

基于土地利用格局优化的雨洪管理模式研究



论文作者签名: 章平

指导教师签名: 章平

邵建周

论文评阅人 1: _____

评阅人 2: _____

评阅人 3: _____

评阅人 4: _____

评阅人 5: _____

答辩委员会主席: 陈欣 教授 浙江大学

委员 1: 周伟军 教授 浙江大学

委员 2: 夏宜平 教授 浙江大学

委员 3: 傅承新 教授 浙江大学

委员 4: 王根轩 教授 浙江大学

委员 5: 陈欣 教授 浙江大学

答辩日期: 2013. 5. 25



Study on stormwater management mode based on
land use pattern optimization



Author's signature: _____

Supervisor's signature: _____

External Reviewers: _____

Examining Committee Chairperson: Xin Chen Professor Zhejiang
University

Examining Committee Members: Weijun Zhou Professor Zhejiang
University

Yiping Xia Professor Zhejiang University

Chengxin Fu Professor Zhejiang University

Genxuan Wang Professor Zhejiang University

Xin Chen Professor Zhejiang University

Date of oral defence: 2013. 5. 25

独创性声明

本人声明所呈交的学位论文是本人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。据我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得 浙江大学 或其他教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已 在论文中作了明确的说明并表示谢意。

学位论文作者签名：， 签字日期：2013 年 6 月 17 日

学位论文版权使用授权书

本学位论文作者完全了解 浙江大学 有关保留、使用学位论文的规定，有权保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅。本人授权 浙江大学 可以将学位论文的全部或部分内容编入有关数据库进行检索，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文。

(保密的学位论文在解密后适用本授权书)

学位论文作者签名：

导师签名：

签字日期：2013 年 6 月 17 日

签字日期：2013 年 6 月 17 日

学位论文作者毕业后去向：

工作单位：佐治亚理工学院

电话：+1-404-983-2252

通讯地址：500 Northside Circle NW Apt# H4,

邮编：30309

Atlanta, Georgia, USA

致谢

回首在博士阶段的七年的时间，其中包括在浙江大学的4年，北京大学1年，亚利桑那州立大学的3个月以及最后在佐治亚理工学院2年的时间，经历了4位国内国际上享有盛誉的名师的教导和指点，以及在4个优秀团队里的学习和历练，我收获了很多，成熟了很多，需要感谢的人、感谢的事也很多很多。

2006年我通过考研进入浙江大学生命科学学院，浙江大学有着悠久的办学历史和求是的学风，在这样一个高水平的学术氛围中学习生活，是我人生最可宝贵的经历之一。最初我的导师是刘志强老师，研究方向是微生物生态学，然而我却并不感兴趣，在各种机缘下，我有幸被严力蛟老师接受，成为他团队中的一员，在此我要感谢刘老师为了我的前途和研究选择，成全我转入严老师门下继续学习，同时，我更要感谢严老师在我彷徨无助的时候接受我，让我有了重新选择职业方向的机会。自此我开始了我的研究生学习生涯，我的研究方向是生态规划，在3年的硕士学习生涯中，严老师以其渊博的学识和巨大的人格魅力，对学生的谆谆教诲和关怀培养令人难忘。作为一名浙大学子，作为一名生态规划与景观设计研究所的一员，我感到十分自豪和幸福。感谢严老师带领我从生物领域走进生态规划的学术殿堂，他对工作的热忱以及对于细节的坚持深深的激励着我，严老师的高瞻远瞩、博学笃行是我学习的楷模。特别感谢严老师精心构建的学术研究和实践参与相结合的培养模式，在学生进行理论学习的同时，提供给学生参与重大应用项目的机会，培养了学生独立开展研究和与社会接轨的能力，使我受益匪浅。感谢严老师在论文写作中对我的全面指导，以及研究过程中的多次讨论和建设性的意见。严老师多年来对我的鼓励、关心和指导，以及他本人的热情、乐观与自信，使我的学习生涯非常愉快，内心充满阳光！

感谢李华斌师兄、杜良平师兄、王墨染师兄、郑军南师兄和刘恒师姐在我的学习和生活中给我的帮助和支持。感谢朱晓光、赵路和张禹这些同级兄弟姐妹在生活的点点滴滴中给我的帮助。感谢河北省唐山市曹妃甸生态城发展战略研究课题组成员付出的辛勤劳动，他们包括：徐奂、姜雪婷、汤锦旦、苏莹雪、邓荔平、樊吉、张禹、杨玉义、黄璐、董萍、姚妤、许智钊、滕礼、史利莎等。感谢《生态规划学》书稿编写组成员付出的辛勤劳动，他们包括：黄璐、史利莎、樊吉、张沛和张秀成老师等。感谢乌玲瑛和戴刚同学在我研究中给我的工作支持，那些跟数据奋斗的夜晚，我至今难忘。感谢卢艳老师在所里的

日常生活中给予我的无微不至的关心和帮助。感谢严老师，王思宇，徐孝银老师，乌玲瑛，樊吉给我的论文提出的宝贵的意见，你们的意见为我文章的进一步完善和改进提供了重要的基础。

感谢俞孔坚老师和李迪华老师在我在北大学习期间对我的指导，感谢乔清、袁弘、管畅、赵晶、杨言生、奚雪松、李海龙、王思思、俞来雷等同学为我在项目中指出不足和提出的宝贵意见，北大之行使我受益良多，为我以后的科研工作打下了一块基石。

感谢邬建国老师在我博士学习期间给我在景观生态学方面的各种指导，并努力促成了我赴美进修，您对我指导和关心我犹然在耳。感谢 Subhro Guhathakurta 在我在美国的一年期间，对我的鞭策和不断鼓励，期间对我的论文提出了不少有益的意见和建议，使我在研究中能少走弯路。

最后，还要衷心感谢我的父亲、母亲、岳父、岳母和妻子，他们无私的奉献和关爱使我能够专心致志地进行学习研究，为我提供了无比重要的精神支持和物质保障。

值此论文完成之际，谨向所有关心、帮助过我的老师、同学、家人和朋友致以最诚挚的

谢意！因为你们的帮助与指导，使我站得更高，看得更远，走得更加坚定！

章戈

于浙江大学生态规划与景观设计研究所

2013 年 4 月

摘要

雨洪最佳管理方法被提出并用来管理雨洪水,旨在防止洪水对人民生命财产的危害,恢复自然水生态系统功能,实现城乡社会经济可持续发展。然而,目前设计用来进行雨洪管理的最佳管理方法,却不足以实现这一目标。究其原因受其设计理念以及客观环境的限制,雨洪管理模式是基于场所尺度的,尚缺乏对基于空间异质性的流域尺度下的雨洪科学管理的效果的报导。当前土地利用管理被认为可以有效的实行流域尺度的雨洪管理,其组分和构型特征将强有力影响水文的连接度及其控制流域的水文响应。流域土地利用管理宜被用于流域尺度管理空间异质性单元下的雨洪过程;虽然关于土地利用格局和水文过程之间关系的研究大量出现,但往往只关注于土地利用比例的水文学效应,而缺少诸如格局的破碎化水平、物理连接度等对其他的土地利用格局特征的水文学效应研究。有鉴于此,本文则将基于这一点来开展相关的研究。

本研究以中国北京西部的永定河流域被作为研究区域,研究目标是拟建立一个模型用来分析流域土地利用格局变化的水文学效应和探讨其不同尺度下的差异性。研究方法应用有明确物理意义的、全分布式水文模型(GSSHA)来评价不同土地利用格局在同一降雨条件下的流域水文输出;景观指数被用来描述土地利用格局特征;多变量多元逐步回归线性模型被用来建立土地利用格局特征和流域水文输出之间的关系,进而用来预测土地利用格局变化下的水文响应。然后,在多元逐步回归分析的基础上,本研究识别了不同尺度下、对流域水文输出具有显著贡献率的敏感景观指数,并进而探讨了相关的土地利用格局特征,以及从土地利用格局上提出对于未来土地利用开发提出的建议。最后,通过敏感性分析探讨降雨强度的变化对于土地利用格局与流域水文响应关系的影响。

结果显示,土地利用格局管理在不同降雨强度下都能够有效的管理流域的雨洪,且在小降雨强度下比大降雨强度下更加有效。在177mm的降雨强度下,每增加一单位的林地LPI值,场次暴雨的峰值流量和径流总量分别减少 $3.903\text{ m}^3/\text{s}$ 和 165158 m^3 。本研究通过引入描述土地利用格局特征的相关变量来加深了关于土地利用变化的水文效应的理解,并显示了空间尺度变化对于土地利用格局与水文效应之间关系的重要影响。

在获取与明确了土地利用格局与流域水文输出关系的基础上,本研究提出了一种土地利用格局优化方法来估计最优的土地利用格局来减少城市化对于流域雨洪系统的负面影

响。该方法利用回归分析中的回归模型来估计土地利用格局变化的水文响应，然后该模型与一个土地利用分配模型在一个土地利用格局优化建模系统 LPOP 模型下被结合在一起，目标是找到最小化流域出水口峰值流量或径流总量的最优土地利用格局。CLUE-S 土地利用变化模型被用来模拟不同开发强度下的经验土地利用格局。优化效应分析则通过比较同一开发强度下，经验土地利用格局和最优土地利用格局下的土地利用格局特征和流域水文输出来实现。

土地利用格局特征分析结果显示，为了最小化峰值流量，林地斑块应该通过面积离散化的形式表现的更加破碎化以及复杂的形状，城市斑块应该更加破碎化，草地斑块的形状应该更加趋于简单；为了最小化径流总量，林地斑块应该通过面积离散化的形式表现的更加破碎化以及复杂的形状，农田斑块的面积应该更加离散化。水文评价的结果显示，相对于流域内土地利用开发位置控制，土地利用组分和构型控制也是控制城市化对于流域雨洪系统负面影响的有效工具。在以峰值流量最小化为目标的土地利用优化过程中，2030 年优化后的土地利用下的场次暴雨峰值流量与 1993 年土地利用格局下的场次暴雨峰值流量相比，要低 3.17%~5.49%，而与 2030 年优化前的土地利用格局和相应土地利用开发强度下的场次暴雨峰值流量相比，要低 12.17%~23.94%。

最后，土地利用开发总量对于土地利用格局优化的影响，宜通过比较不同开发强度下的最优土地利用格局下的流域水文输出来实现，结果显示，此法可以减少城市化对于流域雨洪系统的负面影响，30%的流域土地应该被保留作为林地，城市用地开发不应该超过流域总面积的 50%，农田开发不应超过流域总面积的 55%。

关键词

雨洪；景观指数；尺度；土地利用管理；优化；开发强度

Abstract

Stormwater best management practices (BMPs) were developed to achieve three objectives guiding the design of stormwater management plans: flood prevention, ecological restoration, and sustainability. However, the current approaches in designing BMPs have not addressed all stormwater management concerns. The composition and configuration of the landscape, or land-use patterns, strongly influence hydrological connectivity and control catchment responses. Watershed land-use management should be designed to manage stormwater under conditions of spatial heterogeneity at the watershed scale. However, although there are an increasing number of studies on the relationship between changes in land-use types and hydrological processes, few have focused on the relationship between other land-use pattern characteristics (such as pattern fragmentation, connectivity and coherence) and hydrological processes.

This study presented a model to analyze the effects of land-use pattern changes on watershed hydrology and to examine the effects of such patterns at multiple scales in minimizing stormwater runoff. The Yong-Ding watershed in western Beijing, China, serves as a case study for this research. We developed a physically based, fully distributed-parameter hydrological model (GSSHA) to derive the impact of various land use patterns on the hydrology of the watershed. In addition, we conducted stepwise regression analysis to estimate the peak flow volume and total volume based on variables representing different types of landscape metrics and land-use patterns. Further, we identified sensitive metrics to be controlled and the most suitable land-use patterns for future development with the help of multivariate regressions. Sensitivity analysis was also conducted to assess the effects on the relationship between land-use patterns and the hydrology related to changing storm intensities.

The results reveal that land-use pattern management is suitable to manage stormwater under different sizes of designed storm events and is more effective for small storm events than for large storm events. For the 177mm storm event, we estimated that for every increase of 1 in the LPI of forestland use, the runoff characteristics of a storm event decreased by more by 3.903m³/s for the peak flow volume and by 165158m³ for the total volume compared with the values for the 139.5mm storm. This study adds an important dimension to our understanding of the impact of land use patterns on watershed hydrology by introducing multiple parameters of land use types and patches and by showing that the spatial scale of analysis is critical in determining how such patterns relate to stormwater runoff.

Additionally, based on the relationship between land use pattern and hydrological output of the watershed, this study demonstrates a method of estimating optimal land use pattern for reducing the negative impact of urbanization on watershed stormwater systems. The method utilizes a regression model to estimate how the watershed hydrology responds to the land use pattern change. This model is next integrated with a land use allocation model under the land use pattern optimization modeling system (LPOP model), in order to find the land-use pattern that minimizes the peak flow or total volume at the watershed outlet. The CLUE-S model was used to simulate empirical land-use patterns under different development intensities. The impacts of optimization were detected by comparing the land use pattern characteristics and watershed hydrology of optimal scenarios versus empirical ones, with the same development intensity.

The results of land-use pattern analysis suggest that, in order to reduce the peak flow, the forestland patches should be more fragmented, with complex shapes by dissecting the largest one to the smaller ones and merging some small patches with larger ones. The urban land patches should be more fragmented and the grassland patches should have a simple shape. In order to reduce the runoff volume, the forestland patches should be more fragmented with complex shapes, and the agricultural land patches should be more spatially discrete. The results of the hydrological evaluation suggest that, compared to land-use location control, land-use composition and configuration control is also a powerful method for minimizing the negative hydrological impact of urbanization. In the case of minimizing peak flow under the optimized land-use pattern, the peak flow of the land-use patterns for the entire watershed in 2030 decreased from 1993 peak flow by 3.17-5.49%, and reduced by 12.17-23.94% as compared to peak flows resulting from different, empirical scenarios in corresponding urbanization intensity in 2030.

Then, land-use demand for optimization was detected by comparing the optimized watershed hydrology under different development intensities and types. The results of the land-use demand analysis suggest that, 30% of the watershed area should be maintained as forestland to reduce the negative hydrological impact of urbanization; the urban land and the agricultural land in the watershed should represent less than 50% and 55%, respectively.

