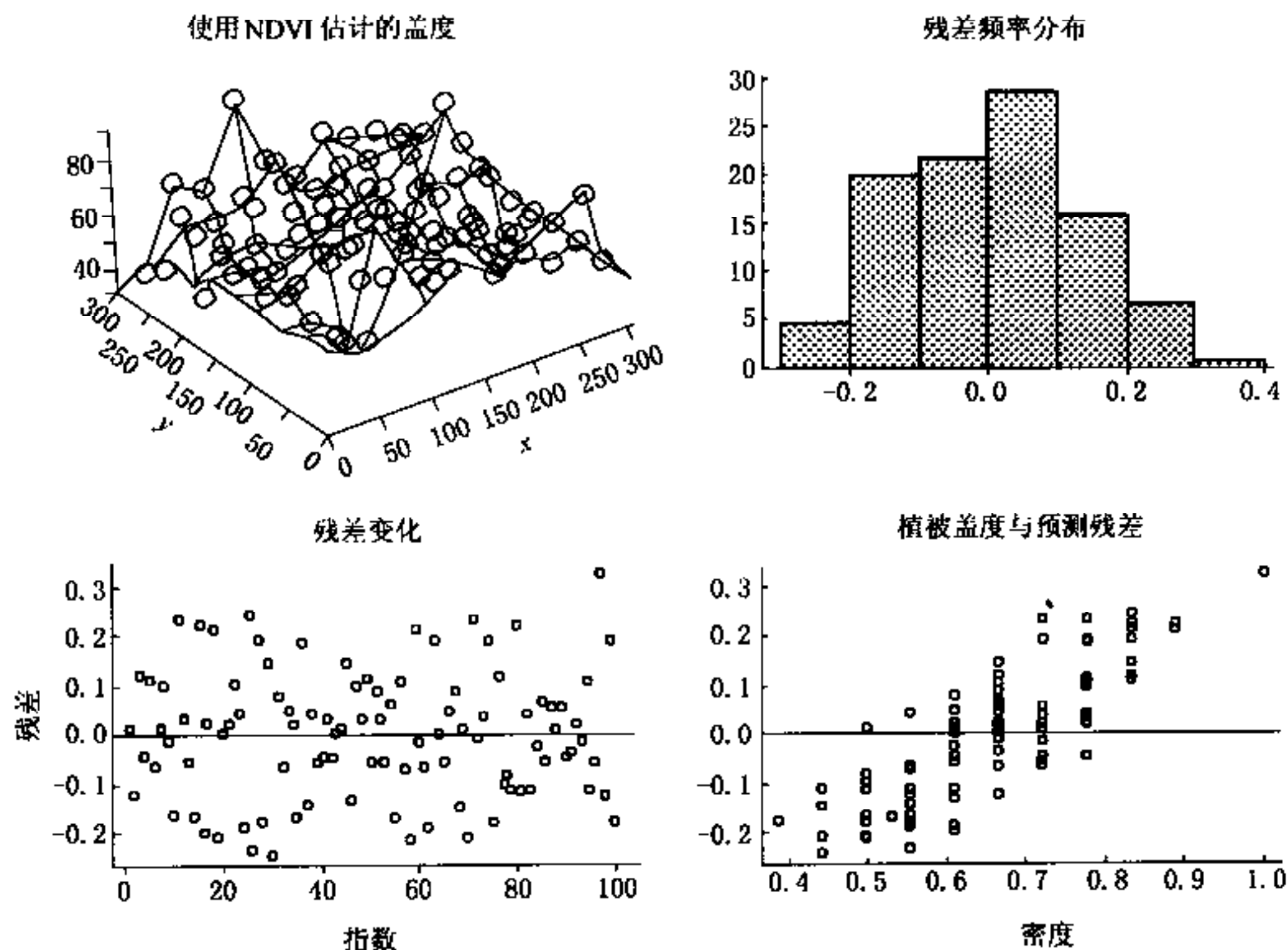


图 11-17 植被盖度的协同克里格插值结果

宽须蚁蝗密度的协同克立格分析:405.7

植被盖度的趋势面分析:747.6

植被盖度的克立格分析:125.2

植被盖度的协同克立格分析:136.6

可以发现,对于宽须蚁蝗密度和植被盖度数据,不同克立格分析方法对数据均有较好的拟合效果,但其拟合程度,以普通克立格分析方法为较高。例如,宽须蚁蝗密度的克立格分析的 AIC 值为 351.6,而其协同克立格分析的 AIC 值为 405.7。这一方面意味着,如果要获得更高的拟合程度,必须加大采样数量;另一方面也意味着,利用相关因素在空间上插值获得的结果的精度,并不高于研究对象本身的空间插值的精度(虽然增加采样数据可能会有所改善)。总之,就研究区的草地蝗虫而言,可以认为,遥感手段更适合于进行草地蝗虫生境类型的划分,并在此基础上对草地蝗虫的潜在发生区进行识别,而不适合于对草地蝗虫密度的空间分布规律进行详细的研究。

§ 11.4 草地蝗虫的监测模型及其分析

在前面所述的回归分析中,总是假设调查结果是正确和没有误差的,而且假设调查指标客观地反映了调查对象的特性。事实上,在数据的获取过程中不可避免地会存在误差。就草地蝗虫的预测而言,在蝗虫密度调查、植被盖度调查、遥感信息的提取以及样方的设置等环节均可能存在不同程度的误差。在这种情况下,即在含有误差数据的回归分析中,经典统计学方法的应用受到了限制,而需要使用新的方法,结构方程模型就是这类方法之一。

11.4.1 结构方程模型及其表示

结构方程模型是一种通用的、主要的线性统计建模技术。它假设各个因子之间具有各种复杂的因果关系;然后,试图在方差和协方差数据的基础上,通过线性方程系统来验证这种因果关系。多元回归、因子分析等方法只是结构方程模型的一种特例。

结构方程模型利用联立方程组求解,其最大的优点是没有很严格的假定限制条件,同时允许自变量和因变量存在测量误差。与多元回归等方法不同的是,该模型不仅能够处理有观测值的变量,而且能够处理有观察误差值的变量。

结构方程模型中的变量之间的相关关系通过线性结构方程进行逼近。由于现实问题的复杂性和非线性特点,这种方法并不试图对数据进行最好的拟合,而是试图利用模型来逼近真实问题,解释数据中的因果变化趋势,从而加深对问题的认识 and 解释,并为建立更好的模型提供参考。

单箭头 双箭头 方框 椭圆 结构方程模型总是从一个假设模型开始。初始模型可用通径图来表示,使用的符号包括如下 4 种

图 11-18 结构方程模型中的图形符号 (图 11-18):

- ① 单箭头:表示具有因果关系的两个变量;
- ② 双箭头:表示变量之间的方差和协方差(存在互相关);
- ③ 方框:表示显性变量(observed variables),即能够实际观测的变量;
- ④ 椭圆:表示隐性变量(latent variables),即没有或无法观测的变量,但对已经测得的变

量有影响。常被概括为因素或公共因素,用来代表一些不能被观测的抽象概念,也就是说,它们的含义通过观测到的变量(显性变量)来反映。隐性变量之间可以相关。一个隐性变量可以对其他的隐性变量产生影响。

11.4.2 数据预处理和误差

数据在分析前须经过标准化处理,统一到相同的量纲。在初始模型中,假设隐性变量的误差符合均值为0、方差为1的标准正态分布。模型结果用比较拟合指数 CFI(comparative fit index)进行检验,其取值范围为0到1,0.8或更高的值表示拟合效果较好。

用信息标准指数比较相同数据获得的不同模型的优劣。常用的指数是前面提到的 AIC 值,AIC 值越小,表明模型简约并拟合很好。但是,小到什么程度并没有检验的标准。一般而言,对于给定的自由度和独立模型,往往认为最小 AIC 值对应的模型较为适合。

模型的求解使用最大相似方法。为便于对比,在获得的结果中只标出了标准化回归系数。模型中使用的变量符号含义与第9章相同。

11.4.3 模型分析

有两个模型常用来与由结构方程所得到的模型进行比较。一个是饱和模型,指完全拟合数据的模型;另一个是独立模型,是假设观察数据彼此不相关情况下的模型。如果得到的模型是这两个模型之一,可以认为该模型是假的,需要重新建立模型。结构方程模型的测度总是在拟合优度和简单拟合之间进行平衡。很难找到一个既能测定模型的简单性,又能测定模型拟合优度的测度方法。在实际工作中,人们往往宁可接受拟合稍差的简单模型,也不愿采用完全拟合的复杂模型。

1. 草地蝗虫与植被指标的关系模型

图 11-19 所示为铁卜加样区宽须蚁蝗密度与植被指标之间的模型,它假设各个植被指标之间是相互影响的,但植被指标单独地影响着宽须蚁蝗的密度。该模型的 CFI=1.0,属于饱和模型。AIC 值为 88.0,远小于独立模型的 AIC 值(647.7)。在回归系数中,优良牧草重量(mc1)最大,这与第9章回归分析所获得的结果是一致的。盖度(gd)的回归系数为负值,与相关系数的符号不同。由此可见,即使该模型的拟合程度较高,但也不适于实际应用。

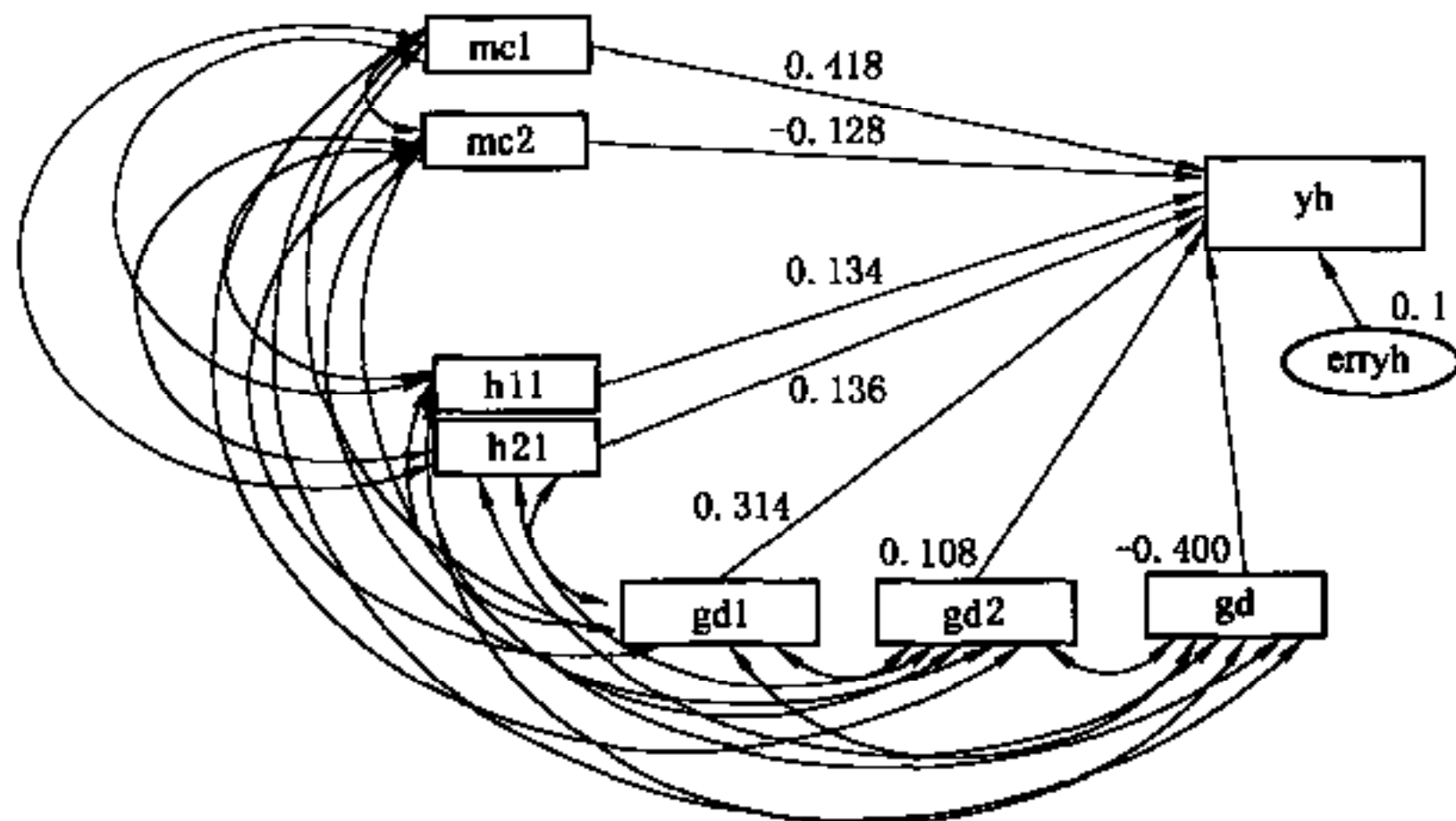


图 11-19 铁卜加样区宽须蚁蝗的密度与植被指标的结构方程模型(1)

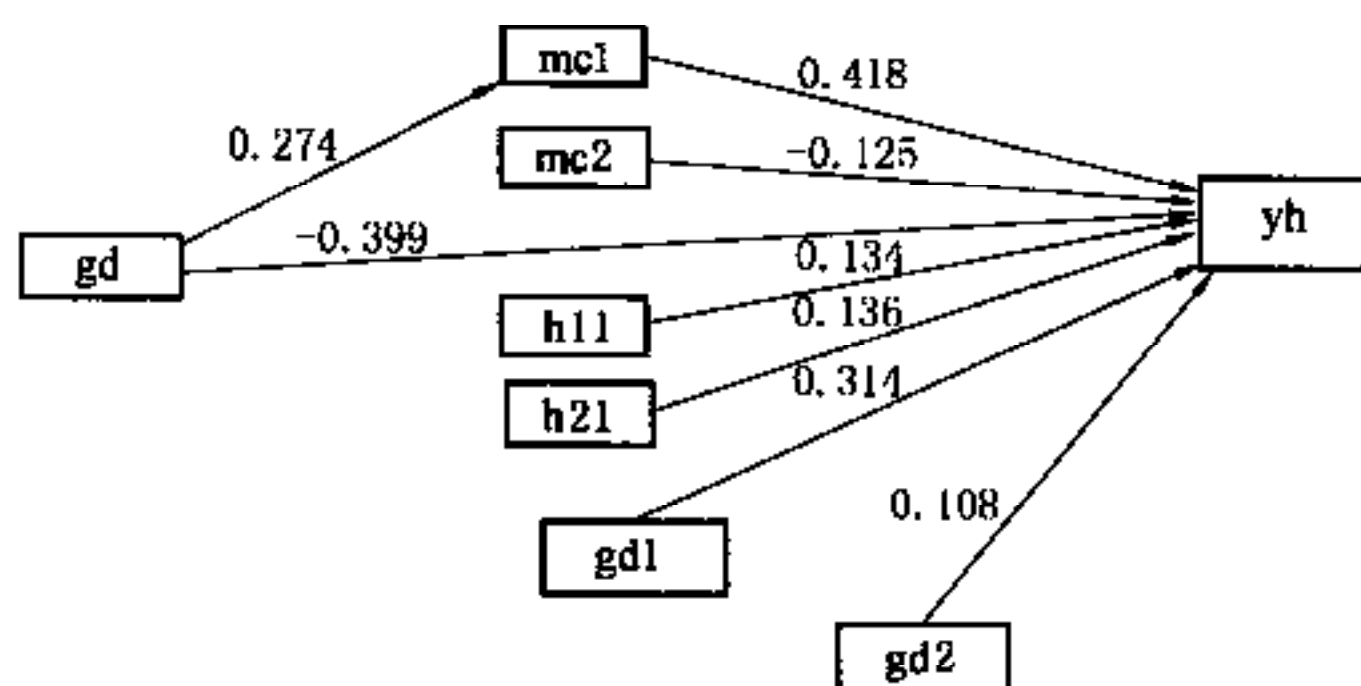


图 11-20 铁卜加样区宽须蚁蝗密度与植被指标的通径分析模型

图 11-20 为采用相同数据的通径分析的结果。通径分析在多元回归分析的基础上进行,通过分解相关系数来寻找自变量影响因变量的路径。从图中可看见,就植被群落结构而言,优势种分盖度对宽须蚁蝗密度的影响要大于次优势种分盖度。总盖度呈现出双重作用:一方面,它直接影响着宽须蚁蝗的密度,盖度大,宽须蚁蝗密度有减小的趋势;另一方面,盖度

通过优良牧草影响宽须蚁蝗的密度。盖度大,优良牧草多,提供的食物较多,从而使得宽须蚁蝗的密度增大。

图 11-21 是对图 11-19 模型的修改,其中加入了误差变量(变量名称以 err 开头)。该模型假设植被盖度对宽须蚁蝗密度的影响间接地表现在三个指标上,即优良牧草重量(mc1)、优势种分盖度(gd1)和次优势种分盖度(gd2)。计算结果表明,模型的 CFI 值为 0.976,表明拟合程度较好。模型的 AIC 为 83.4,低于饱和模型(88.0),因此可认为,该模型是一个可以接受的简约模型。

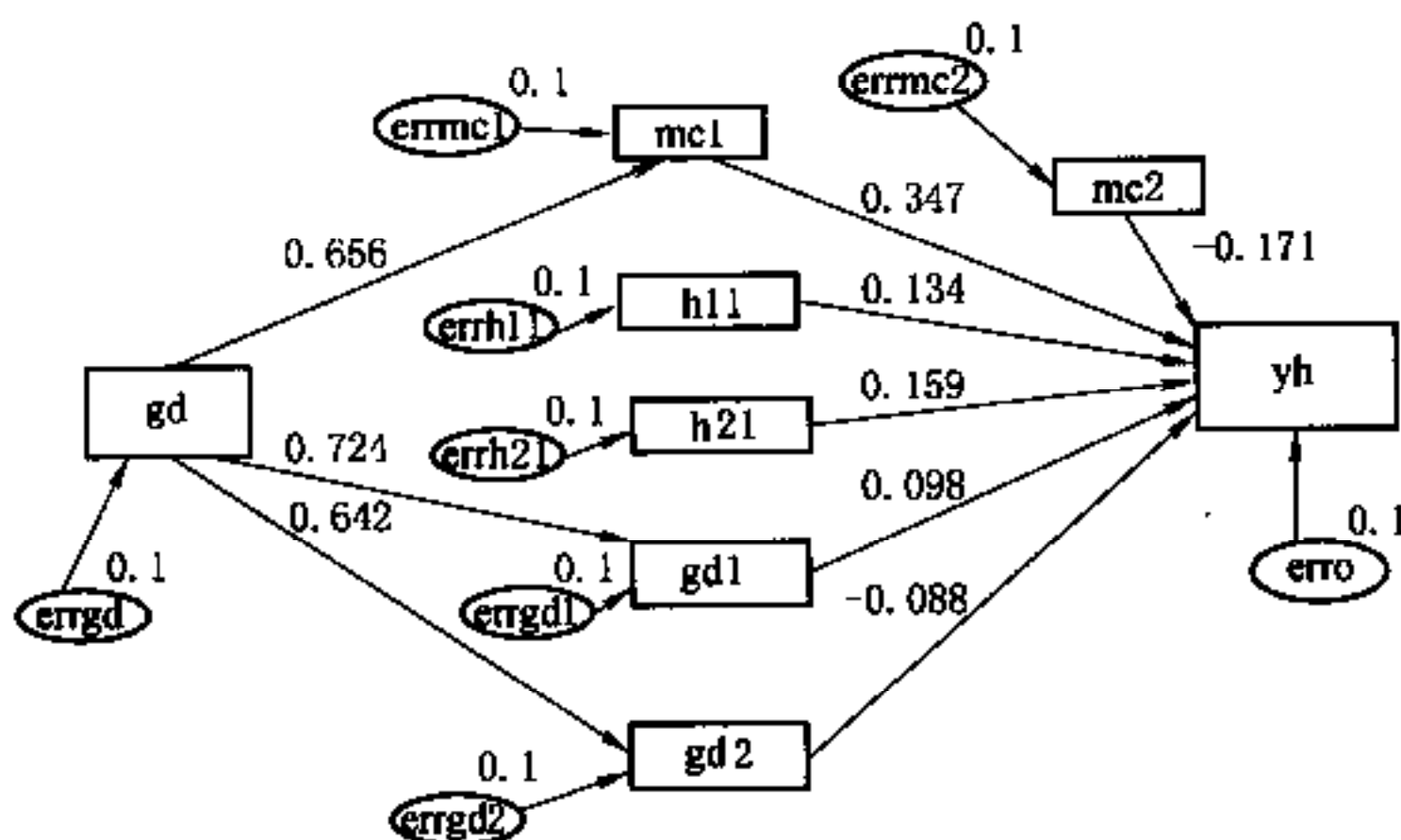


图 11-21 铁卜加样区宽须蚁蝗密度与植被指标的结构方程模型(2)