Key Words

Stormwater; Landscape metrics; Scale; Land-use management; Optimization; Development intensity

插图和附表清单

- 图 1.1 景观生态学概念关系图
- 图 1.2 尺度变化概念图
- 图 1.3 “斑块、廊道、基质”概念图
- 图 1.4 阻力面和生态安全格局假设模型
- 图 1.5 同一变量设置下模型输出结果示意图
- 图 1.6 不同破碎化程度下的 SIMMAP 模型输出
- 图 1.7 不同景观比例下的 SIMMAP 模型输出
- 图 1.8 不同幅度下的 SIMMAP 模型输出
- 图 1.9 不同粒度下的 SIMMAP 模型输出
- 图 1.10 不同邻域规则下的 SIMMAP 模型输出
- 图 1.11 研究内容和章节安排
- 图 2.1 北京市域区位图
- 图 2.2 北京市域行政分区图
- 图 2.3 北京市域平原山区分区图
- 图 2.4 北京市域海拔分布图
- 图 2.5 北京市域地表水系分布图
- 图 2.6 北京市域流域分布图
- 图 2.7 北京市域土壤类型分布图
- 图 2.8 北京市域城乡建设用地分布图
- 图 2.9 北京市域现存水库分布图
- 图 2.10 北京市自 1950 年至 2006 年降雨量变化
- 图 2.11 2010 年北京市地表水域水质评价图
- 图 2.12 北京市域多年平均降雨量空间分布图
- 图 2.13 北京市历史泛洪区分布图
- 图 2.14 北京市地下水补给模数分布图
- 图 2.15 北京市水文站分布图

- 图 2.16 北京市水库水文站分布图
- 图 2.17 研究区域区位图
- 图 2.18 技术路线图
- 图 2.19 SIMMAP 模型模拟土地利用格局样本示例
- 图 2.20 北京市单场降雨的雨量经验分布
- 图 2.21 LPOP 优化模型系统中不同阶段土地利用格局图
- 图 2.22 基于土地开发强度的 LPOP 模型敏感性分析优化后土地利用格局图
- 图 2.23 1977 年北京市土地利用遥感解译图
- 图 2.24 1982 年北京市土地利用遥感解译图
- 图 2.25 1993 年, 2001 年北京市土地利用分布图
- 图 2.26 清水站流量记录图
- 图 2.27 清水站流域雨量站分布图
- 图 2.28 1977.7.28 场降雨雨量站雨量记录
- 图 2.29 1977.8.2 场降雨雨量站雨量记录
- 图 2.30 1982.7.31 场降雨雨量站雨量记录
- 图 2.31 1982.8.7 场降雨雨量站雨量记录
- 图 2.32 北京市文化点分布图
- 图 2.33 北京市各级道路分布图
- 图 2.34 北京市自然地理特征分布图
- 图 2.35 北京市各级行政区划图
- 图 2.36 北京市经济地理相关特征空间分布图
- 图 3.1 GSSHA 模型流域生成示意图
- 图 3.2 GSSHA 模型渠道平滑过程示意图
- 图 5.1 2030 年不同远景下的土地利用格局
- 图 6.1 LPOP 模型土地利用空间分配模式 1 示意图
- 图 6.2 LPOP 模型土地利用空间分配模式 2 示意图
- 图 6.3 2030 年优化后的土地利用格局
- 图 6.4 基于最小化峰值流量来进行优化的土地利用格局特征

- 图 6.5 基于最小化径流总量来进行优化的土地利用格局特征
- 图 6.6 优化前后, 不同情景下峰值流量和径流总量对比
- 图 6.7 农业土地开发强度对于土地利用格局优化的影响
- 图 6.8 林地开发强度对于土地利用格局优化的影响
- 图 6.9 城市用地开发强度对于土地利用格局优化的影响
- 表 1.1 生态规划相关定义
- 表 1.2 常用景观格局指数表
- 表 1.3 常用空间统计学方法
- 表 1.4 智能体模型应用软件实例
- 表 2.1 北京五大水系产水量统计
- 表 2.2 北京市不同重现期下的降雨量
- 表 2.3 北京市土地利用类型重分类表
- 表 3.1 中国土壤质地分类与 USDA 土壤质地分类对应表
- 表 3.2 GSSHA 模型校正后模型最终参数设置
- 表 3.3 GSSHA 模型校正和验证评价统计结果
- 表 4.1 不同降雨强度下, 基于景观指数和水文变量之间相关关系的回归系数
- 表 4.2 不同降雨强度下, 基于景观指数和水文变量之间相关关系的标准回归系数
- 表 4.3 不同尺度下, 基于景观指数和水文变量之间相关关系的回归系数
- 表 4.4 不同尺度下, 基于景观指数和水文变量之间相关关系的标准回归系数
- 表 5.1 基于逻辑斯蒂模型的土地利用驱动力分析统计结果
- 表 5.2 土地利用经验年际转换概率
- 表 5.3 经验远景年土地利用需求量
- 表 5.4 低城市化远景年土地利用需求量
- 表 5.5 中城市化远景年土地利用需求量
- 表 5.6 高城市化远景年土地利用需求量
- 表 6.1 景观指数与水文参数的回归方程的回归系数

目次

| | |
|------------------------------------|-----|
| 致谢 | I |
| 摘要 | III |
| 插图和附表清单 | VII |
| 目次 | |
| 1 绪论 | 1 |
| 1.1 研究背景 | 1 |
| 1.2 相关研究综述 | 7 |
| 1.3 景观生态规划的相关理论与方法 | 12 |
| 1.4 研究目的和意义 | 46 |
| 1.5 研究内容 | 47 |
| 2 研究区域与方法 | 50 |
| 2.1 北京市域 | 50 |
| 2.2 水资源现状问题分析 | 60 |
| 2.3 研究区域 | 63 |
| 2.4 研究方法 | 70 |
| 2.5 数据汇总 | 78 |
| 3 流域水文模型构建及雨洪过程模拟 | 94 |
| 3.1 清水站流域 GSSHA 模型构建 | 94 |
| 3.2 GSSHA 模型验证和评价 | 98 |
| 3.3 本章小结 | 100 |
| 4 流域土地利用格局变化对于雨洪的影响 | 101 |
| 4.1 不同降雨强度下土地利用格局变化对于雨洪过程的影响 | 102 |

| | |
|--------------------------------------|-----|
| 4.2 不同空间尺度下土地利用格局变化对于雨洪过程的影响 | 104 |
| 4.3 分析与讨论 | 107 |
| 4.4 本章小结 | 111 |
| 5 流域土地利用变化模型构建及未来多政策土地利用开发前景模拟 | 113 |
| 5.1 流域土地利用变化驱动力分析 | 113 |
| 5.2 流域土地利用变化需求分析 | 114 |
| 5.3 土地利用变化模型构建 | 115 |
| 5.4 土地利用变化模型的验证评价和土地开发前景模拟 | 121 |
| 5.5 本章小结 | 122 |
| 6 流域土地利用格局优化对于雨洪的影响 | 123 |
| 6.1 LPOP 模型构建 | 123 |
| 6.2 土地利用格局优化对于土地利用格局特征影响 | 126 |
| 6.3 土地利用格局优化对于流域雨洪的影响 | 130 |
| 6.4 土地开发强度对于土地利用格局优化的影响 | 131 |
| 6.5 分析与讨论 | 132 |
| 6.6 本章小结 | 135 |
| 7 结论与展望 | 137 |
| 7.1 主要结论 | 137 |
| 7.2 研究创新点 | 138 |
| 7.3 研究展望 | 139 |
| 参考文献 | 142 |
| 作者简历 | 159 |

1 绪论

1.1 研究背景

1.1.1 全球城市化对于城市水资源的影响

城市化作为一种不可改变的趋势，在全球范围内如火如荼的进行着。联合国经济和社会事务部 2012 年公布的“世界城市化发展报告”中指出，在 2011 和 2050 年间，世界人口会将增长 23 亿，即从 70 亿到 93 亿 (United Nations, 2012)。同时，城市人口会增加 26 亿，即从 2011 年的 36 亿增长到 2050 年的 63 亿。而农村人口则会出现一定程度的衰减，相对现在而言，到 2050 年，农村人口会减少大概 3 亿。另外，大部分的城市人口增长会发生在欠发达地区的城镇。特别是在亚洲，城市人口会增长 14 亿，非洲会增加 9 亿，拉丁美洲和加勒比地区会增加 2 亿，即城市人口增长主要发生在发展中国家 (United Nations, 2012)。

城市化水平在全球范围内表现出显著的多样性。在 2011 年，78%的人口集中在发达国家的城市区域，而在欠发达国家则只有 47%。到 2050 年，城市化水平预计在发达地区和欠发达地区都会有一定程度的增长，在发达地区会达到 86%，而在欠发达地区则将会达到 64%，而在全球范围内则会达到 67% (United Nations, 2012)。

36 亿的城市人口不均匀分布在不同大小的城市里。在 2011 年，世界上一共有 23 个人口超过 1000 万的大城市，而到 2025 年，这个数字会达到 37 个。相对于 2011 年 9.9% 的人口生活在大城市里，2025 年，大约有 13.6% 的人口会生活在大城市里，生活在人口介于 500 万到 1000 万之间的城市里的人口也会出现显著的增长，即从 2011 年的 2 亿 8300 万增长到 2050 年的 4 亿 200 万，而生活在人口介于 100 万到 500 万的城市里的人口则从 2011 年的 7 亿 7600 万增长到 2050 年的 11 亿 2900 万，而生活在人口低于 100 万的城市里的人口则会出现一定程度的衰减 (United Nations, 2012)。

人口在空间上的不断积聚，会对该地区水资源利用的结构产生直接的影响。而水资源的利用量则随着人口的增长而增加，大量的水资源将被用于进行农田灌溉、工业生产用水、废水处理用水、城市景观用水等，在某些人口密度特别高的地区，城市用水量已经远远超过了自然水系统再生的能力，整个城市生态系统的水子系统已处于入不敷出的状态。2003 年联合国发布的“全球人口与水报告”指出，按照“联合国千年发展计划和可持续

问题世界首脑会议关于获取改良水源和卫生设施的目标”，到 2015 年，考虑到不断增长的人口，全球需要为 16 亿的人口提供额外的安全饮水，22 亿人需要改善卫生系统。由于淡水在全球分布的不均，届时将会有 500 万的人口遭受严重的水利用压力或严重缺水。根据目前的趋势，到 2025 年，全球将有 2/3 的人口遭受中度或高度的水利用压力。另外，在此期间，由于人口增加对食物的刚性需求，用于增加粮食生产的用水将增加 17%，人类的总的用水量将增加 40% (United Nations Population Fund, 2003)。Sun 等评估了美国东南部气候变化、人口、土地利用和土地覆盖对于区域水资源的长期影响。该研究的目的是为了从商业、住宅、工业、灌溉、采矿业和热电使用的角度来全面预测年度供水供应（降水-蒸发、地下水补给和回流）和需求。该研究用供水压力指数和供水压力指数比来评估随着时间推移下的，美国东南部 13 个州中 666 个流域的水分胁迫情况。研究引入了两个全球环流模型，土地利用变化模型和人口模型来预测未来 2020 年的供水压力。结果显示，人口增加对于皮埃蒙特地区和佛罗里达州的大都市区的影响尤其显著 (Sun et al., 2008)。

另外，以北京市为例，北京第六次人口普查资料显示，2010 年 10 月，北京人口总量已达到 1961 万，比 2000 年第五次人口普查时增长了 44.5%，是全国 31 个省、市、区人口增长速度最快的地区，北京市民的主要水源取自地下水和 3 个大型水库，而大型水库由于露天和管理不善，以及北京地处半干旱区，年降雨补给水资源能力不强等原因，只占年供水量的一小部分，大部分的北京市民的用水是由地下水提供的，而北京市自 1978 年改革开放以来快速的城市化进程已经对北京市的地下水资源造成了巨大的损耗，年地下水取水量已经远远超出了年地下水自然补给量，地下水水位每年都以一定的速度在下降，截止 2010 年末，北京市地下水平均埋深为 24.92m，与 2009 年末比较，地下水位下降 0.85m，地下水储量减少 4.4 亿 m^3 ；与 1980 年末比较，地下水位下降 17.68m，储量减少 90.5 亿 m^3 ；与 1960 年比较，地下水位下降 21.73m，储量减少 111.3 亿 m^3 。地下水资源量的减少甚至引起了地面沉降，地下水降落漏斗（最高闭合等水位线）面积 1057 km^2 ，比 2009 年增加 10 km^2 ，漏斗中心分布在朝阳区的黄港、长店至顺义的米各庄一带（北京市水文总站，2012）。

除了人口增长因素以外，城市化压力非常大；因城市人口膨胀带来了一系列的城市管理难题，诸如住房、交通、教育、就业、医疗、环境、商贸以及为人类生存和生活服务的

水电油气等，伴随对质量刚性需求的增加，苛求提高城市化管理水平，其间将不可避免的会带来巨大变化，其中与水资源紧密相关，比较有代表性的有：土地利用的变化。大面积的绿地，水体因为城市化被改造成用于满足城市人口经济和社会生活需求的商业用地，道路，基础设施用地等，另外在农村地区，由于城市化进程和“土地财政”的利益驱动，曾一度或几度通过较大规模的征地和拆迁等行为，城市郊区的大片农田或山地被改造成居住用地和商业用地。Dewan 等通过 1975 年至 2003 年间卫星数据和社会经济数据，对于孟加拉国达卡地区的土地利用、覆盖变化和城市扩张情况做了评估，研究显示，达卡地区的建成区面积在研究期内大幅增长，并伴随着水体、耕地、植被和湿地面积的显著下降（Dewan and Yamaguchi, 2009）。Deng 等通过整合高空间分辨率的 SPOT 卫星影像和相关的空间指标及其时空动态特征。结果显示，快速城市化进程会带来巨大的土地利用的变化和城市规模的增长，诠释了农田和水体是主要的城市扩张发展的土地利用类型，研究区景观从农业土地利用为主导的景观转化为城市土地利用为主导的景观，不仅证实了遥感和指标的适用性和有效性，也显示了土地利用时空分异特征（Deng et al., 2009）。Alphan 通过 1984 年和 2000 年的卫星数据的变化，展示了快速城市化进程下的土地利用和土地覆盖的变化，表明在 16 年间，城市建成区面积增加了 2.07 倍，其中 30%是由农田转化而来，70%是由半自然土地转化而来，永久移民和城市发展战略是土地利用变化的主要驱动力（Alphan, 2003）。

土地利用的变化导致大量城市不透水面的出现，阻断了自然的水过程，使得原来渗入地下的水，转而流出本地，减少本地水资源的自然补给，进而对水资源的储量产生不良的影响。Erickson 等对美国明尼苏达州朱砂河流域中的一个农村/自然区域的城市化导致地下水补给变化的情况进行了调查，该研究引入了 SCS 和 GA 模型来估算渗透量，联合国粮农组织的 Penman-Monteith 来估算蒸发量，water budge 方法被用来计算渗流或地下水补给。该研究探讨了城市化发展的四个时间，分别为过去、现在、未来 50 年和未来 100 年的土地利用开发方案，对于地下水补给的影响。以 2005 年为例，研究区的 60%都是未开发的农业和自然土地，只有 40%是开发的商业和住宅用地，模型估计 2005 年地下水补给量占 829mm 降雨量的 12%-24%，而完全的城市化则会导致整个比例减少到 9%-14%。同时，研究的不透水面积会从 18%增加到现在的 36%，结果显示，每增加 18%的不透水面，地下

水补给率会降低至目前值的 20%-40%。由此可见,不透水面的变化会显著的改变地下水的补给 (Erickson and Stefan, 2009)。

水库、水坝的建造。城市人口会对水资源产生大量的需求,常规的从河流取水或从地下水取水的方式往往已经满足不了日益增长的人口对于水资源的需求,同时由于一部分地区属于季节性降雨,在早期,人们对于水资源的需求更加无法得到满足。人们就通过建设水库和水坝等截水和储水设施在汛期储存水资源,用于提供人们农业、工业、商业和居住方面关于水的需求。水库水坝的建设使得原本进入下游的水滞留在本地,减少了流域下游的水资源的储量,而同时因为这部分水资源暴露在空气中,有很大一部分水资源经过蒸发作用,直接回到大气中,再通过全球大气循环,离开本地,即无法被本地所利用,降低了水资源的利用率,水库水坝的建设还影响了自然的污染物分解过程,湿地面积也渐趋于减少,使得原本可以通过自然作用降解的有害元素如外来生物、生活污水、畜禽粪便、重金属和农药残留等,在水库中不断蓄积集聚,劣质水增加,环境恶化,同时因水土流失而导致泥沙与碎石沉降,库容压缩,可持续利用水资源量随之减少。Wiatkowski 通过对波兰南部某小水库流入水库和流出水库的水,以及储存在水库里的水的水质进行分析,探讨了水库建造对于河道径流水质的影响。该研究引入了 PO_4 、 NO_2 、 NO_3 、 NH_3 、BOD、DO、pH、水温、电导率、TSS 和叶绿素 a 等指标来评价水质,对 2006 年 11 月至 2008 年 10 月间的水质进行监测,结果显示,流出水库的水相对于流入水库水减少 21%的磷酸盐,9%的硝酸盐,26%的亚硝酸盐,5%氨和 17%的总悬浮固体,相当一部分的污染物被留在水库中,基于 Vollenweider 标准,该水库为富营养化水库 (Wiatkowski, 2010)。

污染物的排放。城市人口在消耗大量自然资源的同时,也会排出大量的生活污染物和废弃物,包括工业的废水、废气、废渣以及农副产品加工污染物、人禽畜渔粪便等。无论是工业、农业还是居住活动,都会产生大量的对环境有害的有毒物质,虽大部分会得到一定的处理后排入环境,但一部分小电镀、小作坊、小冶炼、养殖场等企业,由于环保意识淡薄,行政监管失控,环境保护不力等,仍会有不经处理就偷偷地直接排入环境。废水通过污水管排入河流和湖泊,废水中的化学元素会污染水资源,造成点源污染,甚至演化成农村面源污染,使得可利用水资源减少,那些滞留在地面上的废水和废渣则可以通过降雨以及地表径流,进入河流和湖泊,造成面源污染,形成“黑潮”,使得可利用水资源进一步减少,而空气中的废气如 SO_2 、氟里昂、汽车尾气等,也可以通过降雨过程,进入河流

和湖泊，影响水质和 pH 值。Al-Kharabsheh 等于 2000 年在约旦南部的 Tafila 流域，探讨了城市化、干旱和污染对于流域水质的影响。该研究选取了流域内 6 个代表温泉，从中提取 84 个水样来进行化学和生物学特征分析。另外，其中 75 个样本还被用来分析 1978 年到 1999 年间的化学特征。该研究选取了 EC、硝酸盐、大肠菌群总量等参数来评价其水质，结果显示：半干旱的气候，人口增长率高以及缺乏下水道系统是造成污染的原因，而污水对于泉水和地下水资源的渗透则被认为是最突出的原因 (Al-Kharabsheh and Ta'any, 2003)。Peters 于 2003 年建立了一个长期的河流水质监测网络来评价佐治亚州亚特兰大市城市化对于城市河流水质的影响，每年在 21 个站进行 12 次采样，其排水区域从 3.7km² 到 232 km² 不等。其中 11 个站提供实时的监测数据，提供包括 pH 值、溶解氧、电导率、水温、浊度的数据，同时提供自动采样器来收集雨水。结果显示，在 2003 年至 2007 年之间，大部分成分的浓度则远远高于临近的参考溪流。其中类大肠杆菌群的浓度超过了佐治亚任何水类的质量标准，多种微量金属浓度也超过了急性和慢性的水质标准，而其高浓度主要是由于不透水面引起的 (Peters, 2009)。

1.1.2 全球气候变化对于城市水资源的影响

全球气候变化会导致平均温度、温度极值、平均降雨、降雨极值和干旱、雪和冰、碳循环、海水酸化、海平面化等的变化。其中与水资源相关的因子主要包括降雨和温度，温度对于雨雪补给的盆地，以及沿海地区尤其重要 (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2010)。

过去 157 年的记录显示，全球平均温度呈现一定程度的上升趋势。在过去的一个世纪里，温度的上升主要分两个阶段，从 1910 年到 1940 年间上升了 0.35℃，以及从 1970 年到现在上升了 0.55℃，在过去的 25 年里，上升的速度尤其快，其中 12 个最热年中的 11 个都发生在最近的 12 年里。这种温度上升在全球范围内的不同地区表现为不同的特征。从 1901 年开始，北大西洋的北部接近格林兰岛的区域温度反而有所下降，而亚洲和北美北部的则呈现一种稳步上升的趋势，对于中低纬度地区，则呈现一种年际间强烈变化的现象，这个与厄尔尼诺现象有关。从 1950 年开始，记录显示，极冷天的天数在下降，而极热天的天数在上升 (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2010)。

数据显示,降雨的总量、强度、频率和类型都受到了影响。从1900年到2005年,北美和南美的东部,欧洲的北部和亚洲的中部和北部变得更加潮湿,荒漠地区、非洲的北部、地中海和亚洲的南部变的更加的干旱。在北方区域,更多的降水是以雨的形式而非雪的形式。暴雨发生的频率广泛的增加,即使是在那些降水总量减少的区域。这些都归咎于低纬度大气中水蒸气含量的提高。部分区域的干旱和洪水发生的几率也有所提高(Intergovernmental Panel on Climate Change, 2010)。

降雨的变化影响江河和湖泊的自然降水补给,而温度的变化则影响水体蒸发作用和植物的蒸腾作用,它会抵消由于降雨增加对于径流的影响,进一步降低降水对于江河湖泊的自然补给能力。对于地下水系统来说,降雨的变化对于它的影响远比温度来得大,而在浅层蓄水层,温度的影响正在变的越来越大。在湖泊和水库里,温度的增加会带来热污染,它会影响氧的含量,氧化还原反应的潜力,湖水的分层,混合的速率,生物的发展。温度的增加会影响水体自我净化的能力,因为它会减少生物降解所需要的氧气含量。而水体含氧量的下降,也将影响鱼类生存,加之降雨的侵蚀作用,多雨则使得更多的泥沙、沉积物和污染物被冲入水体,进而进一步降低水质和塘库容积。而在冰雪融水补给为主的区域,更高的温度会导致夏季径流的减少,甚至于处于干涸状态,进而影响了水资源的自然补给。

基于以上关于城市化和气候变化对于人类可利用水资源量的影响的研究,人类活动和自然变化对于水资源量的负面影响,已经成为了不可避免的现实。人类城市进一步扩张,自然气候的变化都是不可避免的,而且随着人口的增长和各种行业的兴起,人类对于水资源量的需求也是越来越多,如何通过某些技术和手段在城市发展,人口增长和社会进步的同时,保证水资源量的供给,同时保证自然水循环对于水资源量的需求,已经成为了实现人类与自然可持续协同发展急需解决的重要课题之一。人类对于水资源的利用主要是通过地表水资源和地下水资源,而地表水和地下水的主要自然补给来源是大气降水,这就要求城市开发者和规划者们正确对待大气降水补给水资源的自然补给过程,通过某些技术手段和方法避免人类活动对于该过程的影响,雨洪管理在这种背景下,应运而生,成为应对该类问题的主要方法。

1.2 相关研究综述

1.2.1 基于输水道的雨洪管理

输水道的设计是为了通过将多余的雨水快速且安全的送出本地来避免本地由于高强度的暴雨带来的洪水危机 (Nicklow et al. 2003; Auel et al., 2010; Shi, 1999; Morvan et al., 2001; Yang et al., 2004; Rameshwaran and Willetts, 1999)。Downs 等针对一条流经北部诺丁汉的低梯度河流来进行设计, 该条河流由于缺乏设计, 已经发生了诸如生态多样性低, 审美价值低等多种问题。为了改善其不足, 不损害相关管理机构的利益, 设计是基于输沙的来源和途径, 通过系统的半定量评估, 地貌调查来定义保护价值, 优先恢复最合适的下游, 并确定一个参考范围。在此基础上, 实现短期目标, 并不损害长期地貌的可持续性。经过设计, 对选址和流量输送的影响进行了测试, 使用合适的水力模型, BENDFLOW 被用来改进定位, 使输送流量在高速输送状态不超过总流量的 10% 和水面的 0.05m (Downs and Thorne, 1998)。

虽然输水道已经在城市规划中被广泛的使用, 而且已经被证明是非常有效的防止过多的雨水滞留在本地, 进而避免生命财产受到威胁的雨洪管理模式, 但是由于输水道往往采取光滑的表面设计, 从而增加了流入下游区域的径流的速度, 大量被径流冲入河道的污染物无法被自然河岸的降解和滞留, 大量本来应该渗入本地地下的径流被强行输入下游流域, 这会导致下流遭遇洪水的风险大大增加, 河流的水质无法通过自然降解和净化作用得到有效的保证, 垂直方向的自然水过程也受到了阻断, 带来一系列的生态问题。

1.2.2 基于滞水设施的雨洪管理

滞水设施通过将一定量的雨水滞留在本地, 被以一定的速率释放到下游来进行雨洪管理。它已经被广泛的用于管理多余的雨洪水 (Mccuen, 1974; Holler, 1989; SegarraGarcia and ElBashaRivera, 1996; Konrad and Burges, 2001; Emerson et al., 2005; Andres-Domenech et al., 2012; Guo, 2012)。Chen 等通过基于地理洪水和洪水渠道网络的水文模型来分析台南工业园区和凤华的滞洪池对于淹没体积, 水灾, 2 天时间内洪水阶段洪峰流量 (其重现期分别为 2 年、10 年和 50 年)。计算结果显示, 台南工业园区的滞洪池能够有效减少淹没区和洪水的损害。然而在以 50 年为重现期的暴雨强度

下,洪水成灾面积的减少并不很明显。风华滞洪池能够显著的减少沿盐水河下游河岸的洪水。另外,在下游方向,对于2年和10年重现期的暴雨来说,其洪峰流量下降和峰现时间推迟,却越来越明显,而对于重现期为50年的暴雨来说,峰现时间的延迟则并不明显,但峰值流量的减少的确是显著的。总的来说,安装滞洪池后,场次暴雨下的水文曲线图的坡度变得更加平缓,峰的形状也变得更加平坦(Chen et al., 2007)。

虽然滞水设施已经被证明可以有效的管理强降雨下的多余雨洪水,减少下游遭遇洪水风险的雨洪管理模式,但是其对高频率的低强度降雨管理效率并不高,而且由于滞水设施往往需要大量的土地,其对土地的利用率也不高,同时因为它仍然会将雨水排入下游,只是做一定时间的滞留,污染物依然得不到有效的滞留和降解,再者由于其往往采取的不透水设计,垂直方向的自然水过程仍受到阻断,水循环中的蒸发和下渗过程也得不到有效的保证,这些对于生物栖息和水资源再利用将产生不利的影响(Ferguson, 1991)。

1.2.3 基于储水设施的雨洪管理

储水设施通过将雨水滞留在本地来进行雨洪管理,它被认为可以减少多余径流产生的频率以及滞留冲刷带来的沉淀物和污染物(Zhen et al., 2006; Echols, 2008)。Hatt等评估了生物过滤系统在雨洪管理方面的性能。该研究的目的是探讨在两个不同的气候条件下,3个实地的生物过滤系统的水文和污染物的去处性能。结果证明,生物过滤器能够有效的抑制至少有80%的峰值流量,通过对生物滤池滤料的评估表明,通过水分蒸散过程,也会减少33%的径流量。生物过滤器内的水主要受流入水的影响,然而这种分析只能在尺度小和中等强度的暴雨下进行评估。对于污染物方面,该设施能够有效的去处悬浮物和重金属,无论设计配置如何,一般含量都减少90%以上(Hatt et al., 2009)。

虽然储水设施被证明可以有效的管理低强度降雨下的雨洪,滞留和降解雨洪中的污染物,并一定程度上的恢复自然过程中的蒸发和下渗过程,但是对于强降雨来说,储水设施的作用则显得过小,它无法管理大量的雨洪,进而也无法减少对下游的洪水威胁,同时也无法保证实现雨洪中的污染物的净化和自然过程的维护。

1.2.4 基于低影响开发的雨洪管理

低影响开发模式基于这样一种假设,通过相关的雨洪管理设施,经过城市开发后的生态系统结构能够继续实现开发前生态系统功能(Coffman et al., 1998; Sample and Heaney, 2006; Vick and Tufts, 2006)。Cheng 等在 2000 年 11 月,乔治王子县的马里兰地区进行一个实地的水文监测实验,用于比较低影响开发设计和常规开发设计之间在雨水水文和水质量上的差异。该实验有两个研究区域:一个流域排水面积 0.78933hm^2 ,基于低影响发展的概念设计相关的草地洼地和生物滞留区等;另一个流域是基于传统的雨水管理方法,建立排水沟和管道的雨水输送系统,其流域排水面积为 0.562hm^2 。监测通过雨量计、流量计和水质自动采样器,能够在 2 分钟的间隔内收集数据。其数据分析显示,与传统的雨洪管理方法相比,低影响发展流域的径流峰值流量和年径流量大大降低,另外大部分降雨下的峰现时间也得到推迟。低影响发展流域的径流表现为一个较小的流速更高的频率的特征,而在传统雨洪管理方法实施流域,则表现为较大流域呈现出更高频率的特征。另外,低影响发展流域的年度污染负荷则较低(Cheng et al., 2004)。

虽然低影响开发模式被证明可以有效的模拟开发位点开发前的生态过程,也可以有效的减少上游城市开发对于下游水体在水量和水质上的不良影响,但是这类模式往往需要精细的设计和安装,这就需要耗费大量的时间和经济成本,同时这类模式在某些极端气候条件下效果并不好,而且对于如何在流域尺度上控制雨洪的输出,这种模式目前为止尚没有提供比较成功的案例(Dietz, 2007)。

1.2.5 基于水敏感性城市设计的雨洪管理

水敏感性城市设计是通过将雨洪管理设施和城市规划和设计结合起来进行雨洪管理,来实现多种目标,包括防洪、生态恢复和提供城市居民所需要的游憩场所(Lloyd et al., 2002; Singh and Kandasamy, 2009; Fletcher et al., 2008)。Singh 等基于两个海湾水质监测案例研究,分析和评价了水敏感性城市设计在改善水质方面的效果。结果显示,水敏感性城市设计能够显著的减少海湾的沉积物和营养物。沉积物和营养物的减少可以为海湾的生态系统提供更好的生态环境,也有利于提高这一块地区的游憩价值(Singh and Kandasamy, 2009)。

虽然水敏感性城市设计被证明有效的控制雨洪的速度、流量和持续时间，减少洪水发生的机率，同时它也可以滞留污染物和废弃物，净化水质，而且它有一定程度的恢复下渗和蒸发过程，以保证生态水循环的畅通。然而它的设计比起传统的雨洪管理设施成本却更加的昂贵，往往需要花费更多的成本才能使城市设施实现预期的生态功能，而且它对于雨洪的控制能力也是有限的，一旦雨洪量超过了设施的限度，则设施就无法承担其相应的功能，换言之，它需要大量的土地来进行雨洪的下渗和蓄滞，在通常情况下因限于城市土地供应紧张而得不到保证，而且即使在位点尺度可以有效的实现雨洪管理，而其在流域尺度的效用仍没有得到验证，它虽然可被证明在当下可以有效的实现雨洪管理，然而对其时间的敏感性仍未得到验证 (Roy et al., 2008)。

1.2.6 基于土地利用规划的雨洪管理

众所周知，土地利用的变化对水文过程有重要影响，它会改变水文的流域下垫面，改变流域相关属性，诸如水导率、孔隙度、饱和度等，使得原本会被滞留的雨洪，通过地表径流迅速的排入下游，或者是原本会被迅速排走的雨洪，滞留在本地，慢慢地下渗，或者通过地下径流汇入河道，或者直接进入地下水系统，补给地下水资源，同时土地利用的变化会引起土地污染物量的变化，使之随着地表径流进入水体，引起面源污染 (Schroder, 2006)。基于土地利用变化量对于流域水文过程的影响，通过识别土地利用变化阈值来控制土地利用开发，被认为可以有效的实现流域尺度的雨洪管理 (Lorup et al., 1998; Calder et al., 2003; Legesse et al., 2003; Fohrer et al., 2005; Breuer et al., 2006; Lin et al., 2007; Moiwo et al., 2010)。Li 等在西非的尼日尔和乍得湖流域利用陆地生态系统模型 (IBIS) 和水传输模型 (THMB) 来评价了理想化的森林砍伐和放牧对于水文的影响。结果显示，热带森林，由于处于具有较高的降雨量和蒸发量地区，其变化对于水文具有显著的影响。通过改变年森林砍伐量，指数从 0.15 到 0.44，年径流量从 35% 增加到 65%，虽然森林面积只占据总流域面积的不到 5%。完全的去掉草原和稀树地，模拟的年径流增加量则从 33% 增加到 91%。结果显示，渐进的土地利用覆盖变化的水文响应是非线性的，具有阈值效应。当毁林开荒比例低于 50%，过度放牧下的稀树地比例低于 70% 和草原比例低于 80% 时，水量的产生没有显著的变化，而当土地利用变化高于这个阈

值时,产生的水量则显著的增加,这个阈值的影响是土地利用变化引起树冠的蒸腾作用和土壤水分蒸发作用的综合作用的结果(Li et al., 2007)。

通过探讨流域不同区域之间的相互作用,改变土地利用在不同区域内的配比,也被认为可有效实现在流域尺度的雨洪管理(Yeo et al., 2004, 2007; Yeo and Guldmann, 2006)。Yeo等在俄亥俄州的老太太河流域通过生成不同特征的土地利用格局,目标是找到了土地利用开发的最佳模式,最大限度的减少峰值流量。该研究通过将土地利用变化模型与水文模型来进行耦合,以评估不同土地利用模式下的降雨径流事件的相呼应,寻找最佳的土地利用模式。结果表明,现在的土地利用格局,将产生的最优的土地利用格局,即可在1年、2年、5年、10年为重现期的降雨条件下,能有效的减少峰值流量将在15%到20%之间。可见此模型结果提供了特定地点的土地利用的指导方针,并确定了保护的关键区域(Yeo et al., 2004)。

土地利用的结构也被认为对水文有重要影响,它通过组分和构型两个因素,影响水文过程的关联度,进而相应影响流域水文(Schroder, 2006)。目前关于土地利用结构的探讨往往侧重于水质的影响,而对于水量的影响的研究却相当有限的(Wear et al., 1998; Donner and Kucharik, 2003; Liu et al., 2004; Poor et al., 2007; Jarvie et al., 2008)。