从图 11-21 的回归系数来看,加入误差后,对宽须蚁蝗密度影响最大的仍然是优良牧草重量,而且毒杂草重量的影响仍然是负的。但是与饱和模型相比,植被分盖度的作用降低了,而植株高度的作用提高了。如果在模型中保留盖度对宽须蚁蝗密度的直接作用,其回归系数为 -0.417。与通径分析结果不同,盖度与优良牧草重量之间的关系大于盖度与宽须蚁蝗密度的关系,表明盖度对宽须蚁蝗密度的影响更多的是间接方式,而不是直接方式。

2. 草地蝗虫密度的遥感监测模型

根据本章第 2 节和第 3 节的分析,在使用遥感技术监测草地蝗虫发生时涉及 5 种基本指标,即蝗虫密度、植被盖度、生物量、遥感图像的植被指数 NDVI 和 RVI。依据蝗虫-蝗虫生境-遥感图像的关系,我们确定了青海湖西侧地区主要指标之间的作用关系图

(图 11-22)。

模型假设蝗虫密度(md)可以通过植被盖度(gd)和植被生物量(bio)两个指标来预测。盖度和生物量则可以通过遥感图像的植被指数 NDVI 和 RVI 来获取。其中,蝗虫密度、盖度、生物量、NDVI 和 RVI 均存在测量误差。

模型得到的 $CFI = 0.885$, 表明模型对数据拟合得较好。AIC 值为 72.2, 大于饱和模型的值(40), 远小于独立模型的值(275.3), 表明该型是可以接受的。

从回归系数来看,在考虑存在误差的情况下,盖度与 NDVI 关系最为密切,而生物量与 RVI 关系最为密切。对于蝗虫密度而言,生物量与蝗虫密度关系大于盖度与蝗虫密度的关系。依据本章前面所述的植被指标与蝗虫密度的回归分析可知,盖度与蝗虫密度的关系不如生物量与蝗虫密度的关系,这是在假设调查数据不存在误差的情况下所得出的结果。如果考虑到在盖度和生物量两个指标中存在着调查误差,而且用目估方法所获得的盖度值具有更大的不确定性,那么,这里结构方程模型得到的结果要比回归分析的结果更为合理。另外,已有的研究表明,RVI 与不同草地类型的植物鲜重有较好的相关关系,此指标具有较好的适用性。据此可以认为,使用遥感图像数据的 RVI 指数,并利用生物量对草地蝗虫的发生进行监测,不失为一种较好的方法。

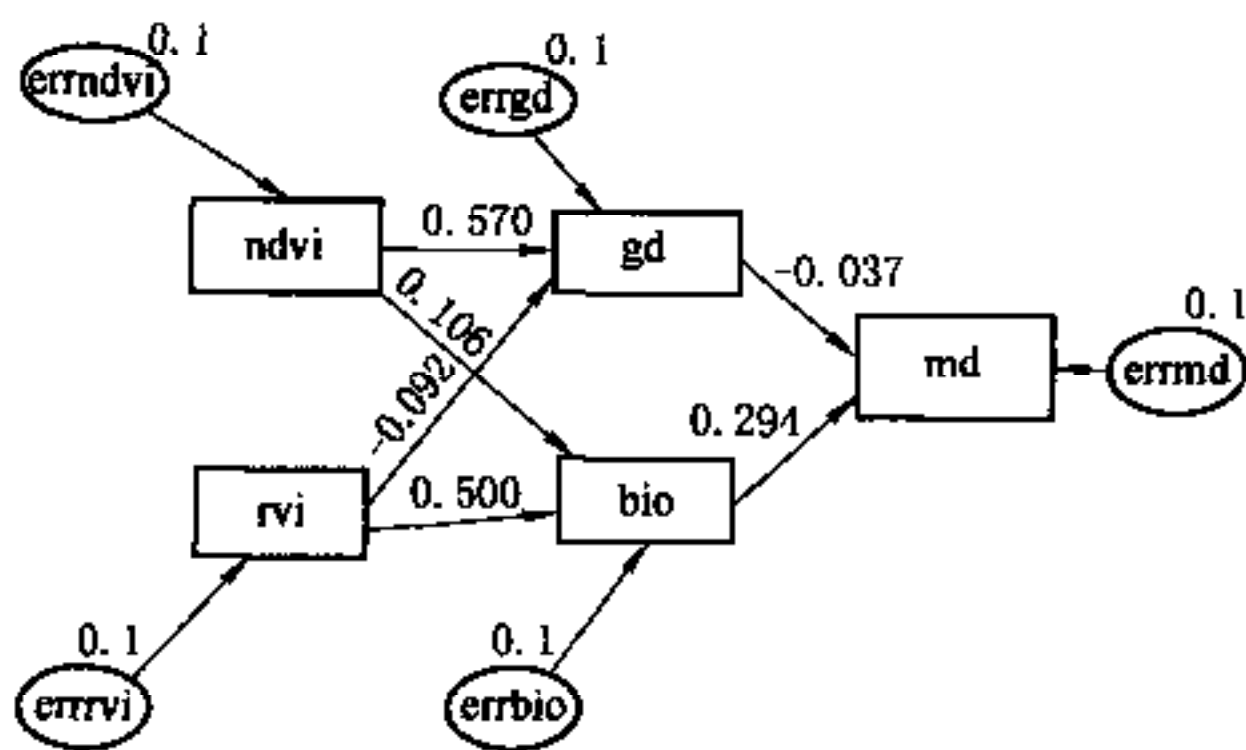


图 11-22 青海湖西侧地区草地蝗虫密度遥感监测的结构方程模型

§ 11.5 数据与模型中的误差及其改进方法

在数据分析和模型的建立中,存在着各种来源的误差,这使得分析结果具有一定的不确定性^[8]。在本项研究中,这些误差包括空间定位配准误差、数据采样误差及模型误差等。其中,空间定位配准误差是最重要的误差。

11.5.1 误差的类型

1. 空间定位配准误差

在遥感图像中,由于如下的原因,较难准确地获得单个像元的灰度值^[9]:

- 1) 航空相片的像元不同于卫星相片,利用航空相片绘制的地形图并不总是适用的;
- 2) 遥感图像中的像元基本上是矩形,但是实际的地物一般不是矩形;
- 3) 地理编码或图像纠正,可能会改变图像中像元的排列,使之偏离地表的参考数据;
- 4) 除了高精度的 GPS 外,目前还没有更好的获取地面控制点坐标(GCP)的方法。

在 2000 年,美国解除了对民用 GPS 精度的封锁,使获得较高精度的 GPS 数据成为可能。对比 1999 年和 2000 年 GPS 的结果,前者的误差为 30 ~ 50m,后者的误差为 10 ~ 16m。依据测绘对 GPS 坐标精度的要求,即 1:50000 地图为 15m,可以认为使用 GPS 进行图像配准纠正

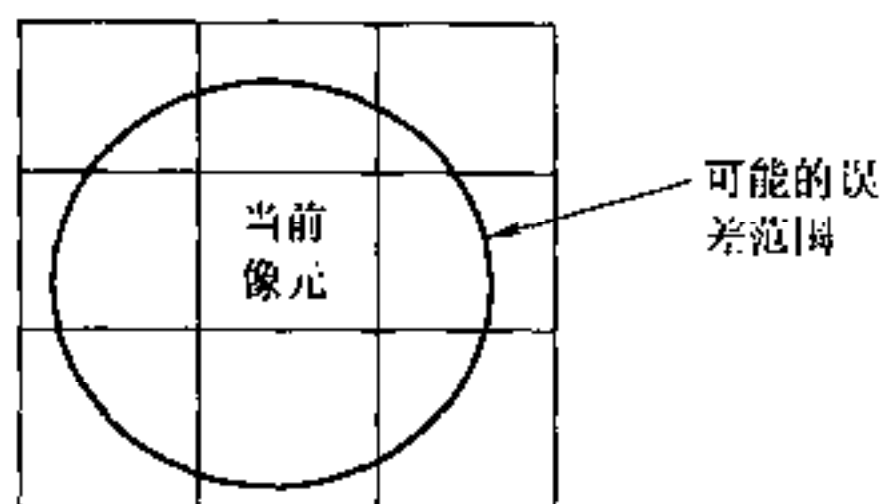


图 11-23 TM 图像像元的误差范围

是可行的。

本项研究中, TM 图像的配准误差平均为 0.6071 个像元, 最大误差为 0.98 像元。考虑到 TM 图像一个像元的大小为 30m, 如果加上 GPS 测定本身的误差, 那么样点定位中可能的误差为 46m, 即与正确值的最大偏差大致是一个像元(图 11~23)。由于无法获得更高精度的 GCP 数据, 遥感信息的提取可以采用如下方法:

- ① 使用当前像元值;
- ② 分别使用当前像元周围的 8 个像元值, 与使用当前像元值的结果进行对比;
- ③ 使用相邻 8 个像元的平均值作为当前像元的灰度值;
- ④ 使用相邻 8 个像元的加权平均值作为当前像元的灰度值, 并定义中心像元的权系数为 $1/2$, 相邻 8 个像元中每个像元的权系数为 $1/(2 \times 8)$;