到目前为止,只有OLPSIM模型是通过分析土地利用格局特征和流域水文之间的关系来寻找最小化峰值流量的最优格局。该研究通过比较优化前后土地利用格局,对于流域水文的影响来评价土地利用格局特征的变化对于流域水文的影响。优化以最大化林地斑块平均面积和最小化林地斑块平均形状指数为目标。优化结果和优化前土地利用格局均输入HEC-HMS模型来评价格局变化对于流域水文的影响。对于优化前的土地利用格局,该研究设计了三种远景来用于评价不同土地利用变化远景下的优化效果差异。研究结果显示,优化前后,三种远景在流域出水口水文输出的差异并不明显,而在亚流域出水口水文输出的差异则比较明显。研究提出,在亚流域尺度进行城市化对于水文的研究可能对于流域土地利用规划决策更加有意义(Lin et al., 2009)。虽然该研究是通过景观指数来量化土地利用格局特征的,但是它们优化的目标只基于两个特定的景观指数,即林地的平均斑块面积和平均形状指数,它们可能会错过一些对于流域水文更加重要的土地利用格局特

征，例如林地的最大斑块比例。另外，在这个研究中，虽然半分布式模型 HEC-HMS 被用来评价土地利用格局变化的水文响应，然而该类模型的水文结果主要是基于土地利用类型的面积来进行计算，它可能无法评价土地利用格局特征（土地利用斑块的破碎化程度和关联度）变化对于流域水文的影响，其研究结果可能无法对于土地利用规划中的某些方面的土地利用格局特征作出指导。

1.3 景观生态规划的相关理论与方法

1.3.1 基本概念

1.3.1.1 景观和景观生态学

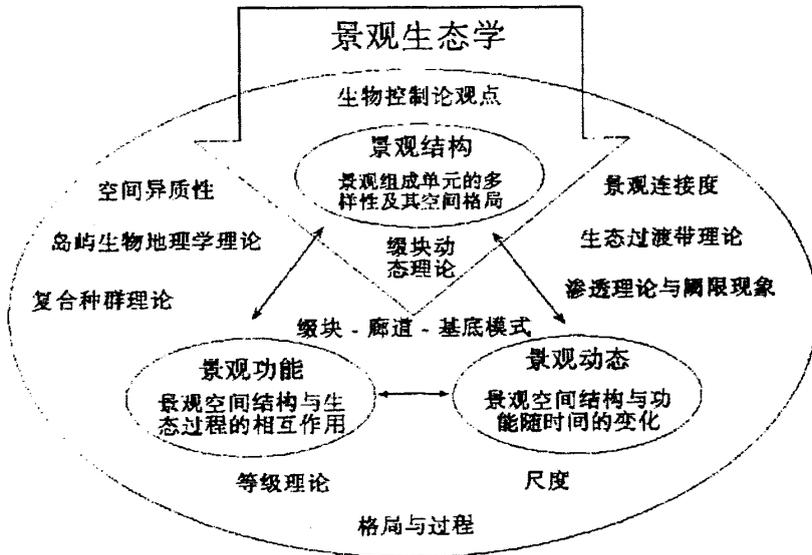


图 1.1 景观生态学概念关系图（邬建国，2000）

Fig1.1 The conceptual diagram of landscape ecology

景观的定义可概括为狭义和广义两种。狭义景观是指几十 Km 至几百 Km 范围内，由不同生态系统类型所组成的异质性地理单元（陈昌笃，1986；Forman and Gordon, 1986）。而反映气候、地理、生物、经济、社会和文化综合特征的景观复合体称为区域。狭义景观和区域可统称为宏观景观。广义景观则指出现在从微观到宏观不同尺度上的，具

有异质性或缀块性的空间单元 (Pickett and Cadenasso, 1995; Wu and Loucks, 1995)。景观生态学是研究景观单元的类型组成、空间格局及其与生态学过程相互作用的综合性学科。强调空间格局, 生态学过程与尺度之间的相互作用是景观生态学研究的核心所在 (邬建国, 2000)。景观生态学的研究对象和内容可概括为三个基本方面: ①景观结构, 即景观组成单元的类型, 多样性及其空间关系; ②景观功能, 即景观结构与生态学过程的相互作用, 或景观结构单元之间的相互作用; ③景观动态, 即指景观在结构和功能方面随时间推移发生的变化 (Forman, 1995)。景观的结构, 功能和动态是相互依赖、相互作用的 (邬建国, 2000) (图 1.1)。

基于 2001 年美国景观生态学会年会和 2003 年世界景观生态学大会关于现代景观生态学关键论题和优先研究区域的讨论, 形成了现代景观生态学研究的十大论题: 异质景观中的能量、物质和生物流过程; 土地利用和覆盖变化的起因、过程和效应; 非线性科学和复杂性科学在景观生态学中的应用; 尺度推绎; 景观生态学方法论的创新; 将景观指数与生态过程相结合, 并发展能反映生态和社会经济过程的综合景观指数; 把人类和人类活动整合到景观生态学中; 景观格局的优化; 景观水平的生物多样性保护和可持续性发展; 景观数据的获得和准确度评价 (邬建国, 2004)。

1.3.1.2 景观生态规划

生态规划的定义, 对提高生态规划的科学性合理性意义重大。国内外的文献对生态规划的定义都有所涉及 (表 1.1)。概而言之, 一部分学者以规划理论为基础, 认为生态规划是在生态学理论指导下的空间布局安排和整理, 其核心技术为生态适宜性评价; 另一部分学者则以生态学理论为基础, 认为生态规划必须尊重生态系统内各种复杂的相互关系, 务必确保生态过程的连续性和完整性, 并在此基础上协调生态系统的空间关系, 其核心理论为生态系统生态学。

综合学者们对于生态规划的定义, 生态规划就是以生态系统学、宏观经济学和城乡规划学的基本原理为指导, 应用系统科学、环境科学、管理科学、软件工程学、运筹学、数理统计学、计算机技术学等多学科的手段, 辨别、模拟和设计人工复合生态系统内的各种

生态关系，确保资源开发利用与保护的生态适宜度，探讨改善系统结构与功能的生态建设对策，促进人与环境关系持续协调发展的一种规划。

表 1.1 生态规划相关定义（沈清基，2009）

Table 1.1 The definitions of ecological planning

| 学者或机构 | 生态规划定义 | 特点 |
|--------------------------------------|---|----------------|
| Lewis Mumford 等 | 综合协调某一地区可能的或潜在的自然流(水)、经济流(商品)和社会流(人)，以此奠定该地区居民的最适宜的自然基础。 | 综合(自然、经济、人)协调性 |
| Mcharg | 利用生态学原理而制定的符合生态学要求的土地利用规划称为生态规划。生态规划是对土地的科学合理的利用，旨在找出拥有较多有利因素而较少不利因素土地分布的最佳地区。 | 土地利用中心性 |
| Steiner 等 | 运用生物学及社会文化信息，就景观利用的决策提出可能的机遇及约束。 | 景观性 |
| Rose 等 | 应用生态学概念、生态学方法对人类环境的安排。 | 生态学起着统帅作用 |
| 《环境科学词典》 | 生态规划是在自然综合体的天然平衡情况不做重大变化、自然环境不遭受破坏和一个部门的经济活动不给另一个部门造成损害的情况下，应用生态学原理，计算并合理安排天然资源的利用及组织地域的利用。 | 资源性、经济性 |
| 欧阳志云，王如松 | 生态规划就是要通过生态辨识和系统规划，运用生态学原理、方法和系统科学手段去辨识、模拟、设计生态系统，并人工复合生态系统内部各种生态关系，探讨改善系统生态功能，确定资源开发利用与保护的生态适宜度，促进人与环境持续协调发展的可行的调控政策。其本质是一种系统认识和重新安排人与环境关系的复合生态系统规划。 | 生态关系 |
| 联合国 | 生态规划就是要从自然生态和社会心理两方面去创造一种能充分融合技术和自然的人类活动的最优环境，诱发人的创造精神和生产力，提高物质和文化水平。 | 以人为中心 |
| Ecological planning with consequence | 生态规划是一种促进人类感知活动与自然过程之间发生对话的方式。生态规划基于人类与自然界之间的互反关系。生态规划是一种多学科的协同努力的一个过程，通过这一过程，人类与环境要素紧密地联系在一起。 | 人类与环境的相互作用性 |
| 《Environment handbook》 | 生态规划的目标是保护和恢复自然资源的生产能力，并使它们长久地维持。怀着这种目的，必须对现有和规划的土地使用模式相对于特定地区某些特点的兼容性进行考察。在人口较稠密区域，除了维护和发展或使自然资源重生的目标以外，环境卫生和环境保护技术的各个方面，例如减轻现有污染和其他问题的复原目标，都是特别重要的。 | 资源性 |
| Mohammad Jafari 等 | 生态规划是一种对选择使用的土地从环境和社会经济学状况进行评价的过程，以便对自然资源进行管理，保护生态系统，消除或减少可能的环境冲突。 | 土地利用中心性 |

景观生态规划这个概念可以从狭义和广义两个方面来理解, 广义的理解是景观规划的生态学途径, 也就是将广泛意义上的生态学原理, 包括生物生态学、系统生态学、景观生态学和人类生态学等各方面的生态学原理和方法及知识作为景观规划的基础, 在这个意义上的景观生态规划, 实际上是景观的生态规划(俞孔坚, 2004)。而其狭义理解即是基于景观生态学的规划, 也就是基于景观生态学关于景观格局和空间过程(水平过程或流)的关系原理的规划(俞孔坚, 2004)。在这里, 景观更明确地被定义为在数 km^2 尺度中, 由多个相互作用的生态系统所构成的、异质的土地嵌合体(Land mosaic)(Forman and Godron, 1986; Forman, 1995)。

1.3.1.3 景观格局、过程与尺度

景观生态学指出, 景观格局控制生态学过程, 同时依赖于尺度(邬建国, 2007)。景观生态学中的格局, 往往是指空间格局, 即缀块和其它组成单元的类型、数目以及空间分布与配置等。与格局不同, 过程则强调事件或现象发生、发展的程序和动态特征。景观生态学常常涉及到的生态学过程包括种群动态、种子或生物体的传播、捕食者和猎物的相互作用、群落演替、干扰扩散、养分循环等等(邬建国, 2000)。尺度一般是指对某一研究对象或现象在空间上或时间上的量度, 分别称为空间尺度和时间尺度(邬建国, 2000)。在景观生态学中, 尺度往往以粒度和幅度来表达(Turner and Gardner, 1991)(图 1.2)。空间粒度指景观中最小可辨识单元所代表的特征长度、面积或体积, 时间粒度则指某一现象或事件发生的频率或时期间隔; 幅度是指研究对象在空间或时间上的持续范围, 具体地说, 研究区域的总面积决定该研究的空间幅度; 研究项目持续多久, 则确定其时间幅度。(邬建国, 2000)。

1.3.1.4 景观异质性

空间异质性是指生态学过程和格局在空间分布上的不均匀性及其复杂性。这一名词在生态学领域应用广泛, 其涵义和用法亦有多种。具体地讲, 空间异质性一般可理解为是空间缀块性和梯度的总和, 而缀块性则主要强调缀块的种类组成特征及其空间分布与配置关

系，比异质性在概念上更为具体化，它们最主要的共同点在于它们都强调非均质性，以及对尺度的依赖性（邬建国，2000）。

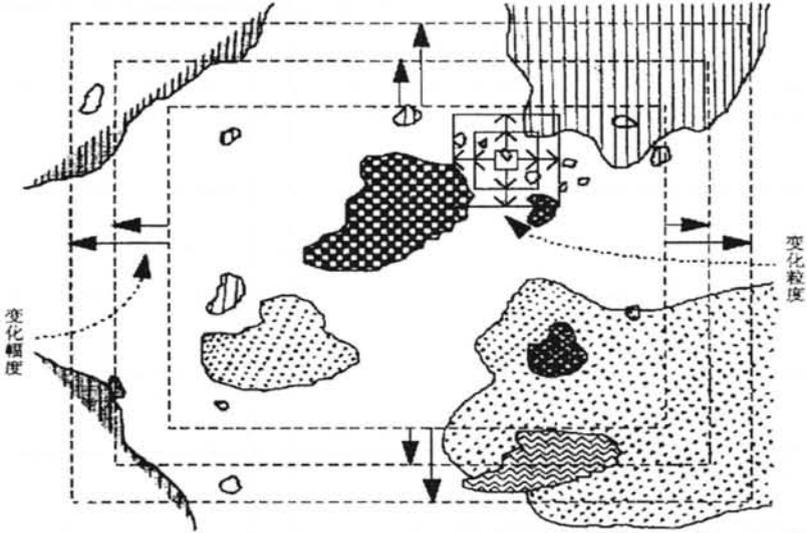


图 1.2 尺度变化概念图 (Wiens et al., 1993; 邬建国, 2000)

Fig 1.2 The conceptual diagram of scale change

1.3.1.5 斑块-廊道-基质模式

景观生态学者们一致认为：“千层饼模式”将生态规划简单地认为是一个垂直的生态过程。实际上，景观结构除了垂直方面的生态过程以外，还包括水平作用过程。比如物种和人的空间运动、物质(水土营养)和能量的流动、干扰过程(如风灾、虫害等)的空间扩散等（俞孔坚，1998，1999，2004）。“斑块—廊道—基质”这一解释景观结构的基本模式通俗、简明、可操作性强，普遍适用于各类景观，包括荒漠、森林、农田、草原、郊区和建成区景观，运用这一模式，景观生态规划可深入探讨地球表面的景观构成，定量和定性描述基本景观元素的形状、大小、数目和空间关系，以及这些空间属性对景观中的运动和生态流的影响，围绕着对这一系列问题的观察和分析，景观生态规划对区域的土地利用做出合理的安排，使其不仅符合土地垂直生态过程，还符合景观的水平作用过程（俞孔坚，1998，1999，2004）（图 1.3）。

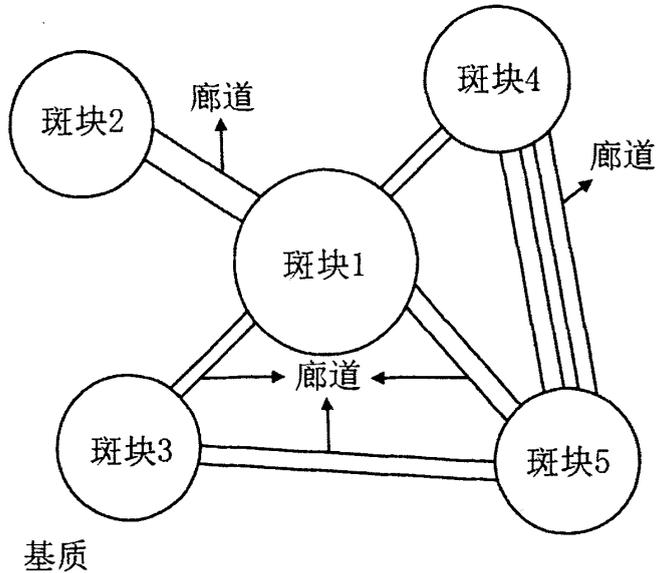


图 1.3 “斑块、廊道、基质”概念图 (Forman and Gordon, 1986)

Fig 1.3 The conceptual diagram of "Patch, corridor, matrix"

斑块是通常指不同于周围背景的非线性景观元素，与其周围基质有着不同的物种组成。斑块是物种的聚集地，它的大小、形状、类型、边缘和数量对景观的功能具有重要的意义 (Forman and Gordon, 1986)。廊道是指不同于两侧基质的狭长地带，可以看作是一个线状斑块，如河流、道路、树篱等。廊道的作用是多方面的，可以是物种迁移的通道，也可以是物种和能量迁移的屏障。它的数目、构成、宽度和形状对景观的功能具有重要的意义 (Forman and Gordon, 1986)。基质是景观中范围广阔、相对同质且连通性最强的背景地域，是一种重要的景观元素。它在很大程度上决定着景观的性质，对景观的动态起着主导作用 (Forman and Gordon, 1986)。

“斑块—廊道—基质”模式的应用主要集中在生物多样性保护上，比较典型的例子是俞孔坚在广东丹霞山国家风景名胜区的生物保护规划中“关于景观安全格局理论和方法的研究”。该研究区域范围超过300Km²，位于南亚热带和中亚热带的过渡性地区，生物多样

性很高。该研究选用3类有代表性的物种作为保护对象，包括了中型哺乳类、鸟类和两栖类。通过把它们作为假想目标，旨在保护生境的多样性和潜在的景观生态基础设施。其格局判别主要分为三个步骤：首先，选取能充分反映保护地生境特点的物种和群体的栖息地为本源；然后，通过分析空间和物种运动的关系建立阻力面；最后，根据阻力面的空间特征判别其生态安全格局。所谓空间特征，包括缓冲区、源间连接、辐射道和战略点等(图 1.4)。该研究通过将水平生态过程作为一种对景观的控制过程来对待。通过对关键性景观局部、位置和空间联系的控制和栖息地的布置形成某种战略性格局，有可能形成超越于实际存在的景观元素以外的强有力的生态势力圈，从而使某种生态过程的健康与安全得以有效的维护。安全格局的功能组分，基本上是与景观生态学的景观分析模型相对应，如“斑块—廊道—基质”模式。一个安全格局意味着如何选择、维护和在某些潜在的战略部位引入斑块，使它们成为“跳板”，这就意味着如何来构筑源间联系廊道和辐射道。生态安全格局部分或者对全部被破坏的景观改变，对于某种生物保护安全水平来说是不能被接受的，因为它将导致生态过程的急剧恶化（俞孔坚，1999）。

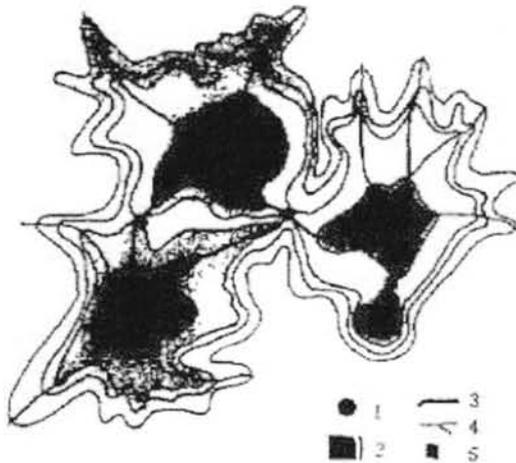


图 1.4 阻力面和生态安全格局假设模型（俞孔坚，1999）

Fig 1.4 The hypothesis model of resistance surface and ecological security pattern

（注：①源；②阻力面和等阻线；③源间通道；④辐射道；⑤战略点。）

1.3.2 景观格局分析

在景观生态学中，对景观格局分析方法的研究主要是出于识别、比较、评价现状或历史景观格局的目的，并针对现状或历史进行景观格局分析，这类景观格局分析方法可分为定性分析和定量分析两大类：

1.3.2.1 定性分析

定性分析主要是通过区域性地理和植被调查，利用相应的类型图、航片或遥感图像来识别景观单元的组成和分布，并可直观地进行比较，以调查间隔时间段区域的景观动态变化情况，在所有的景观格局分析方法中，这类方法是最早形成的，由于早期景观生态学、区域地理学和植被科学有着密切的关联，因此这类方法实际上是直接借鉴了这两个学科的研究方法（邬建国，2000）。

1.3.2.2 定量分析

定量分析则试图利用量化数据来更为精确地识别、描述景观空间格局，并进行比较研究。这类分析方法是从20世纪80年代开始，随着北美景观生态学的蓬勃兴起而迅速发展起来的。由于研究目的和数据类型的差异，这类方法一般又可分为格局指数方法和空间统计学方法这两类（邬建国，2000）。前者，是通过少量精选的景观格局指数来抽象地反映景观结构组成和空间分布特征，从而可以方便地实现不同景观之间以及同一景观发展变化的比较研究，并能通过研究分辨出一些细微的但具有特殊意义的景观结构差异（邬建国，2000）。这类分析方法所采用的景观格局指数主要是一些空间上非连续的类型变量数据，如通过矢量图获得的景观单元面积、周长等统计数据（邬建国，2000）。表1.2列出了一些常用的景观格局指数及其分析意义。后者，则试图通过对一些更为详细的、在景观空间中均匀分布的、显示生态因子变化情况的连续变量（如土壤养分、水分分布，植物密度分布，生物量分布，地形变化等）进行数学分析，来揭示种种可能被地理和植被类型所掩盖的、切合生态系统本质特征的景观单元的组成和空间情况。表1.3列出了一些常用的空间统计学方法，表明不同的分析方法则有着不同的具体用途（邬建国，2000）。

表 1.2 常用景观格局指数 (邬建国, 2000)

Table 1.2 The common landscape indexes

| 景观指数 | 缩写 | 公 式 | 分析意义 |
|---|----|--|--|
| (1) 斑块形状指数 (patch shape index) | S | $\frac{P}{2\sqrt{\pi A}}$ 以圆为参照: $S_{\text{圆}} = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}}$ $\frac{0.25p}{\sqrt{A}}$ 以正方形为参照: $S_{\text{方}} = \frac{0.25p}{\sqrt{A}}$ (P—斑块周长, A—斑块面积) | 斑块形状为圆形或正方形时, S 值为 1, 斑块的形状越复杂或越扁长, S 值越大。 |
| (2) 景观丰富度指数 (Landscape richness index) | R | $R=m$ (m—斑块类型数目) | 斑块类型越多, R 值越大。 |
| (3) 景观多样性指数 (Landscape diversity index) | H | Shannomm 多样性指数: $H = - \sum_{k=1}^n P_k \ln P_k$ (Pk) | 用于度量景观结构组成的复杂程度一般 H 越大, 景观结构组成越复杂。 |
| | | Simpsom 多样性指数: $H' = 1 - \sum_{k=1}^n P_k^2$ (Pk—斑块类型 K 在景观中出现概率; n—景观中斑块类型的总数) | |
| (4) 景观优势度指数 (landscape dominance index) | D | $D = H_{\max} + \sum_{k=1}^m P_k \ln(P_k)$ (Hmax—多样性指数的最大值; Pk—斑块类型 k 在景观中出现的概率; m—景观中斑块类型的总数。) | 是多样性指数的最大值与实际计算值之差。通常较大的 D 值对应于一个呈少数几个斑块类型占主导地位景观。 |
| (5) 景观均匀度指数 (Landscape evenness index) | E | $E = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{- \sum_{k=1}^n P_k \ln(P_k)}{\ln(n)}$ shannoom 多样性指数; Hmax—多样性指数的最大值; Pk—板块类型 K 在景观中出现的概率; n—景观中斑块类型的总数。) | 通常以多样性指数和其他最大值的比, 来反映景观中斑块在面积上分布的均匀程度。当 E 趋近 1 时, 景观斑块分布的均匀程度也趋近于最大。 |
| (6) 景观形状指数 (Landscape shape index) | SI | $LSI = \frac{0.25E}{\sqrt{A}}$ (E—景观中所有斑块边界的总长度; A—景观总面积。) | 类似于斑块形状指数, 只是计算尺度上升到整个景观。 |

表 1.3 常用空间统计学方法（邬建国，2000）

Table 1.3 The common spatial statistical methods

| 空间统计学方法 | 作用 |
|---|--|
| (1) 空间自相关分析 (Spatial autocorrelation analysis) | 确定某一变量在空间上的相关性及相关程度，进而分析景观的空间结构特征，判别斑块的大小及某种格局出现的尺度。 |
| (2) 趋势面分析 (Trend surface analysis) | 确定区域尺度上空间结构的趋势和逐渐的变化。 |
| (3) 谱分析 (Spectral analysis) | 分析一维或二维空间数据中反复出现的斑块性格局及其尺度特征。 |
| (4) 半方差分析 (Semivariance analysis) | 描述和识别景观的空间结构，并可对景观空间局部进行最优化插值。 |
| (5) 小波分析 (Wavelet analysis) | 建立时间上或空间上的景观格局与同一尺度以及具体时空位置的联系。 |

1.3.3 土地利用变化模拟

面对当前日益加剧的人口—资源—环境问题，全球变化研究成为近年来国际上最为活跃的研究领域之一，而在众多的全球变化问题中，土地利用、土地覆盖变化研究则显得尤为重要。其原因有二：首先，土地利用、土地覆盖变化是引起其它全球变化问题的主要原因，因而在全球环境变化和可持续发展研究中占有重要地位；其次，地球系统科学、全球环境变化以及可持续发展涉及到自然和人文多方面的问题，而在全球环境变化问题中，土地利用、土地覆盖变化可说是自然与人文过程交叉最为密切的问题（王秀兰 等，1999）。从土地利用、土地覆盖变化的涵义及研究内容出发，构建土地利用变化模型是深入了解土地利用变化成因、过程，预测未来发展变化趋势及环境影响的重要途径，也是土地利用变化研究的主要方法（王秀兰 等，1999）。

1.3.3.1 经验统计模型

经验统计模型利用外部经验确定变化速率，并进行多元分析，从而确定土地利用覆盖变化的驱动因子，通常使用多元线性回归方法（张华 等，2005）。但是这种统计联系不是建立在因果关系的基础上。此外，回归模型虽然能够很好地拟合原始数据所对应的变量空间，但对于研究区域以外，却无法发挥其作用。因此，回归模型不能被用作大范围的推

断, 这样的模型只能用作具有校准数据的土地利用覆盖变化预测, 并对已有土地利用覆盖变化历史记录的、且土地利用覆盖变化强烈的地区进行预测 (Lambin et al., 2000)。

1.3.3.2 元胞自动机模型

元胞自动机的基本原理是将所研究的区域划分为若干个单元, 这些单元称为元胞, 是元胞自动机的最基本组成单位, 所有的元胞空间网点集合构成元胞空间, 在元胞空间中每个元胞都有其对应的状态和邻居, 而每个元胞的当前状态及邻居状况确定下一时期该元胞的状态, 即元胞的变化受规则控制。在土地利用变化的模拟中, 将研究区划分为元胞, 每个元胞都对应着一定的土地利用类型, 土地利用变化的历史趋势、土地适宜性以及相关的政策、经济因素构成规则, 它们共同决定着每个元胞土地利用类型转换的可能性, 当可能性超过控制阈值的时候, 土地利用类型将发生转化 (熊利亚等, 2005)。

它的优点是: 能可视化模拟土地利用覆盖时空分布的动态过程, 具有空间概念, 用元胞状态的变化来表现土地利用的转变过程, 适于模拟复杂系统的行为, 并可以对系统未来的发展趋势做情景分析 (He et al., 2004; Syphard et al., 2005)。然而其缺点是: 模型认为人类主体虽然重要, 但并不影响模型结果, 模型用人为了制定的转换规则替代人类决策, 如果能很好的定义周围环境对异质主体的作用, 则这种替代方法是切实可行的, 但是如果不能合理的定义这种关系, 模型就会得到与事实不相符的结果。另外, 研究表明, 人类活动对模型结果有着显著的影响, 这也说明这一假设与事实是相违背的, 模型中, 参与者并没有一个固定的位置, 邻域关系又不能反映实际的空间关系, 这就会产生一个空间导向的问题 (Parker et al., 2003; Hogeweg, 1988)。

1.3.3.3 智能体模型

智能体模型表述了人类决策的制定和行为者之间的相互作用, 该模型包括独立的行为实体, 通过各行为者的相互作用和支配, 确定行为者和环境之间的内在联系 (张华等, 2005) (表 1.4)。模型行为者可能是土地管理者, 他综合了个人的知识、价值取向, 所在区域的土壤性质和地形 (自然景观环境), 邻近区域的土地管理方式 (社会环境) 进行整体评估, 在此基础上进行土地利用决策。模型的行为者也可能是高级实体或社会组织, 比如乡村组织、当地政府或邻国。在区域综合的水平上, 包括每个参与者的行为方式, 比

如最高收入与最低收入的两者生活水平，他们对环境的反馈，空间资源的分配（张华等，2005）。与传统的数学规划或计量经济学相比，虽然行为者的相互作用可能导致产生错误结果，一系列全球变化分析不能应用到这些模型中去，但是基于行为者的模型却具有很强的适应性，允许研究者考虑行为者的异质性和独立性以及他们所处的环境。此外，当基于行为者的模型与细胞自动机结合起来描述行为者作用的景观时，这些模型能够明确地表述空间过程、空间相互作用和多尺度现象（张华等，2005）。

表 1.4 智能体模型应用软件（张华等，2005）

Table 1.4 Application software for agent based model

| 软件 | SWARM | RePast | Ascape | CORMAS |
|---------|---|---------------------------------|--|--|
| 开发者 | 圣达哥学院 SWARM 发展小组 | 芝加哥大学 | 华盛顿 Brooking 学院 | 法国，蒙比利埃 |
| 开发时间 | 20 世纪 90 年代早期 | 1999 年以前 | 1997 年 | 1996 年 |
| 语言 | 目标 C 语言/Java | Java | Java | Smalltalk |
| 操作系统 | Unix/Linux, MAC OSX, Windows | Windows, Unix/Linux, MAC OSX | Windows, Unix/Linux, MAC OSX | Windows, Unix/Linux, MAC |
| 要求技术 | 强 | 一些 Java 设计 | 已有的模型运行不需 技术，改变模型需一 定技能，模型扩展需 很强的技能 | 如果参加了训练课 程，则不需其它技术 |
| GIS 连接 | Kenye/GIS 图书馆 http://www.gis.usc.edu/ swarm | 发展中 | 测试第二版 | 用一般方法从/到 Mapinfo 中输入/输出地图，矢量 和栅格格式均可，应用 Arcview，一个经 access 的 动态链接，已被 ODBC 和 DDE 成功地测试 |
| 电子数据表链接 | 没有 | 有 | 有 | 有 |
| 主要应用领域 | 自然和社会科学，军事 和商业应用 | 社会科学 | 社会和经济系统 | 经济和生态模拟，自然资 源管理 |

1.3.3.4 CLUE-S 模型

(1) 模型开发简介

土地利用变化通过作用于生物多样性，水和辐射量，气体排放和碳循环，已经成为环境管理的核心(Lambin et al., 2000, Turner and Romme, 1994)。土地利用规划将影响土地利用变化动态过程，因而土地利用格局如何设置已经成为平衡环境和相关利益者利益的实际需要。环境管理和土地利用规划需要土地利用动态变化的相关信息，模型能够帮助

决策者来理解未来土地利用动态变化的机制,进而实现有目标的管理决策。环境管理和土地利用规划发生在不同的空间和组织水平,常常对应其相应的经济区域或管理单位,诸如国家和省级水平。在不同水平上进行分析,所需要的信息和所作出的管理决策因存在显著性差异,在国家尺度上,往往只需要明确哪些地区是土地利用变化的热点,有多少面积土地即将面临着快速的土地利用变化。而在区域尺度上,土地利用变化对于自然资源的影响则可以通过土地利用变化分析和基于相关的模型来评价其对自然资源的影响来得到信息。关于这一点比较重要的例子是水平衡模型、氮平衡模型和侵蚀沉淀模型(Schulze, 2000; Priess and Koning, 2001; Smaling and Fresco, 1993)。这些模型大部分都需要高分辨率的土地利用数据来模拟相关的过程。

对于空间显式土地利用模型的关注开始引导大量相关土地利用模型的出现,而大部分的模型的建模初衷只关注逆森林化过程,近来也有一些模型开始关注城市化和农业化过程(Lambin et al., 2000, Turner et al., 1995; Lambin 1997; Brown et al., 2000)。这些模型的空间显式方法常常是基于元胞自动机模型来实现的,它们通过构建基于领域规则和用户自定义的驱动因子的函数来模拟土地利用变化(Wu 1998)。然而这类模型关于领域规则和转化规则的设置是基于用户自身的知识水平,如果用户本身尚缺乏对于土地利用变化和驱动因子之间经验关系的定量理解,即这就会导致错误的出现(Brown et al., 2000)。一个概率图,基于逻辑斯蒂回归和神经网络分析来分析土地利用变化率,进而用来预测未来的土地利用转化。关于该种变化的预测是基于某特定值来去衡量概率图(如栅格表现为概率最大的土地利用类型),这在短期来说是比较有效的,但是当进行土地利用变化的长期模拟时,土地利用变化的需求量发生变化时,该方法则是无法准确的模拟土地利用的变化。另外,该类模型往往只关注于一种土地利用类型的转换,而无法解决土地利用类型之间显式的冲突问题(verburg et al., 2002)。

CLUE 模型被开发用来模拟土地利用变化过程,基于土地利用与驱动因子之间的经验关系和动态的建模过程。相对于大部分的经验模型而言,该模型可以自动的模拟土地利用类型变化,基于土地利用类型之间冲突的动态模拟。该模型被开发用来模拟国家和大陆水平的土地利用变化,相关的应用被在中美洲、中国和印度尼西亚实现。对于研究区来说,它的分辨率很粗,单个像素的大小在 $7 \times 7\text{km}$ 到 $32 \times 32\text{km}$ 之间。因此,该模型无法获取更精细尺度的土地利用和驱动因子数据,而且对于精细尺度建模来说,每一个栅格只代表在该