研究表明, 使用 3×3 的像元要比使用单个的像元更容易定位, 同时可最大程度地减少遥感图像纠正带来的问题, 这是获取像元值的常用方式^[9], 也是本研究所使用的方法。

2. 数据误差

数据误差主要包括蝗虫捕捉上的误差、样方定位上的误差, 以及植被指标调查上的误差。野外实验表明, 使用捕虫网捕捉蝗虫, 其蝗虫密度误差为 $1 \sim 3$ 头/ m^2 。这样的误差在蝗虫密度高的情况下不很突出, 但在蝗虫密度低的情况下将对分析的结果产生很大影响。样方定位误差主要涉及样方在区域中的代表性, 这与调查人员的经验有很大关系。在植被指标调查误差中, 植被盖度的误差可能是最大的, 一般来说, 不同人员对植被盖度的目估, 其差别可达 $5\% \sim 10\%$ 。

以上的数据误差直接影响着相关模型的可用性。这是因为, 在回归分析中, 总是假定回归方程中用到的变量不存在测量误差。就一元回归而言, 如果因变量的误差与自变量相关, 普通的最小二乘法将低估方程的斜率。虽然使用工具变量可以在一定程度上纠正误差带来的问题, 但是如何寻找并确定工具变量会成为另外一个问题^[10]。结构方程模型对误差问题能作出较好的处理, 使用的加权回归或最大相似回归可以在一定程度上解决误差上的问题, 但是这类模型只限于解决线性问题, 不适于处理非线性问题。如何更好地解决模型中的误差问题仍有待于进一步研究。

3. 与模型有关的误差

与模型有关的误差, 主要包括数据转换误差、计算误差和模型参数选择带来的误差。

对于数据分析中的数据转换问题, 不同的人往往持有不同的意见。一种意见是, 如果使用的数据不符合正态分布, 那么数据必须转换为正态分布。这种转换改变了数据尺度, 因而使得结果难以解释。此外, 如果使用非对数转换方法, 转换往往不是可逆的, 这给结果的应用带来困难。另外一种意见是, 分析结果仅作为参考, 并不一定要有很大的精确性, 所以只有在十分必要的情况下才进行数据转换。至于在什么情况下需要转换, 取决于使用者的专业要求。我们偏向于第二种意见。实际上, 计算误差对于模型来说并不是很重要。就草地蝗虫监测模型来说, 其精度要求是一位小数, 这在计算机上达到这样的精度是不成问题的。

模型参数选择带来的问题比较明显。例如在克立格分析中, 使用某个模型参数得到的

变程可能是 100m,而利用另外一种参数得到的变程则可能是 150m,因此最后的结果往往是一个范围值。

11.5.2 误差的改正方法

针对以上提到的误差及其产生的原因,我们提出如下减少或避免误差的途径:

(1) 使用比例尺更大的地形图

应尽可能使用最新的大比例尺地形图。在环青海湖地区的研究中,我们使用的是 1:50000 地形图。实践表明,这样比例尺的地形图虽然基本适用,但如要获取更详细的局部地形变化信息则显得很不够。因此,进一步的工作必须使用比例尺更大的地形图以及大比例尺航空相片。

(2) 使用高精度的 GPS 进行定位

大比例尺地形图由于更新周期较长,因而现势性往往较差。如果能够使用差分方法进行 GPS 定位,则无疑会显著提高遥感图像的空间匹配精度。对于区域性详查研究来说,高精度的 GPS 定位更是不可缺少的。

(3) 使用空间分辨率更高的遥感图像

从空间分辨率高的遥感图像上能更精细地提取或反演地物光谱特征,这是建立草地蝗虫高精度遥感监测模型的重要前提。

(4) 采用更多的调查指标和调查数据

无论是统计学模型还是空间统计模型,均需要大量的调查数据。因此,大范围地区的多指标、多样方的调查数据,无疑将显著地提高监测模型的精度,并提高模型的可用性。

§ 11.6 草地蝗虫遥感监测的步骤

基于遥感技术对草地蝗虫的发生进行监测,其基本途径是利用遥感图像数据监测蝗虫生境的变化,进而实现对蝗虫种群密度的预测。具体步骤和数据流程详见图 11-24。

在草地蝗虫发生的监测中,对于生境中的植被指标而言,重点是确定遥感数据与植被盖度和生物量之间的关系。前面的分析已表明,可以使用两种方法,即不考虑空间位置的相关分析法和考虑空间位置的协同克里格法。比较而言,两种方法各有其优缺点。相关分析法的优点是能用来外推,缺点是预测精度不高。协同克里格法具有较高的预测精度,但获得的模型不具有外推性,即每次建立模型时都要重新调查数据。研究表明,如果要想实现一般性监测,可以使用相关分析法;但如果要进行详细监测,最好使用协同克里格法。

在 TM 图像数据中,可以用原始图像数据所发展出来的植被指数来间接监测地表植被的盖度和生物量。在两种形式的植被指数中,就植被盖度而言,使用 NDVI 的效果较好;就生物量而言,则使用 RVI 的效果较好。从 TM 图像的植被指数—地表植被—草地蝗虫的关系来说,使用植被指数 RVI 并通过植被的生物量来监测草地蝗虫,其效果更好些。

草地植被的盖度和生物量对草地蝗虫的密度均有较大影响,而且它们之间的关系是非线性的。就一种植被类型而言(如高寒草原),盖度和生物量与草地蝗虫密度的关系可能不太明显;但就区域性变化而言,盖度和生物量与草地蝗虫密度的关系则比较明显。这似乎表明,使用遥感技术进行草地蝗虫的监测更适合于区域性尺度的研究。

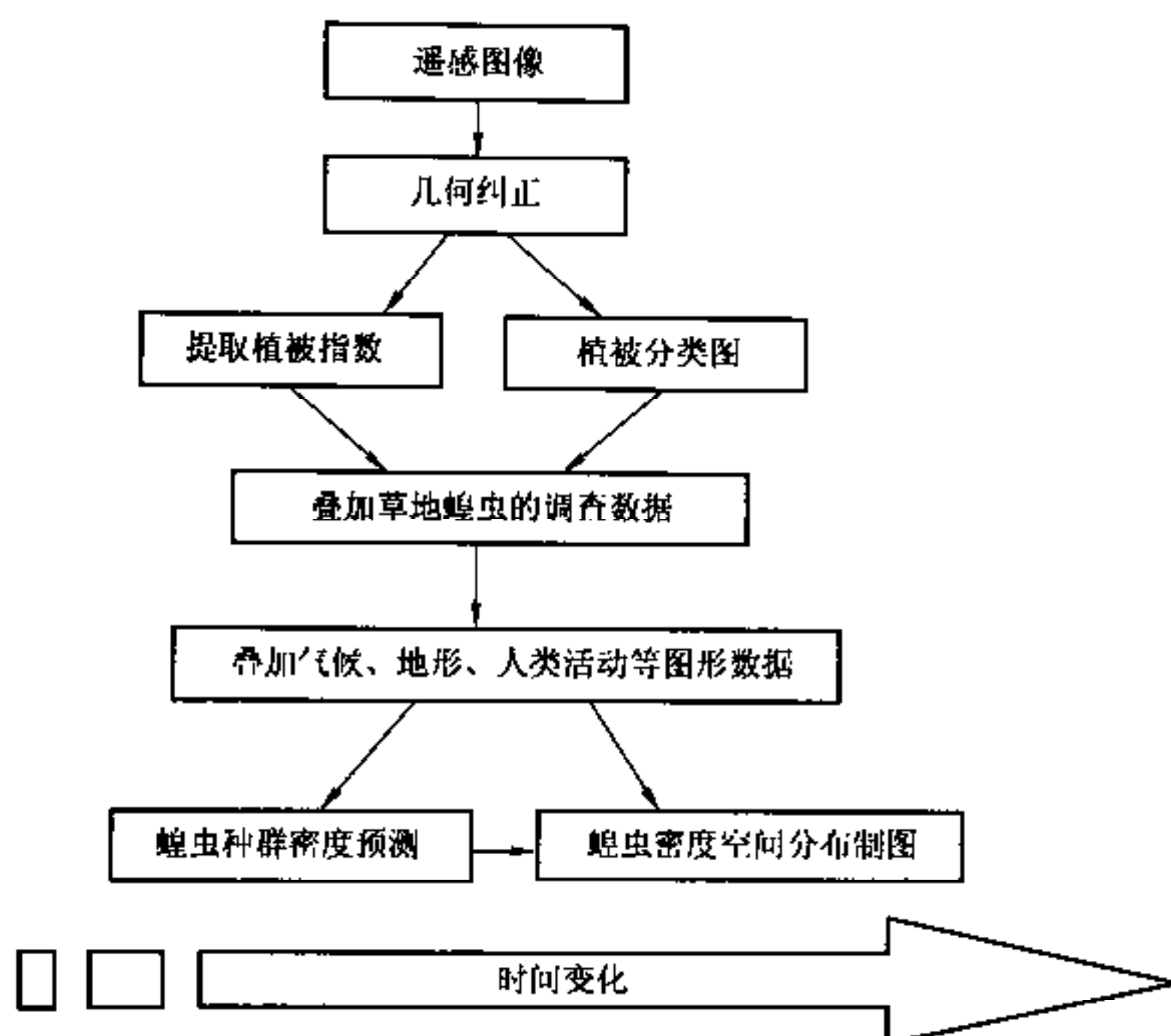


图 11-24 草地蝗虫发生的遥感监测数据流程

由于调查指标和调查数据存在着不确定性,以及因不同时段蝗虫对生境的依赖程度有所不同,利用遥感技术精确地预测草地蝗虫的种群密度一般是难以实现的。尽管如此,我们仍然可以利用建立的模型来识别和区分草地蝗虫可能发生的区域。在识别和区分此类区域的过程中,可使用蝗虫密度的分级值。其好处是,由于消除了种群密度的微小差异,因而有助于提高预测的精度。

为了进一步提高草地蝗虫遥感监测的精度,今后应从以下几个方面进行努力:

- ① 按照草地蝗虫的生命周期,选择在时段上与之匹配的遥感图像;
- ② 根据监测区域的大小和监测精度的要求,选择和使用相应空间分辨率的遥感图像;
- ③ 进一步改进和完善遥感图像与草地蝗虫生境要素的相关关系模型或协同克里格模型;
- ④ 利用所建立的预测模型按不同时段对草地蝗虫的发生进行预测;
- ⑤ 利用像元分解技术来提高遥感信息的“纯度”,以便提高所建立的相关模型的精度;
- ⑥ 采用精度更高、波长范围更大、视场更宽的野外地物测定光谱仪,以便为遥感图像数据与草地蝗虫生境要素数据的相关分析提供精度更高、更适用的地物光谱数据。

§ 11.7 草地蝗虫的监测与预警系统

11.7.1 草地蝗虫监测与预警系统的构成

在 1997—1999 年环湖地区野外调查和研究的基础上,我们又进一步尝试建立草地蝗虫的监测与预警系统,即自动遥感站(autonomous remote sensing station)。它由以下几个部分组成(图 11-25):

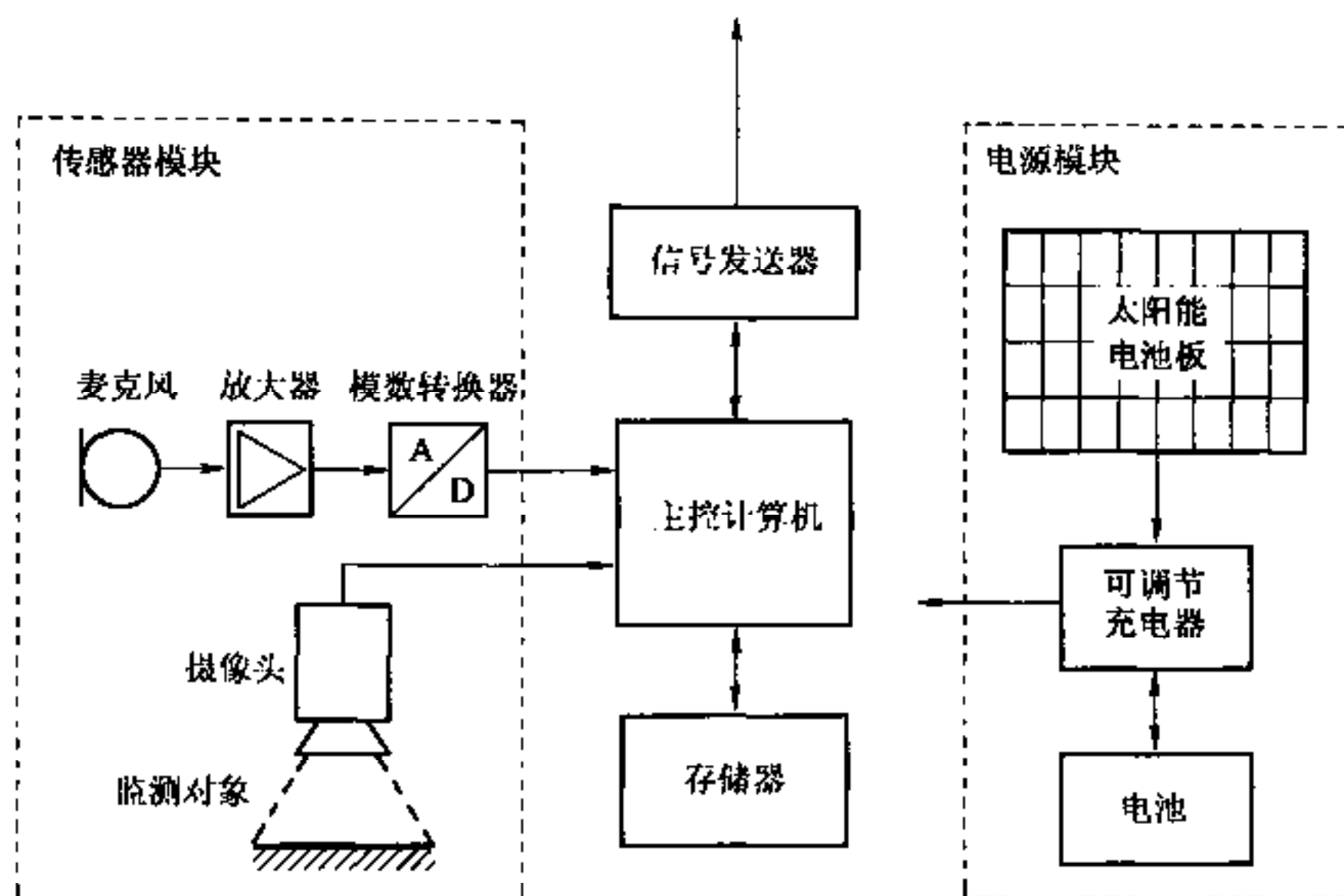


图 11-25 自动遥感站的结构示意图

1. 蝗虫发声监测装置(acoustical detection)

该装置包括：①型号为 NEUMANN KM 130 的高灵敏度麦克风；②放大器；③数字记录仪。将这些装置安放在经常有蝗虫发生的生境地点。试验表明，该装置能监测到 180m 半径范围内的蝗虫所发出的声音。这样，有经验的蝗虫技术人员就可能通过对声音的鉴别，去辨别蝗虫的种类。诚然，数字记录仪也会接受到不属于蝗虫声音的噪声，但借助相关数字音频处理软件，装置可识别出这类噪声，并将其去除。

2. 蝗虫图像监测装置(visual detection)

该装置也称 CCD 摄像头，实际为数码相机，其焦距为 50mm。它可安放在距地面不同的高度上，具体高度根据监测效果进行调节。实地试验表明，如果选择草地稀疏或无植被的局部地点进行这类监测，或者在监测时地面铺设一块白纸或浅色木板，则效果更好。这是因为，在白纸或浅色木板上温度较周围的草地要高，蝗虫趋向于跳到这些白纸或浅色木板上，因而可更清晰地对它们进行监测。1999 年 8 月在环湖地区的试验结果见图 11-26。

3. 主控计算机

主控计算机实际上是一台笔记本电脑，它用于对所监测到的蝗虫音频信号和图像信号进行存储和处理。该计算机装载了一套专用软件(德国 OPTIMAS 公司的 OPTIMAS 6.2)。采用适当的滤波参数，计算机可自动输出蝗虫的头数及其密度。

4. 信号发送器(data transmission)

信号发送器的功能，是将经过计算机自动处理的草地蝗虫的音频信号和图像信号发送(即传递)到蝗虫监测中心。这样，监测中心的技术人员就可通过对这些信号的分析，对蝗虫的发生情况及其程度进行判断。

信号发送可采取以下两种方式：

① 通过高频无线电直接进行发送。如果监测中心所在地的位置高于监测地点，或在监测中心可直接俯视到监测地点，在这种情况下最好选择这种信号发送方式。然而，这种方式

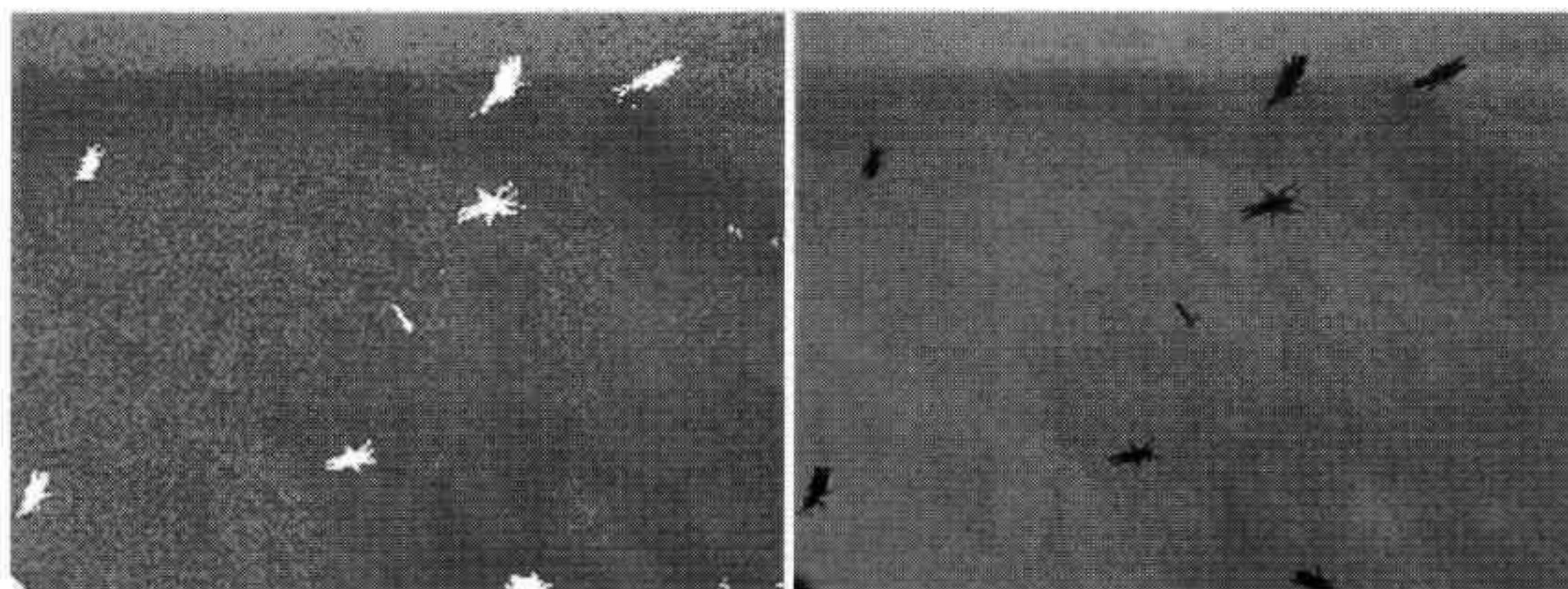


图 11-26 草地蝗虫的数字图像

(左图为用数码相机在野外获取的草地蝗虫图像;右图为在室内进行自动识别后获得的草地蝗虫数字图像)

是否适用,还有赖于监测地点的周围环境,监测地点与监测中心之间的距离远近,所使用的频率高低,以及信号发送器的功率大小。由于只需要价格较低的普通通讯软件,因此这种信号发送方式的成本较低。