栅格中最常出现的土地利用,然而如果根据在精细尺度建模的习惯来更粗的尺度构建土地利用模型,会产生比较大的差异,因为随着尺度的增加,土地利用的分布会随着土地利用类型空间和概率的分布发生变化,某些应有的土地利用类型会减少,而某些会增加,因此对于国家和大陆尺度的该模型来说,每一个栅格不仅仅代表一种土地利用类型,而是包括30%的农业用地、40%草地和30%林地。基于数据类型和其他属性的差异,该类模型无法直接应用于区域尺度,因此,CLUE-S模型将被开发用来模拟区域尺度的土地利用变化(Verburg et al., 2002)。

(2) 模型结构和建模过程

模型主要可分为两个子模块,分别为非空间需求模块和空间显式分配过程模块。前者在于集总水平来计算所有土地利用类型变化的面积;后者则基于栅格系统,前一步骤计算出来的土地利用变化需求量,被分配到研究区域内空间上不同位点上的土地利用变化。CLUE-S模型用户界面只提供土地利用变化的空间显式分配过程,而对于土地利用需求量模块而言,多种方法可以被用来计算土地利用需求量,简单的趋势推演模型或者复杂的经济模型。关于土地利用需求量计算方法的选择与研究区内最主要的土地利用类型变化以及研究所要探讨的土地利用开发前景有关。土地利用需求模块的计算结果,以年为计算单元,总面积被分配到所有的土地利用类型中。空间显示分配过程是基于经验式的,空间分析和动态建模的过程,有四类信息:即包括空间政策信息、土地利用类型转化规则信息、土地利用需求信息和空间位点特征信息、被集约到一起建立模型的环境变量和概率变量,来进一步计算迭代过程中的最好结果。

利用CLUE-S模型建模主要分成三步:第一步是计算土地利用需求模拟过程中土地利用变化的限制因素;第二步是通过逻辑斯蒂模型建立土地利用转换概率和空间位点生物物理和社会经济特征之间的关系;最后一步是分配过程。在这一步,通过逻辑斯蒂模型,每个栅格每种土地利用类型的转换概率首先被计算,然后该栅格被分配以转化概率最高的土地利用类型。转换概率由土地利用类型适宜性,土地利用转换弹性和迭代变量共同决定。然后,每种土地利用类型的土地面积与土地利用变化需求量进行比较,如果被分配的量少于需求量,迭代变量就会增加,整个过程将被重复直到土地利用分配后的面积总量等于土地利用的需求量

(3) 模型输入和输出

空间政策和限制可以有效的影响土地利用变化的格局。空间政策和限制数据通过指出哪些区域可以用来进行土地利用变化, 哪些区域则不能用来进行土地利用变化来进行表现。对于模拟过程来说, 该类数据是必须的, 等同于为土地利用变化提供在空间上变化的边界。一些自然保护区, 或者水系外的 30m 缓冲区, 基本农田等常常被作为禁止开发区域而需要被首先标记出来。

实践表明, 土地利用类型转化规则, 将能决定模拟的时间动态特征。两组参数需要被设置给每一种土地利用类型, 分别是转换弹性和土地利用转化规则。第一个参数, 转换弹性与土地利用变化的可逆性有关, 高成本投入的土地利用类型往往不会简单的转换为其他类型, 比如居住用地往往很难转化为其他类型土地, 而其他土地利用类型在该空间位点更适合其他土地利用类型很容易转化为其他土地利用, 而林地常常因为城市化进程被转化为农业用地或者建设用地。因此对于每一种土地利用类型, 转换弹性应该被设置用来代表其变化的弹性程度, 0 代表容易转化, 1 代表不容易转化。第二组参数, 土地利用转化规则与土地利用变化的方向有关, 往往以转移矩阵的形式来表示, 它阐述了这样一种规则, 某种土地利用只可以特定的转化为某几类其他土地利用。比如说在某个高速城市化的区域, 城市用地转化为其他用地类型基本上很少的, 所以该参数就被设置成城市用地无法转化成其他的土地利用类型。另外, 该参数还提供了时间序列的设置, 可以探讨一段时间内的某种规则下的土地利用变化, 而在下一段时间则执行另外一种规则。

土地利用需求参数通过在集总水平计算出来作为特定预景的一部分。土地利用需求参数通过定义土地利用总的变化量来限制模拟过程。所有像素的变化量被加起来满足总的变化量。该种参数的计算式独立于 CLUE-S 模型之外, 通过其他的方法来获取的。一般来说, 最简单通过线性推演来预测土地利用的变化, 但如果必要的话也可以将人口增长, 经济发展和社会关系变化作为土地利用需求量变化的驱动因子来构建模型, 另外还可以通过改变这些模型中的某一个参数变量来探讨不同政策预景下土地利用变化情况。

空间位点特征参数。空间位点的土地利用转化被认为应该转化为在某个时刻有最高表现的土地利用类型。该种表现代表了不同的行为和决定共同作用的结果。这种表现基于一组土地利用类型变化的驱动因子来进行经验的估计。一个统计模型被用来回答这一个问题, 某一个位点的土地利用类型是否应该被转化, 如果应该, 宜转化为何种土地利用类

型。逻辑斯蒂模型被用来回答这一个问题，每一个空间位点基于该位点与土地利用变化有关的经济、社会和自然因子，被计算出其为某一种土地利用类型的概率值，则介于 0 和 1 之间。

$$\text{Log}\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_{1,i} + \beta_2 X_{2,i} \dots + \beta_n X_{n,i} \quad (\text{式 1.1})$$

其中 P 值是某一栅格土地利用类型转化为某种土地利用类型的概率，X 值是相关的驱动因子，B 值是系数。在某一模拟时刻，某一个空间位点，其最高概率的土地利用类型被认为是最适合的土地利用类型，并转化为该土地利用类型。

模型模拟以一年为步长，每一年的土地利用分布文件也会在模型根目录下生成，模型输出结果以 ASCII 的格式被存储在模型根目录下，通过 ARCVIEW 和 ARCGIS 可以将该种格式转化为该软件可识别的 GRID 格式来进行检视，其后通过 ARCGIS 的相关工具，可对模型模拟结果进行特征分析和后处理。

(4) 模型应用

CLUE-S 模型被广泛的用于预测土地利用发展，评价不同的政策和规划决策对于土地利用开发的影响，并被用于评价土地利用开发对于生态学过程的影响 (Verburg et al., 2006; Wassenaar et al., 2007; Castella et al., 2007; Lin et al., 2007; Overmars et al., 2007; Lesschen et al., 2007; Hurkmans et al., 2009)。

Lin 等利用 CLUE-S 模型模拟了城市扩张过程，并评价了城市扩张对于土地利用格局和水文过程的影响。基于历史卫星图 (1990-2000) 和 CLUE-S 模拟期 (2001-2025) 的景观格局分析，城市扩张使得景观格局更加的破碎化，形状更加规则以及分散的格局。基于水文模型 GWLF 评价了城市扩张对于水文过程的影响，研究显示，在 1990-2005 年间，地表径流增加了 22%，基底径流增加 18% (Lin et al., 2008)。

Chen 等利用 CLUE-S 模型模拟了不同城市开发前景下的土地利用格局，并利用水文模型评价了不同前景下的水文过程改变。通过改变城市化水平的变化率，该研究利用 CLUE-

S 模型构建了两个土地利用开发远景, 远景 A 的城市化水平为 17%, 远景 B 的城市化水平为 14%, 其后, HEC-HMS 水文模型被用来评价土地利用变化对于水文的影响, 在 10 年、50 年和 100 年一遇的暴雨强度下, 远景 A 的峰值流量分别增加了 3.8%、2.6%和 2.3%, 远景 B 的峰值流量则分别增加了 2.8%、1.9%和 1.7%, 同时, 远景 A 的径流总量增加了 4.7%、3.4%和 3%, 远景 B 的径流总量也分别增加了 3.3%、2.5%和 2.1%。结果显示, 水文过程对于土地利用变化敏感, 且其变化趋势, 随着暴雨强度的增加而减弱。另外, 在亚流域尺度, 土地利用对于水文过程的影响也被探测到, 且最敏感亚流域最靠近城市, 该研究为土地利用规划和土地利用影响研究提供了有效的参考和支持 (Chen et al., 2009)。

1.3.4 水文过程模拟

用数学的方法去描述和模拟水文循环的过程, 产生了水文模型的概念, 水文模型的产生是对水文循环规律研究的必然结果。水文模型在水资源开发利用、防洪减灾、水库道路、城市规划、面源污染评价、人类活动的流域响应等诸多方面得到了广泛的应用, 当今的一些研究热点, 如生态环境需水、水资源可再生性等均需要水文模型的支持 (吴险峰, 2002)。

1.3.4.1 经验模型

经验模型是建立在经验统计的基础上的一种水文模型, 它简单灵活, 适用性广, 在数据区范围内效果很好, 因为它将数据之间隐含的物理意义用统计关系表达出来了, 但是用于外延预报, 则模型隐藏的物理基础消失了, 变成了纯数学表达, 外延效果差, 典型的系统理论模型由 Markov 链 (蓝永超等, 2000), 基于最小二乘法的统计、回归、模糊数学和人工神经网络等 (陈仁升等, 2003)。

1.3.4.2 概念式水文模型

概念性模型既有一定的物理基础, 又具有统计回归模型的特点, 其操作简便, 输入变量少, 对观测数据精度要求不很严格, 但是该类模型的参数不易获取, 同时, 如果水文系统内部的变化比如森林的砍伐、土地利用的改变等, 必定会影响到模型参数的变化, 从而必须重新调整参数 (陈仁升等, 2003)。典型的概念式水文模型包括, Stanford 流域

模型 (SWM)、Sacramento 模型、Tank 模型、Boughton 模型、前期降水指标 (API) 模型、新安江模型等 (Singh, 2000)。

1.3.4.3 半分布式水文模型

模型具有严格的物理基础, 模型严格按照人们所理解的流域水文过程建立起来, 一个流域内部的地形、地貌、地质、植被、土壤、气象等基本要素一般是不同的, 其相应的水文过程也各异, 那么反映流域水文过程的具有严格物理基础的水文模型在流域各处的参数也应该是不同的。一般来说, 具有严格物理基础的水文模型必然是分布式的, 但是有些模型虽然含有分布式的参数, 但是模型所划分的流域单元内却是采用黑箱的方式来进行水文描述 (陈仁升等, 2003)。典型的半分布式水文模型包括, 流域版的 HEC-HMS 模型 (张建军等, 2009)。

1.3.4.4 全分布式水文模型

全分布式水文模型的优点是模型的参数具有明确的物理意义, 可以通过连续方程和动力方程求解, 可以更准确的描述水文过程, 具有很强的适应性。与概念性模型相比, 分布式水文模型用严格的数学物理方程表述水文循环的各子过程, 参数和变量中充分考虑空间的变异性, 并着重考虑不同单元间的水平联系, 对水量和能量过程均采用偏微分方程模拟。因此, 在模拟土地利用、土地覆盖、水土流失变化的水文响应及面源污染、陆面过程、气候变化影响评价等方面应用显出优势。参数一般不需要通过实测水文资料来率定, 解决了参数间的不独立性和不确定性问题, 便于在无实测水文资料的地区推广应用 (陈仁升等, 2003)。典型的全分布式水文模型包括, SWAT 模型和 GSSHA 模型等 (丁飞等, 2007; Downer and Ogden, 2004)。

1.3.4.5 GSSHA 模型

(1) 模型开发简介

工程研究和开发中心的海岸与水利实验室中的流域系统小组通过修改和应用表面和亚表面的水文模型, 为美国陆军和美国工程兵团的军事行动提供相关技术支持。国防部负责

管理美国境内 200000 km² 土地内军事设施的建设, 防洪控制和河流改造工程。流域系统小组为陆军提供河道径流, 淹没区, 饱和区, 土壤侵蚀, 地下水位, 污染物的沉淀和传输的预测。该类预测工作主要集中于探讨气象条件的变化, 工程条件的变化以及土地利用的变化对于水文的影响。流域系统小组使用多个模型, 这些模型大部分是基于国防部的流域模拟系统 (Nelson, 2001), 地下水模拟系统 (Jones, 2001) 和地表水模拟系统 (Zundel, 2001) 来实现的。

分布式水文建模方法, 被认为相对于传统的集总式参数化水文模型, 诸如美国工程兵团的表面水文模型 HEC-1, 具有很大的提高预测精确度的潜力 (USACE, 1985)。诸如美国陆军, 受美国环境保护组织 (EPA) 资助, 开始了关于具有明确物理意义的, 分布式参数化的, 水文模型 CASC2D 的研究 (Ogden et al., 2002; Downer et al., 2002)。大量实践已经证明, 当该模型被正确使用时, 被证实可以有效的提高了水文模型预测的精度, 而且模型安装简单, 结果清楚易懂且可视化。(Doe et al. 1996; Ogden et al., 2000; Senarath et al., 2000; Downer et al., 2002)。然而, 由于该模型是基于某些特定假设开发的, 当实际条件不满足这些前提假设时, 水文模型预测的精度就无法得到保证, 这就限制了该模型的应用 (Senarath et al., 2000; Downer et al., 2002)。当土壤过饱和和产生径流时, 地下水排入河道的径流量会对于河道径流总量产生重要影响, 而这与该模型的初期假设河道径流主要是由地表径流提供相冲突, 会导致错误的预测结果 (Loague and Freeze, 1985; Loague, 1990; Grayson et al., 1992; Smith et al., 1994; Loague and Kyriakidis, 1997; Downer et al., 2002)。

GSSHA 模型是基于 CASC2D 模型基础上的显著重构和改进的模型。CASC2D 模型最初是由 P.Y. Julien 开发的, 以二维的表面流路径选择函数为基础, A 编程语言来编写。其后, Bahafian Saghafian 用 FORTRAN 语言重新编写了该模型, 并加入了 GREEN\$AMPT 渗透函数和显式扩散波渠道选择函数 (Julien et al., 1995)。在这之后, Bahafian Saghafian 用 C 编程语言重构, 显著的改进和重新编写了该模型。Fred L. Ogden 将非显式的渠道选择函数加入该模型。从 1995 年开始, CASC2D 再次被重构, 模型被赋予连续模拟的能力, 另外 BYU 开发了该模型的用户使用界面。

GSSHA 模型的开发目的是要正确的识别和实现流域中重要水文过程的模拟。该模型被设计用来模拟多种类型径流的产生和预测流域内的物理过程, 例如超渗产流、饱和产流和

地下水排放。通过不断的修正和再开发,目前,该模型可以用来显式计算在不同类型的水文区和状况下的流量、径流深和土壤侵蚀;该模型可以预测亚表面对于河道径流的影响、处理污染物传输问题;该模型提供了友好易于使用的用户使用界面;源码可以被美国陆军提供,修改模型和利用该模型发表刊物不受限制。

尽管 GSSHA 是基于 CASC2D 的基础上研发而成的,然而其与 CASC2D 有着本质上的不同,它可以实时更新独立的过程。在 CASC2D 模拟中,当一个水文过程停止了,其他相关水文过程也都停止了,而不同每个水文过程响应时间不同,通常饱和区产流的时候,不饱和区却处于停滞状态。而在 GSSHA 模拟中,每个水文过程有着自己的时间步长和相互联系的更新时间,在每个步长时间内,每个水文过程的更新时间被与现在模型的时间进行匹配,当他们一致的时候,水文过程就更新一次,更新的信息通过水文过程之间的相互联系互相传递。从属水文过程的更新时间和步长变化也可以作为更新过程的一部分。这样的设计使得水文过程的模拟更加有效,因为不同水文过程(地表径流,蒸发作用和地下径流等)有着不同的反应时间。同时,可以提高计算效率,当条件允许时,可以以更大的时间步长来进行模拟。

(2) 模型结构组成

GSSHA 是以物理学意义为基础的,分布式参数化的,栅格结构的水文模型,可以用来模拟给定水文气象条件下的流域水文响应。该模型的主要部分包括降雨量在空间和时间上的变化,降雪聚集和融化,降雨初损,渗透,蒸发,地表径流选择,非饱和区土壤潮湿度计算,饱和地下水产流,地表沉淀物侵蚀,传输和沉积,河道内沉积物输送。

在降雨量分配模块中,降雨量可以通过对雨量站赋值被分给流域内的不同区域,雨量站之间的降雨量分布通过泰森多边形插值或反向加权距离插值得到,每个雨量站的雨量值可以在不同的时间表现出差异性,时间间隔也可以表现为不等分性。

在降雪聚集和融化模块中,降雨被自动处理成降雪,而温度则被设定为零下 $^{\circ}\text{C}$,任何累积的降雪都被认为是一层的积雪,融化被认为是热源存在的结果,热源包括非冰点的境遇和太阳辐射,热量通过升华和蒸发来进行传导。

降雨初损是大气降水被植物阻拦,没有落到地面的那一部份水量,在降雨初损模块中,该过程通过经验式的二变量模型来进行模拟,该模型由初始植被滞留水量和初始滞留

水量满足后的滞留水分组成。在 GSSHA 模型中，该类被植被滞留的水量假设通过蒸发作用散失掉了。

渗透过程是指降雨落到地表，基于重力和毛细管吸力渗入土壤中的过程。在 GSSHA 模型中，有两种常用的办法被用来模拟渗透过程，他们是 GREEN&T 模型（1911）和理查兹方程模型（1931），另外还有两种扩展版的 GREEN&T 模型，一共四种方法可供选择。GREEN&T 模型的使用受具体条件的限制，当超渗产流是河道径流的主要产生机制时，该模型可以有效模拟渗透过程。该模型假设初始土壤条件为干燥，降水由于毛细管吸力迅速的渗透入土壤，随着降雨的持续下降，地面的土壤渐渐趋于饱和，入渗率逐渐下降，直到它接近土壤的饱和水导率。多层 GREEN&T 模型假设土壤是一个无限深，均匀的土柱，当土柱不同分层的的水导特征发生变化即表明了入渗量的不断减少。当进行长期模拟时，再分配 GREEN&T 模型就可用于进行渗透过程模拟，多湿润线被模拟，水分在土壤在休雨期被重新分配（Ogden and Saghafian, 1997）。理查兹方程式，是目前最完整的被用来计算土壤水分移动的方法，包括渗透，实际蒸发量和地下水补给。该方程的是用不仅限于超渗产流起主要作用的河道径流的计算。在该模型中，3 个土层，每一层的土壤类型都被指定特定的参数。因为理查兹方程式高度非线性的，所以当该方程被用来模拟高度瞬态条件下，润湿线和地下水位时，则显得很困难和费时。通过引入更高性能的理查兹方程模型，采用适当的空间离散，GSSHA 已经能够模拟土壤水分和相关水文通量。

当土壤表面的水分因为土壤过饱和无法下渗，也无法通过蒸发作用返回大气时，就会以池塘的形式在地表存在，它也可以以地表径流的形式从一个栅格流到另一个栅格。在地表径流路径选择模块中，地表径流路径选择是基于扩散波方程的显式有限体积方案来实现的。3 种方案可被选择，分别是点显式、可选择方向显式和预测校正后的可选择方向显示。通过该函数，一个洼地的深度被计算出来，没有水会形成地表径流，直到水的深度超过了洼地的深度，这个洼地的深度代表了基于微地形滞留水的量。

当河道路径被确定下来以后，地表径流到达用户定义的河道部分，进入河道，并以 1D 的渠道网络为基面进行移动，直到它到达流域出水口。渠道路径选择是通过扩散波方程的显式结果来实现的，这种简单的方法基于多种内部的稳定性验证，可为模拟亚临界，超临界和跨界的径流提供稳定的结果。

蒸发量是地表水蒸发、土壤孔隙水蒸发以及植物水分蒸腾综合的作用。在蒸发量模块里, GSSHA 可以追踪长期模拟过程中土壤的水分状况, 蒸散发可以通过两种模型来被模拟, 分别是 Deardroff 和 Penman- monteith。然而 Deardroff 方法是针对裸土环境来建构的, 而 Penman- monteith 则是根据有植被地区环境来建构的。

在长期模拟中, 非饱和区的土壤潮湿度可以用两种方法来模拟: 一种是土壤量计算方法 (Senarath et al. 2000); 另一种是通过理查兹方程来模拟土壤水分的移动和水文流量 (Downer, 2002)。

在饱和地下水流模块中, 地下水被认为可以显著的影响地表水的水文条件, 饱和区的地下水流则可以通过有限差分的、2D 的、饱和地下水流方程来模拟。饱和地下水有限差分栅格图有地表径流栅格直接联系。

在径流和地下水交互模块中, 当饱和地下水流和渠道路径被模拟时, 径流和饱和地下水之间的流量也可以被模拟。通过给地表径流和饱和地下水栅格赋值, 径流网络节点被认为是河道流量栅格, 水会基于 DARCY 法则在河道和地下水域之间移动。

在渗出模块中, 水从饱和区进入地表, 形成地表径流。渗出发生时, 地下水位标高超过地表, 其流量通过 DARCY 法则来计算。

在地表沉积物侵蚀模块之中, 地表径流中的沉积物的侵蚀、运输和沉淀可以通过土壤侵蚀模型来模拟, 该类模型由 Kilinc 和 Richardson 开发, Julien 修改, Johnson 在 CASC2D 模型里应用。栅格到栅格的沉积物排放通过基于径流水力学特征, 土壤物理特征和表面特征的函数来模拟。沉积物的传送会针对三类粒径来进行计算: 即分别是沙、淤泥和粘土。“沉积物质量守恒定律”可被用来确定哪些部分泥沙在栅格里沉积, 而哪些在悬浮, 悬浮泥沙可能从一个栅格移动到另一个栅格, 如果泥沙悬浮不足, 则原来淤积的泥沙被用来满足侵蚀的需求, 而沉积的不足则会导致表面的进一步被侵蚀。

(3) 模型的输入和输出

GSSHA 是分布参数式的, 过程依赖型的水文模型, 要求用户选择水文过程来进行模拟, 然后为模型提供相应的数据支持。3 种类型的输入数据被用来进行水文模型模拟。ASCII 项目文件被用来提供基础的项目信息, 选择水文模型来进行模拟, 需提供赋值模拟参数、定位数据文件、表格和图。空间分布式参数宜通过两种方法来进行赋值; 一种是通

过 ASCII 栅格图数据，每一个栅格被设定某参数值；另外一种是通过指数图，参数值被与指数图关联起来。土地利用数据，土壤类型数据，植被数据被用来构建土地利用/土壤/植被图来为每个栅格赋参数值。由于某些因子，诸如地表粗糙度，水导率等无法在栅格尺度被准备，GSSHA 提供指数图方法类给栅格赋这一类的值。每一个指数图的参数与某一个表格相关联，该表格提供了某参数的具体赋值，然后再通过指数图赋给栅格相关的变量值。

GSSHA 模型可以为用户提供多种类型的输出结果。它能够自动产生模型运行的总结文件，其中包含模型运行的一些基本全局参数信息，以及模型模拟的主要结果，他还能够输出出水口的水文文件，其中包括出水口在本次模拟过程中的相关水文属性变化情况。它还可以输出时间序列文件，提供河道网络中的任何一点和流域 2D 栅格图中的任何一个栅格在模拟过程中相关水文属性随模拟时间变化的情况，譬如可选的输出变量包括分布式的降雨强度、地表径流深度、累积渗透深度、地表土壤潮湿度、渗透率、河道深度、河道排放量、沉积物悬浮量、最大沉积物流量、地下水头等。

流域建模系统(WMS)界面被建议用来准备输入文件和检视 GSSHA 模型的输出结果，WMS 可以基于 GIS 数据来产生 GSSHA 模型所需要的数据文件，它为 GIS 和 GSSHA 之间提供了一个转换和合作的平台，GSSHA 依靠 ASCII 来储存空间分布式数据，GIS 可以将其他数据格式转换为 ASCII 数据，通过 WMS 平台输入 GSSHA 模型，进行相应的水文模型构建和模拟。同时，WMS 还为 GSSHA 提供检查结果的友好查询工具，使其结果以图形和表格的形式来表现，并提供来结果后处理的相关模块，使得结果能够 3D 化、可视化，并可制作相关的视频文件来记录整个模拟过程。

(4) 模型建模过程

GSSHA 的应用需要多种输入文件和栅格数据的建立，基于 WMS 界面，GSSHA 的数据准备过程所需时间已经被大大的缩短了，同时 WMS 也支持 GSSHA 模型的概念化和结果的分析。基于 WMS，GSSHA 的基本建模过程主要分为：即流域的描述和栅格的生成，用于模拟的水文过程选择，参数赋值，渠道路线赋值，模型运行和结果后处理。

GSSHA 是一种有限差分模型，它需要一个 2D 栅格来构建流域基面帮助建模。栅格的构建是 GSSHA 建模的第一步，WMS 提供了多种工具来帮助流域的划分和基于数字高程数据的栅格的生成，同时栅格的生成还依赖于一些 ARCGIS 数据的转化。一旦栅格被建立后，用于模拟的水文过程必须基于研究的需要来进行选择。一般来说，最好的做法是以基于少

量的水文过程的简单模型作为开始, 随后再进一步增加水文过程的模拟, 构建更复杂的模型为最好的方式。在栅格被构建以及水文过程一旦被选择之后, 就可用于实现 GSSHA 模型运行的参数被要求赋值。模型参数包括全局变量, 例如模拟时间和步长; 分布式变量, 例如降雨初损, 渗透, 地表径流路径。WMS 通过对话框的方式来给全局性变量赋值, 而分布式变量则可通过指数图以及相关表格来进行赋值。然而较大的流域通常需要 GSSHA 模型中的 1D 渠道路径选择模型来模拟渠道路径, 该渠道路径选择模型将是一个显式的扩散波函数, 渠道网络被描述成一系列的通道连接和计算节点, 通道连接是渠道段或其他内部边界条件。WMS 的功能弧模块被用来建立通道连接和给通道横截面参数赋值。为了将渠道和地表径流联系起来, GSSHA 必须要知道哪个栅格包含河道节点。当 WMS 建立了合适的输入文件, 河道上的栅格被设定成河道栅格, 它们的连接被写入节点图文件中。WMS 有多个工具给供选择来建立, 标号和赋值给渠道连接和节点。当所有关于 GSSHA 的必须输入条件被确定后, GSSHA 被运行, 它既可以以命令行的形式, 也可以以 WMS 界面来运行。在 GSSHA 模型成功运行后, 其运行结果可以通过 WMS 来获取, GSSHA 可以提供可选的输出结果, 并可以以多种形式来展示模型模拟的结果, 模型的后处理帮助用户来确定模型的运行结果是否合理, 以及是否需要模型作出进一步的调整。

(5) 模型应用

GSSHA 模型可以被用来模拟土壤质地、土地利用和植被变化对于水文过程的影响; 降雨量的空间和事件分布的变化对于水文过程的影响; 降雪的聚集和融化过程, 排水网络的形状, 路线以及横截面属性模拟, 土壤潮湿度变化对于渗透和径流的影响; 地下水位变化对于土壤潮湿度, 渗透和径流的影响; 人为活动对于河道的影响。可是, 地表超渗产流进入河道形成河道径流过程、地下水饱和区产流进行河道形成河道径流过程、蒸发过程、地表沉淀物侵蚀和移动过程, 以及河道沉积物侵蚀和移动过程。

GSSHA 模型已经被证实可以用来预测流域径流的排放, 土壤潮湿度以及沉积物的排放 (Johnson 1997; Ogden et al. 2000; Senarath et al. 2000; Downer et al. 2002)。Borah 的研究指出, 在美国有 34000 个受损水域和 58000 个相应的水质破坏因子中, 营养物和沉积物是最普遍的两种污染物, 各州被要求列出哪些不符合标准的海域, 优先保护它们, 并制定每日最高符合的污染物, 这就要求模型的引入来模拟污染过程和制定标准, 一

般需要估计源负载输入, 接收水的质量评估, 源负载的分配以及受纳手的质量标准等。GSSHA 被认为在应对这一问题上, 简单实用, 但有一定的局限性 (Borah et al. 2006)。Unucka 在现有研究的基础上提出 GSSHA 模型可以更加有效的预测土地利用和土地覆盖变化对于降雨径流事件的影响, 该研究基于 HEC-HMS 和 HYDROG 模型, 选择了两种降雨前景, 分别是一般的降雨强度对应饱和度低的流域水文基面和短期的降雨对应高饱和度的流域水文基面, 同时根据造林的状态, 提供了两种土地利用和土地覆盖前景, 分别为森林覆盖率达 50%和 100%两种状态, 研究认为林地覆盖对于降雨径流关系有显著影响 (Unucka and Adamec, 2008)。Sharif 在德克萨斯奥斯丁的一个小流域利用 GSSHA 模型针对洪水时间进行水文模型, 该模型被用来模拟流域一个高强度的降雨事件。水文模型基于雨量站的实际雨量输入, 结果被与实测数据来进行比较, 并通过划分不同大小的模型网格大小来衡量网格大小对于模拟预测的影响。研究指出, 30 米的网格单元, 具有比较好的模拟结果, 但随着网格大小的增加, 预测的精度则出现下降 (Sharif et al. 2010)。Ogden 利用 GSSHA 模型评估了城市化流域中不透水面积, 排水道密度和宽度和亚表面的雨洪排放对于洪峰流量的影响, 结果指出, 河网密度的增加, 特别是低值密度的增加, 会导致洪峰的显著增加。对于一个固定的土地利用和降雨输入, 无论排水道密度增加与否, 洪水量值都没有显著变化。不透水面的变化对于一般暴雨和强暴雨的洪峰有显著影响。对于百年一遇的强降雨来说, 不透水面对于径流的频率和体积影响则不大, 但可以通过降雨率来影响洪峰流量, 宽度功能的变化对于洪峰的影响超过径流频率, 主要是由于低密度的排水网络和比较少的不透水面积。研究指出, 具有相当透水面积的城市化区域对于降雨具有显著的敏感性 (Ogden et al, 2011)。

1.3.5 景观模拟

景观模拟往往是通过中性景观模型实现的。中性景观模型 (Neutral landscape model, NLM) 是指不包含任何具体生态学过程或机理的、只产生数学上或统计学所期望的时间或空间格局的模型 (邬建国, 2007)。美国生态学家 Gardner 等将中性景观模型定义为“不包含地形变化、空间聚集性、干扰历史和其他生态学过程及其影响的模型。通过比较真实景观和物流随机渗透系统的结构和行为特征, 以检验景观格局与过程之间关系

的假设。中性景观模型的最大作用就是为研究景观格局和过程的相互作用提供一个参照系统 (Li et al., 2000)。

通过中性模型可以重复产生大量具有相似统计特征的格局来加以对比, 而且不受任何特定生态过程或自然地理过程的限制, 从而可以独立地对一系列格局进行研究。较之真实景观, 它具有可操作性、可重复性和随机性等一系列优点, 因此中性景观模型被广泛用于探索景观格局对生态系统过程的作用、种群动态、干扰、管理决策, 以及保护设计等方面 (王绪高等, 2004)。

然而, 真实景观是异常复杂的, 且受空间和时间不同尺度的影响, 它始终处于一种动态变化之中, 虽然模拟景观尽可能与真实景观相近, 但只能是模拟真实景观的某些方面, 简化真实景观, 但绝不可能完全取代真实景观。中性景观模型只是提供一种参照系, 与真实景观相对照, 通过研究中性景观模型所产生的景观格局及过程, 不仅可以了解影响景观格局与过程的相关因素, 还可以通过控制这些因素来模拟景观格局和过程的变化情况, 这对于真实景观具有一定的预测和调控能力 (王绪高等, 2004)。

1.3.5.1 SIMMAP 模型

(1) 模型开发简介

景观模拟模型的开发已经持续了多年, 其间大量的模型在各地被开发和应用用于各种不同的景观生态学研究 (Gardner et al. 1987; Gardner et al. 1991; O' Neill et al. 1992; Gustafson and Parker 1992; Li et al. 1993; Li and Reynolds 1994; Moloney and Levin 1996; Myers 1996; With et al. 1997; With and King 1997; Hargis et al. 1998)。景观格局模拟方法的目标不仅仅是为了重现研究对象格局的实际空间位置, 而是为了通过产生格局来探讨格局和过程之间的关系。景观生态学认为, 空间格局可以显著的影响生态学过程, 例如动物种群迁移, 生物多样性, 野火蔓延等 (e.g., Franklin and Forman 1987; Andr n 1994; Wiens et al. 1997)。在以往的景观生态学研究中, 景观指数被认为可以描述景观格局特征, 例如连接度, 破碎化程度等。一个成功的景观模拟模型应该可以产生一种格局, 该格局的景观指数值与实际景观中相同。景观模拟的结果往往可作为其他模型的输入参数来引入特定的研究来探讨景观格局与生态学过程之间的关系