② 通过低轨道通信卫星或地球同步卫星进行发送。如果监测地点离监测中心很远,必须通过低轨道通信卫星或地球同步卫星进行发送。低轨道通信卫星如 Globalstar、Orbcom、TUBSAT,它们的数据传输速率较小,但数据传输成本较低。此外,在数据传输延迟方面可能长达若干小时,具体延迟时间的长短取决于卫星的轨道高度及系统所用的卫星数目。然而,这类延迟对预警的结果不会产生太大影响,因为对于草地蝗虫发生的预警来说,不必提供完全实时的信息。

如果需要提供草地蝗虫发生的实时信息,可采用 INMARSAT 之类的地球同步卫星。对于这类卫星而言,需要建立专用的地面通信设施,后者安装有指向卫星的便携式天线。这类设备尽管具有实时和快速数据传输的优点,但成本太高。

究竟选用什么信号发送方式,取决于具体要求、监测地区的具体情况,以及财力状况。

11.7.2 草地蝗虫监测与预警系统的应用

如前所述,草地蝗虫监测与预警系统的主要部分,是与一个或若干个监测中心(control centre)相连接的自动遥感站(autonomous remote sensing station),此遥感站由计算机加以自动控制。在环湖地区,可按上述方法在主要的草地蝗虫生境类型上安装这种设施。所有自动遥感站,均用安装有可充电电池的太阳能电池板作为其能源。同时,每个自动遥感站均安装有与小型主控计算机相连的数码相机和麦克风传感器。在操作时,计算机可对数字影像和环境噪声进行分析。操作时间可限定在白天,此时太阳能电池板可获得太阳能,而且草地蝗虫也正处于活动状态。一旦计算机辨别出的声音类似于草地蝗虫发出的声音,同时在由数码相机监测的参照白板上出现的一些东西,其大小和形状类似于草地蝗虫,计算机便会及时向监测中心发回信号。此时,监测中心的技术人员便可向现场的计算机发出要求发送回图像信息或音频信息的指令,以便对这些信息做出分析。如果监测中心的技术人员断定监测

地点蝗虫出现的情况较为严重,便可及时采取措施。尽管自动遥感站计算机中存储的数据会较大,但实际所传输的数据仅限于为数不多的指令所要求的数据。只有在必须的情况下,才需要传输数据量较大的图像或音频信息。

应指出的是,我们所研制的上述草地蝗虫监测与预警系统尚属原型系统,有待进一步加以完善。更重要的是,有待在今后的实际运行中对其进行检验和改进,以使其尽早达到实用化水平。

参 考 文 献

- [1] 梅安新,彭望碌,秦其明等. 遥感导论. 北京:高等教育出版社,2001
- [2] 陈述彭,赵英时. 遥感地学分析. 北京:测绘出版社,1990
- [3] 李建龙,黄敬峰,王秀珍. 草地遥感. 北京:气象出版社,1997
- [4] Kauth R J, Thomas G S. The tasseled cap a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. IEEE symposium Proceedings of Machine Processing of Remotely Sensed Data, 1976
- [5] 彭望碌. 遥感数据的计算机处理与地理信息系统. 北京:北京师范大学出版社,1991
- [6] Leecaster M. Spatial distribution of surficial grain size. Southern California Coastal Water Research Project 7171. Fenwick Lane, Westminster. CA92683-5218, 1992
- [7] David M. Geostatistical ore reserve estimation. Amsterdam; Elsevier, 1977
- [8] 史文中. 空间数据误差处理的理论与方法. 北京:科学出版社,1998
- [9] Congalton R G, Green K. Assessing the accuracy of remotely sensed data; principles and practices. New York: Lewis Publishers, 1999
- [10] R S 平狄克, D L 鲁宾费尔德. 计量经济模型与经济预测. 钱小军等译. 北京:机械工业出版社,1999

附录

附录 1 环青海湖地区常见蝗虫名录

宽须蚊蝗	<i>Myrmeleotettix palpalis</i> Zub.
狭翅雏蝗	<i>Chorthippus dubius</i> Zub.
小翅雏蝗	<i>Chorthippus fallax</i> Zub.
鼓翅皱膝蝗	<i>Angaracris barabensis</i> Pall.
红翅皱膝蝗	<i>Angaracris rhodopa</i> F. - W.
李槌角蝗	<i>Gomphocerus licenti</i> Chang
毛足棒角蝗	<i>Dasyhippus barbipes</i> F. - W.
短星翅蝗	<i>Calliptamus abbreviatus</i> Ikorn.
白边痂蝗	<i>Bryodema luctuosum luctuosum</i> Stoll
轮纹异痂蝗	<i>Bryodemella tuberculatum dilutum</i> Stoll

附录 2 环青海湖地区常见植物名录

二画

二裂萎陵菜	<i>Potentilla bifurca</i>
-------	---------------------------

三画

小叶忍冬	<i>Lonicera microphylla</i>
小嵩草	<i>Kobresia parva</i>
马尿泡	<i>Przewalskia tangutica</i>
马蔺	<i>Iris ensata</i>

四画

火绒草	<i>Leontopodium heteropappus</i>
双叉细柄茅	<i>Ptilagrostis dichotoma</i>
中华隐子草	<i>Cleistogenes chinensis</i>
毛茛	<i>Ranunculus japonicus</i>
甘肃马先蒿	<i>Pedicularis kansuensis</i>

五画

兰石草	<i>Lancea tibetica</i>
兰花棘豆	<i>Oxytropis coerulea</i>
头花杜鹃	<i>Rhododendron capitatum</i>
东方风毛菊	<i>Saussurea obvallata</i>
白草	<i>Pennisetum flaccidum</i>
艾菊	<i>Tanacetum tenuifolia</i>

六画

米口袋	<i>Gueldenstaedtia multifolia</i>
达乌里胡枝子	<i>Lespedeza dahurica</i>
达乌里龙胆	<i>Gentiana dahurica</i>
多花胡枝子	<i>Lespedeza floribunda</i>
多枝黄芪	<i>Astragalus polycladus</i>
多裂萎陵菜	<i>Potentilla multifida</i>
多裂独活	<i>Heracleum millefolium</i>
异燕麦	<i>Helictotrichon Schellianum</i>
异叶青兰	<i>Dracolephalum heterophyllum</i>
异穗苔草	<i>Carex heterostachys</i>
异针茅	<i>Stipa aliena</i>
优若藜	<i>Eurotia ceratoides</i>
羊茅	<i>Festuca ovina</i>
冰草	<i>Agropyron cristatum</i>
华扁穗草	<i>Blysmus sinocompressus</i>
西北利亚蓼	<i>Polygonum sibiricum</i>
灰绿藜	<i>Chenopodium glaucum</i>

七画

克氏针茅	<i>Stipa krylovii</i>
阿尔泰紫菀	<i>Aster altaicus</i>
阿尔泰狗娃花	<i>Heteropappus altaicus</i>
阿拉善马先蒿	<i>Pedicularis alaschanica</i>
乳白香青	<i>Anaphalis lacteal</i>
芨芨草	<i>Achnatherum splendens</i>
麦瓶草	<i>Silene conoidea</i>
沙蒿	<i>Artemisia desertorum</i>
沙蓬	<i>Agriophyllum arenarium</i>
冷蒿	<i>Artemisia frigida</i>

八画

刺儿菜	<i>Cephalanoplos segetum</i>
细叶龙胆	<i>Gentiana chingii</i>
细叶铁线莲	<i>Clematis aethusaefolia</i>
细柄茅	<i>Ptilagrostis mongholica</i>
线叶嵩草	<i>Kobresia capillifolia</i>
波伐早熟禾	<i>Poa poophagorum</i>
披针叶黄华	<i>Thermopsis lanceolata</i>
披碱草	<i>Elymus sahuricus</i>
泥胡菜	<i>Hemistepta lyrata</i>
狗娃花	<i>Heteropappus hispidus</i>
垂肩披碱草	<i>Elymus nutans</i>
青海固沙草	<i>Orinus kokonorica</i>
青海野青茅	<i>Calamagrostis kokonorica</i>
驼绒藜	<i>Ceratoides lateens</i>
念珠芥	<i>Torularia humilis</i>
美丽风毛菊	<i>Saussurea superba</i>

九画

草木樨	<i>Melilotus suaveolens</i>
茵陈蒿	<i>Artemisia capillaries</i>
星毛萎陵菜	<i>Potentilla acaulis</i>
垫状点地梅	<i>Androsace alashanica</i>
扁蓿	<i>Polygonum aviculare</i>
扁蓿豆	<i>Pocockia ruthenica</i>

十画

高山蒿草	<i>Kobresia pygmaea</i>
高山点地梅	<i>Androsace gmelinii</i>
高山绣线菊	<i>Spiraea alpina</i>
高山唐松草	<i>Thalictrum alpinum</i>
高山早熟禾	<i>Poa alpina</i>
高原早熟禾	<i>Poa alpigena</i>
铁棒槌	<i>Aconitum szechenyianum</i>
盐爪爪	<i>Kalidium foliatum</i>
狼毒	<i>Stellera chamaejasme</i>
柴胡	<i>Bupleurum longicaule</i>
珠芽蓼	<i>Polygonum viviparum</i>
党参	<i>Codonopsis piridiflora</i>

- | | |
|-------|---------------------------------------|
| 海韭菜 | <i>Triglochin maritimum</i> |
| 圆穗蓼 | <i>Polygonum sphaerostachyum</i> |
| 鬼箭锦鸡儿 | <i>Caragana jubata</i> |
| 莫氏苔草 | <i>Carex moorcroftii</i> |
| | |
| 十一画 | |
| 粗喙苔草 | <i>Carex scabrirostris</i> |
| 黄花棘豆 | <i>Oxytropis ochrocephala</i> |
| 猪毛菜 | <i>Salsola collina</i> |
| 猪殃殃 | <i>Galium aparine</i> |
| 雪白萎陵菜 | <i>Potentilla nivea</i> |
| 萎陵菜 | <i>Potentilla chinensis</i> |
| 假苇拂子茅 | <i>Calamagrostis pseudophragmites</i> |
| 斑唇马先蒿 | <i>Pedicularis tubiformis</i> |
| 康滇火绒草 | <i>Leibbitzia souliei</i> |
| | |
| 十二画 | |
| 黑褐苔草 | <i>Carex atrofusca</i> |
| 落草 | <i>Koeleria cristata</i> |
| 短花针茅 | <i>Stipa breviflora</i> |
| 紫花针茅 | <i>Stipa purpurea</i> |
| 紫苜蓿 | <i>Medicago sativa</i> |
| 赖草 | <i>Leymus secalinus</i> |
| | |
| 十三画 | |
| 矮生蒿草 | <i>Kobresia humilis</i> |
| 鹅绒萎陵菜 | <i>Potentilla anserine</i> |
| 蒲公英 | <i>Taraxacum asiaticum</i> |
| | |
| 十四画 | |
| 碱茅 | <i>Puccinellia distans</i> |
| 碱蓬 | <i>Suaeda glauca</i> |
| 翠雀花 | <i>Delphinium grandiflorum</i> |
| | |
| 十五画 | |
| 醉马草 | <i>Achnatherum inebrians</i> |
| | |
| 十八画 | |
| 藏异燕麦 | <i>Helictotrichon tibeticum</i> |

二十画

鳞叶龙胆

Gentiana squarrosa

附录3 英文缩写字中文译名

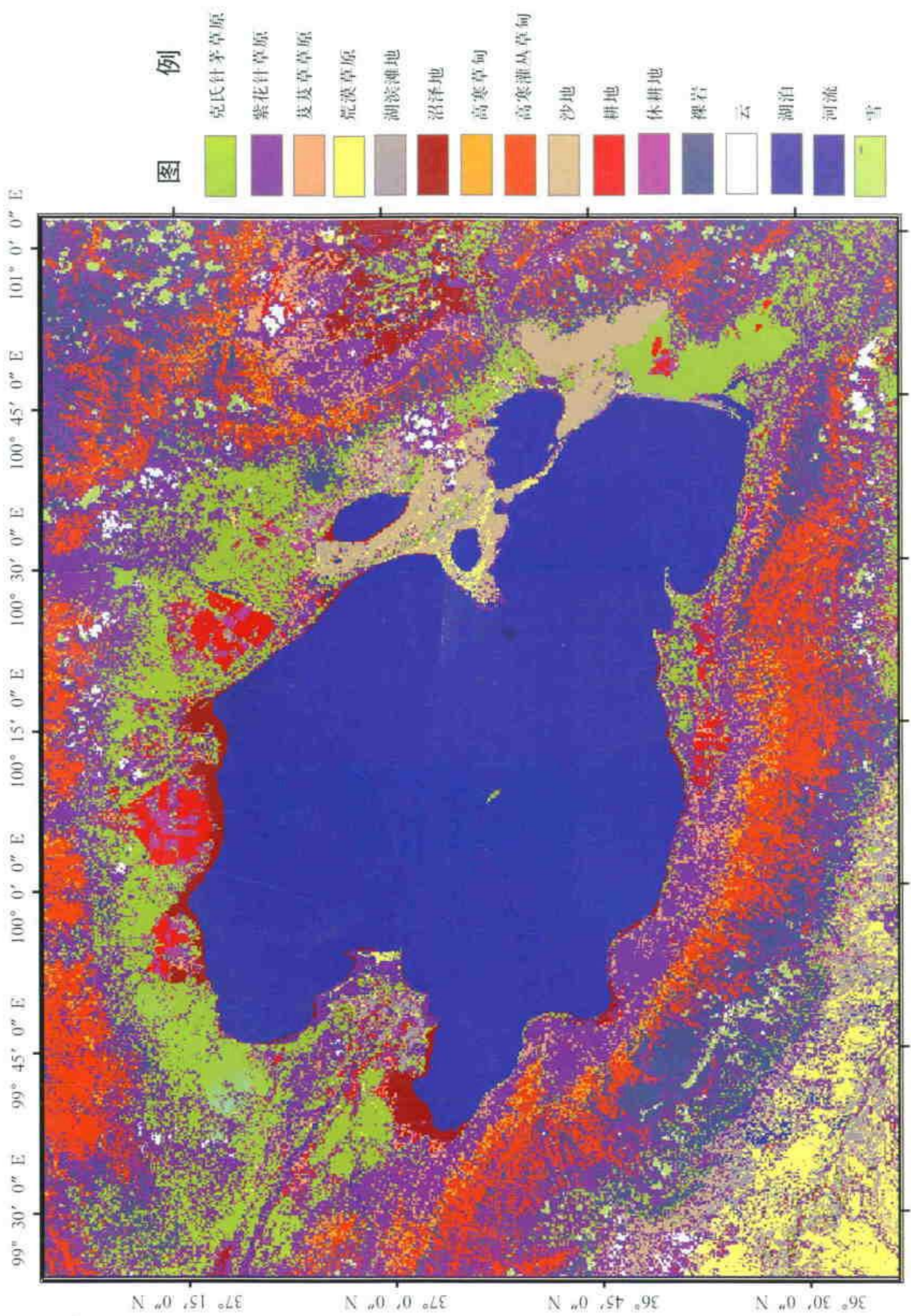
APHIS	美国农业部昆虫调查局
APLC	澳大利亚蝗虫防治委员会
AVHRR	甚高分辨率辐射计
CAD	计算机辅助设计
CAS	加拿大宇航学会
CCD	电荷耦合器件
CFI	比较拟合指数
DBMS	数据库管理系统
DEM	数字高程模型
DDVI	双差植被指数
DMA	美国国防制图局
DTM	数字地形模型
FAO	联合国粮农组织
FMCW	可调频连续波雷达
GCP	地面控制点
GIS	地理信息系统
GPS	全球定位系统
GSDI	全球地理空间基础设施
GVI	绿度植被指数
HIRIS	高分辨率成像光谱仪
ID	距离倒数法
IDS	距离倒数平方根法
IDWA	距离倒数加权平均法
JERS	日本地球资源卫星
LANDSAT	陆地卫星
MAIS	多资源分析与信息系统
MSS	多光谱扫描仪
NASA	美国国家航空与宇宙航行局
NDVI	归一化植被指数
NIR	近红外(波段)
NOAA	美国国家海洋与大气管理局
NSDI	国家地理空间基础设施
OCA	主成分分析
OIF	最佳指数因子(法)

OK	普通克立格法
ORC	开放式地理信息系统联盟
RSDI	区域地理空间基础设施
RVI	比值植被指数
SAR	合成孔径雷达
SAVI	土壤调节植被指数
SEASAT	海洋卫星
SPOT	法国“斯波特”卫星
SPSS	社会科学统计(分析)软件包
TM	专题制图仪
TSA	趋势面分析
UK	泛克立格法
UTM	统一横轴墨卡托投影
VI	植被指数
VLR	垂直波速雷达
WDA	美国怀俄明州农业局

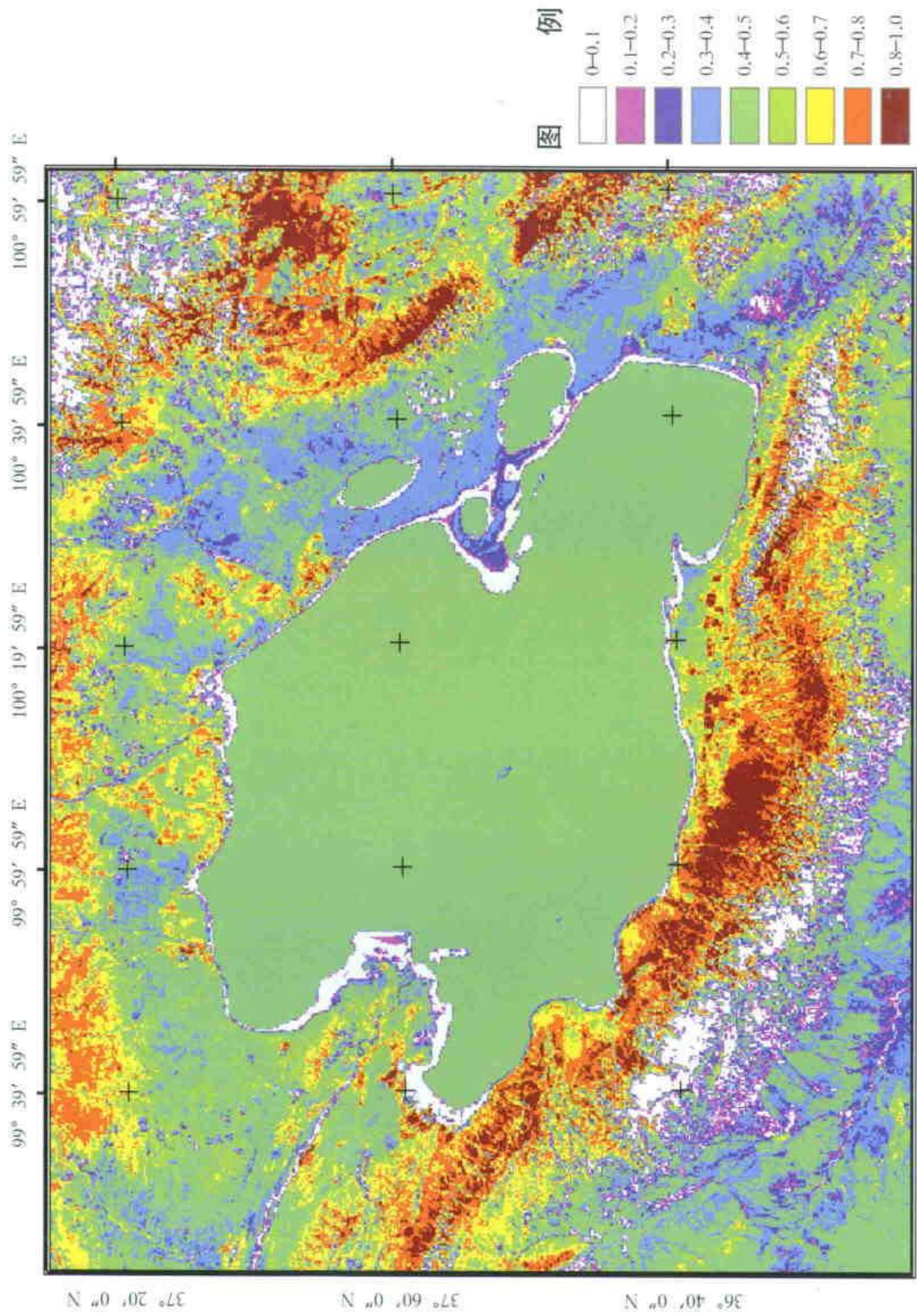


图版 1 环青海湖地区 TM 假彩色合成影像

波段 4、3、1 分别赋予红、绿、蓝色



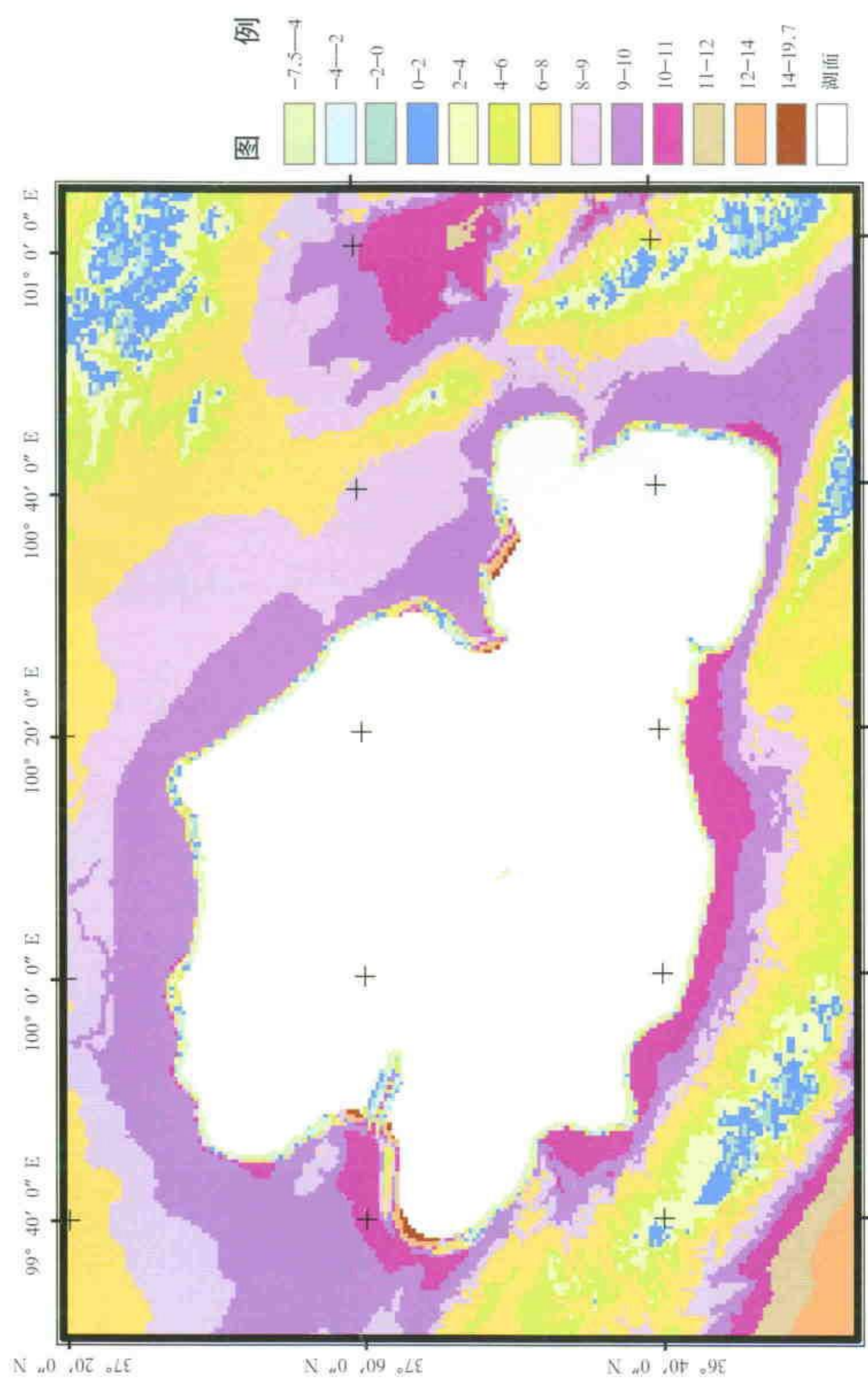
图版 2 GIS 辅助的环青海湖地区草地蝗虫生境与其他地物 TM 图像监督分类结果图



图版 3 环青海湖地区 TM 图像归一化植被指数(NDVI)图



图版 4 环青海湖地区三维数字高程图



图版 5 环青海湖地区 5-8 月 10 年均温空间分布图



图版 6 青海湖一瞥



图版 7 青海湖鸟岛



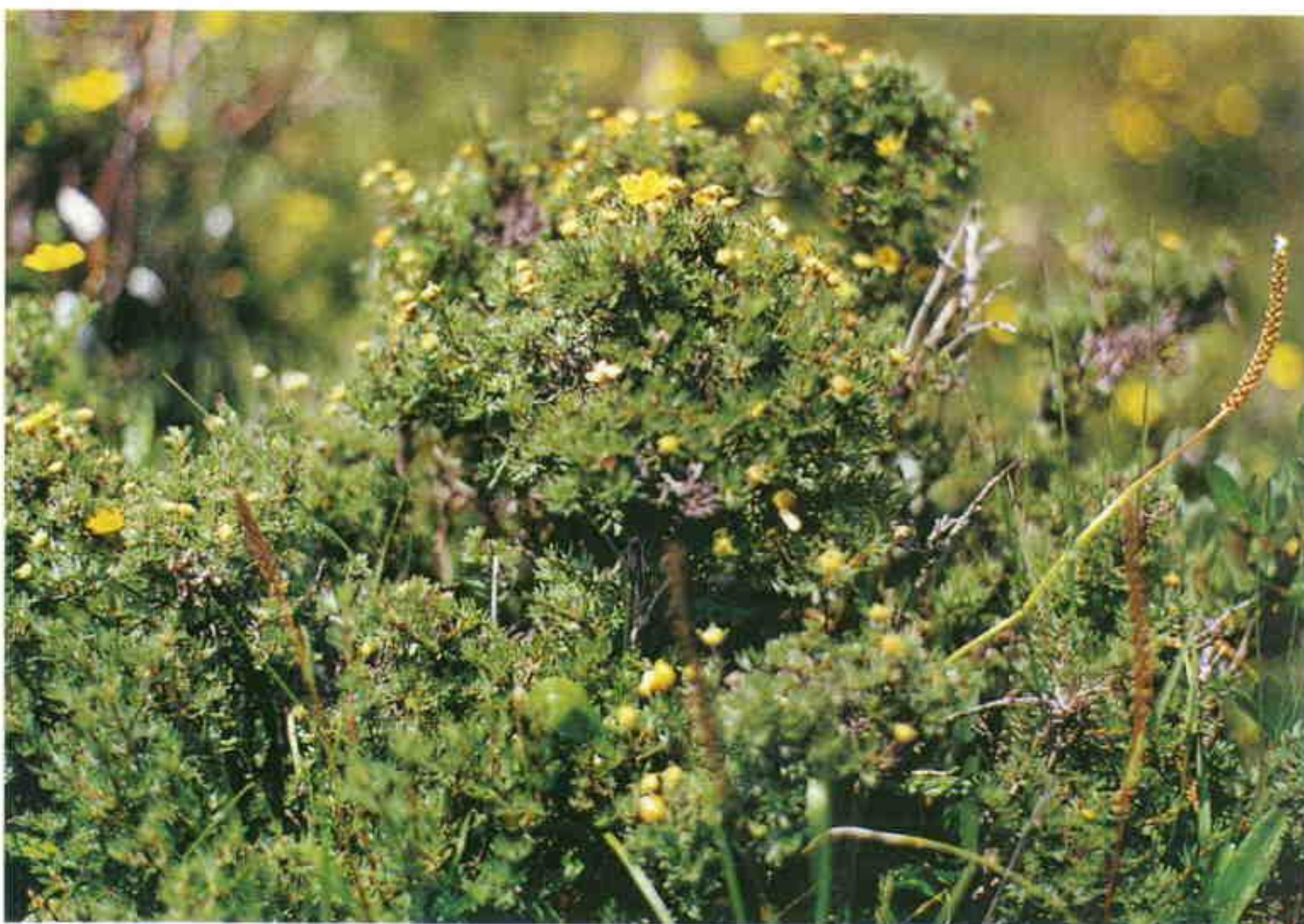
图版 8 以克氏针茅为优势种的温性草原



图版 9 以芨芨草为优势种的温性草原



图版 10 以紫花针茅为优势种的高寒草原



图版 11 以金露梅为优势种的高寒灌丛草甸



图版 12 青海湖湖滨沼泽化草甸



图版 13 以垂穗披碱草为主的人工草地



图版 14 生长碱茅的湖滨滩地



图版 15 青海湖湖滨的沙丘与沼泽地



图版 16 在温性草原上测定地物光谱



图版 17 样地观测

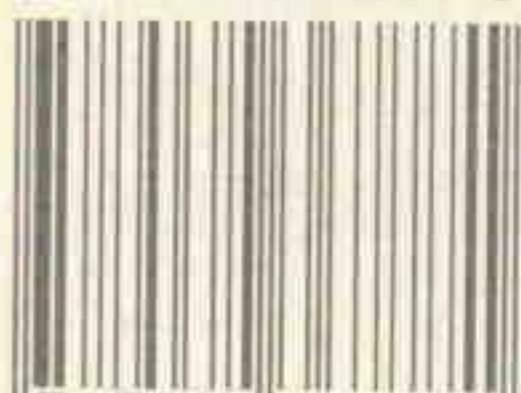


图版 18 当地牧民在治蝗



www.sstp.com.cn

ISBN 7-5323-6777-0



9 787532 367771 >

定价：36.00 元