(Gardner et al. 1989, 1991; Turner et al. 1989a, 1991; Palmer, 1992; Lavorel et al. 1994, 1995; With and Crist 1995; Gustafson and Gardner, 1996; With et al. 1997)。然而大量的实践表明,以往景观模型模拟的结果往往是片面的和脱离现实的,在这种背景下, SIMMAP 模型采用修改随机集群模拟方法,被认为可以模拟现实中更广范围的景观格局,该模型结果相对现存景观模拟模型来说更加一般化且更加真实 (Saura and Martinez-Millan, 2000)。

(2) 模型建模过程

修改随机集群模拟方法是一个基于栅格的模型,它在正方形栅格上产生不同专题的空间格局。虽然它可以用于任何空间数据的模拟,但是它在景观模型上的应用潜力已经被认可了。利用该模型来建模主要包括四个步骤:即渗流图产生,聚集识别,聚集类型分配和图形填充。

渗流图产生这一步的控制参数的初始概率 P ,对于 $L \times L$ 的正方形方格来说,每一个像素取 0 到 1 之间的随机数,如果该数小于 P 值时,则对像素进行标记,最后可获取 $L \times L \times P$ 个像素被标记。这种简单的随机图基于渗流理论,在不同的研究中被广泛应用,也被应用于景观模型,但由于像素之间基本是完全独立的,与现实状况下空间单位之间是相互影响的不符,所以尚存在着其局限性,而在本模型中,该种局限性可用其他途径来进行修正。

在聚集识别这一步,标记像素的集群被识别,集群式通过邻接关系来进行定义的,根据邻接标准的不同,集群将表现出很大的不同,所以这是影响结果的又一重要参数,相同的邻接关系却被认为属于同一集群,例如 4 领域和 8 领域。

在聚集类型分配这一步,目标是将上百以及上千的集群分配到使用者定义的几种类型中,类型值只会被赋给在第一步中被标记的像素。

图像填充这一步是整个模型最为关键的一步,它基于空间独立性程度来模拟景观的格局,使得模拟景观与实际景观更加符合。通过前三步的工作,我们已经获取了 $P \times L \times L$ 已标记类型的像素,以及 $(1-P) \times L \times L$ 未标记类型的像素,然后在这一步中,我们将未标记类型像素八领域中最频繁出现的类型值标记给未标记类型的像素,如果未标记类型像素八领域内各类型值,则随机赋给某类型值,至此,建模过程结束,景观模拟可以获取斑块不同空间独立程度的景观格局。

(3) 模型输入和输出

模型的控制变量主要有以下 5 个：分别是初始概率，分类数量和每一类所占的面积比例，景观模拟的大小，景观格局的最小单位和领域规则。控制这些变量的输入可以产生不同的格局，然而需要注意的一点是，由于该模型是基于随机的模拟过程，所以即使该模型变量相同，其输出景观格局的每一种类型的分布位置也是不同的，但是其整体空间结构和特征表现上却确实是相同的(图 1.5)。

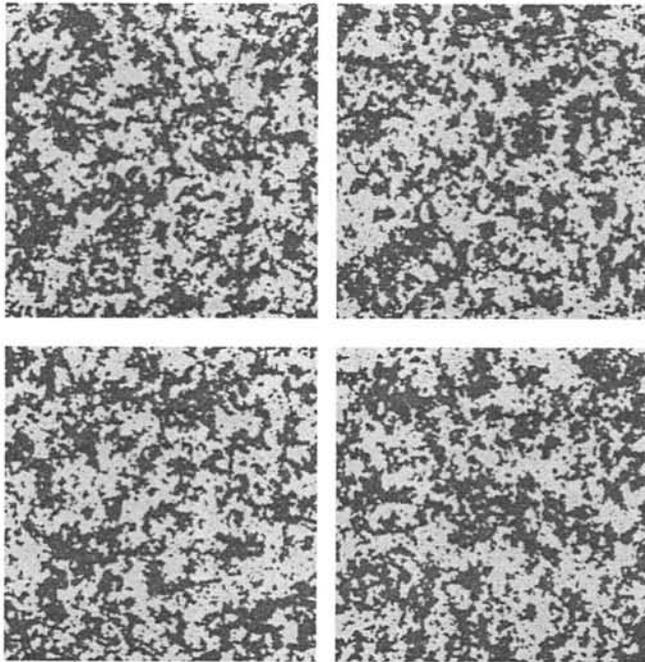


图 1.5 同一变量设置下模型输出结果示意图 (Saura and Martinez-Millan, 2000)

Fig 1.5 Model output showing the results of the same variable settings

初始概率 P 控制着输出景观格局的破碎化程度，当输出概率小的时候，斑块倾向于更多和更小，输出景观格局则会显得更加的破碎化，而当输出概率增加的时候，斑块数目倾向于更小，斑块的平均面积和最大斑块的面积则会增加，输出景观格局则会表现的更加集中化。然而，这种集中化程度随 P 值增加的趋势并不是线性的，而且当 P 值约接近于

0.5928 时，其增加的速度越快，所以对于利用 SIMMAP 来模拟景观模型来说，没有必要使得 P 值超过 0.5928，当 P 值小于 0.5928 时，通过合理设置其他模拟参数值，所有类型的景观格局都可以获取到。而当 P 值大于 0.5928 时，单一类型的斑块则会出现在景观中，输出景观的空间特征无法得到控制。当 P=0 时，输出景观表现为一个简单的随机变化图，这类景观不同于实际景观，因为它们表现的更加破碎化，一般来说，P 值越大，模拟景观则越接近于实际景观(图 1.6)。

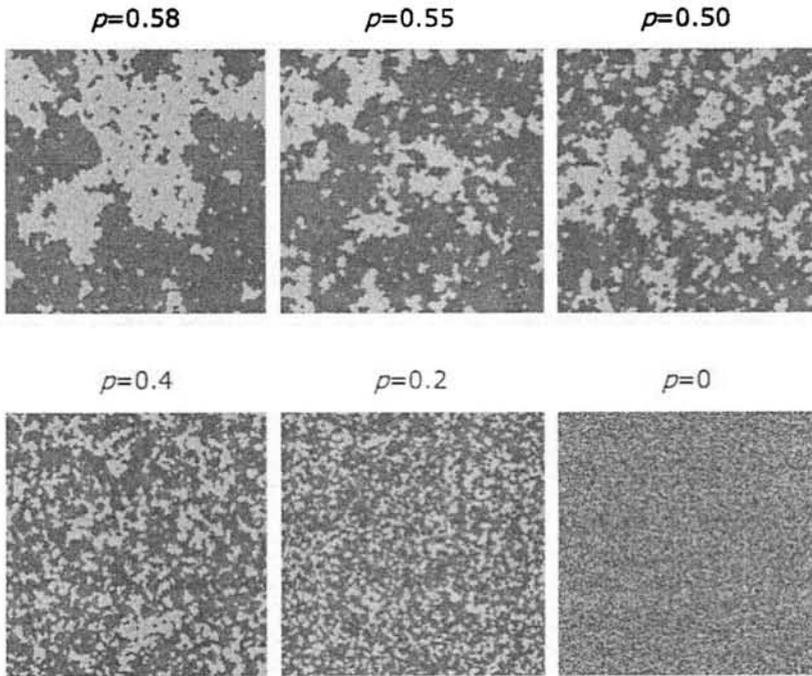


图 1.6 不同破碎化程度下的 SIMMAP 模型输出 (Saura and Martinez-Millan, 2000)

Fig 1.6 The output of SIMMAP model under different degree of fragmentation

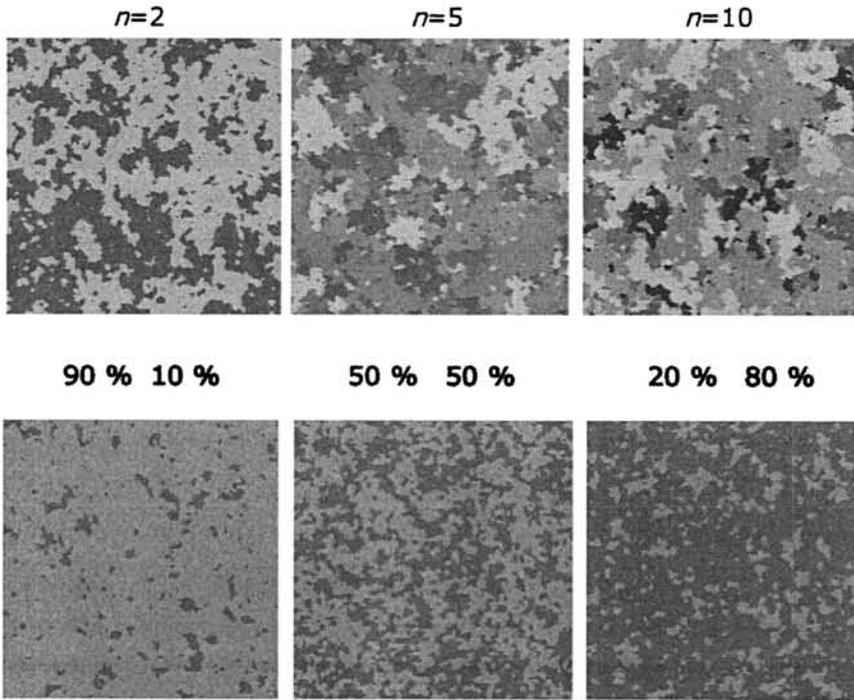


图 1.7 不同景观比例下的 SIMMAP 模型输出 (Saura and Martinez-Millan, 2000)

Fig 1.7 The output of SIMMAP model under different landscape ratio

分类数量和每一类所占的面积比例控制输出图像中的颜色数量和每一种颜色所占的比例(图 1.7)。如果需要改变每一次所占的面积比例,就要针对每一类别输入合适的值,在 SIMMAP 模型中,用户不是利用输入框来直接定义每一类所占的面积比例,而是通过以下方程来获取:

$$a_i = \frac{w_i}{\sum_{k=1}^{k=n} w_k}$$

(式 1.2)

其中 a_i 和 w_i 分别代表某一类的面积比例概率和用户输入值, n 是格局中斑块类型总的数量。举例来说,如果你对两类斑块分别输入 25 和 50,那么 SIMMAP 会分别赋给这两类斑块 0.33 和 0.67 的面积比例值。SIMMAP 以概率的形式给每一斑块类别赋以面积比例值,在大部分情况下,实际的面积会非常接近于 $100 \cdot a_i$,但是如果初始概率值很高,大斑块被

大量产生，可能会对最后的面积分配产生影响，无法获取初始设定的面积比例值。特别是当初始概率大于 0.5928 时，某一类型的斑块会充斥整个景观，在这种情况下，就无法获得诸如 3 种类型景观，每种景观的面积比例为 33%。同时如果初始概率非常接近于 0.5928，也无法获取预先设定的面积比例值，因此如果你想获取比较精确的面积比例，则增加景观模拟的幅度或减少初始概率。

景观模拟的大小通过图形线性维度来进行定义。图形线性维度 (L) 指的是输出图像的边长，以像素为最小单位，总的像素数则为 $L \cdot L$ (图 1.8)。

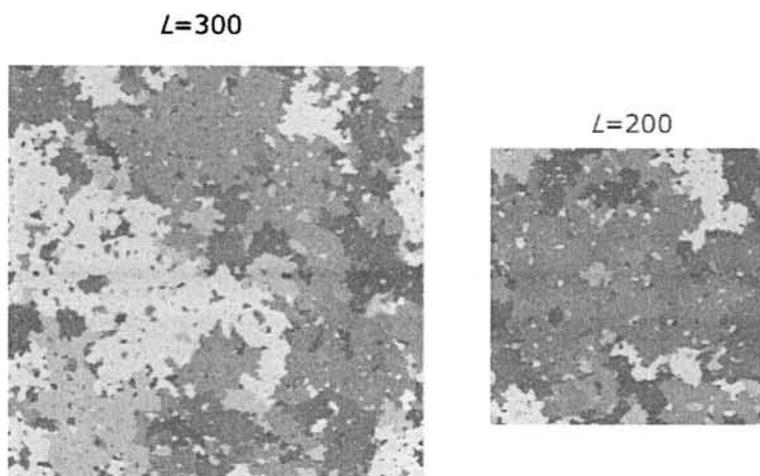


图 1.8 不同幅度下的 SIMMAP 模型输出 (Saura and Martinez-Millan, 2000)

Fig 1.8 The output of SIMMAP model under different extent

模拟景观的最小单位 (m) 指的是输出图像最小斑块的大小，默认值是 1，意思是 1 个像素的斑块存在于景观中，通过改变 m 值，你可以模拟不同尺度，不同精细度的遥感图 (图 1.9)。

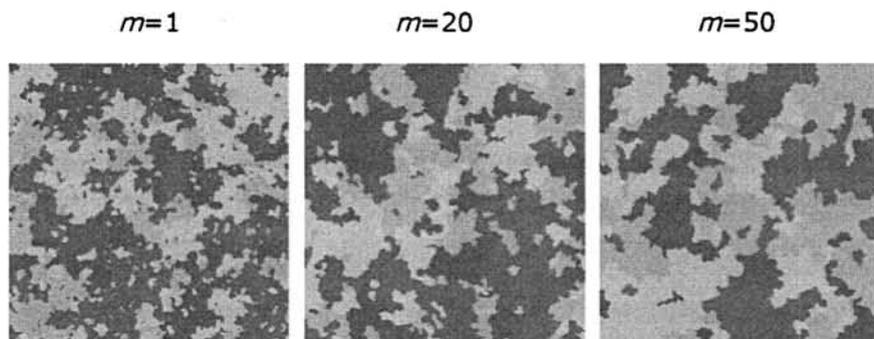


图 1.9 不同粒度下的 SIMMAP 模型输出 (Saura and Martinez-Millan, 2000)

Fig 1.9 The output of SIMMAP model under different resolution

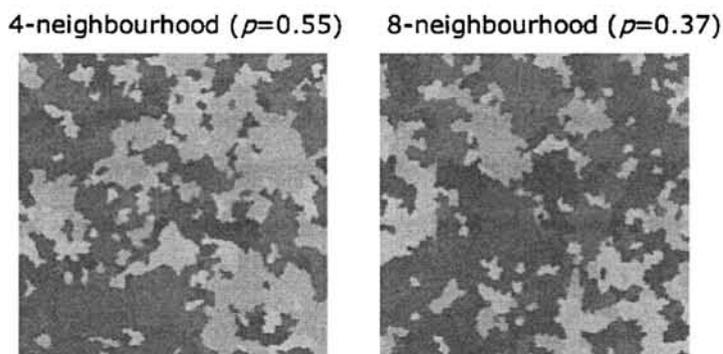


图 1.10 不同邻域规则下的 SIMMAP 模型输出 (Saura and Martinez-Millan, 2000)

Fig 1.10 The output of SIMMAP model under different neighborhood rule

领域规则可控制斑块生成的随机过程中的生成规则,然而对于每一个领域规则来说,初始概率的阈值却都不一样,四领域的初始概率阈值是 0.5928 领域规则用于定义斑块所属的聚类,对于 8 领域来说,如果某栅格 8 个方向的邻接栅格状态一致,则归为一个类别,对于 4 领域来说与,如果某栅格上下左右 4 个方向的邻接栅格状态一直,则归为一个类别(图 1.10)。对于 8 领域规则来说,它的初始概率阈值是 0.41。但是,需要指出的是,即使从四领域规则变到八领域规则,也不会对最后结果的质量产生根本性的影响。另外,

有一类不对称的领域规则被用来模拟那些有空间各向分异性的景观，在这些景观中，斑块之间的联系有明显的方向性。当领域规则变化了，初始概率阈值变化，初始概率对应的输出景观的破碎化程度也变化了。一般来说，在相同的初始概率下，更宽的领域规则可以提供更加集中化得景观格局，例如 8 领域规则下，同样的初始概率 P 值，其输出景观的破碎化程度相对于 4 领域规则来说更低。

SIMMAP 模拟的景观可以以 BMP 的格式来进行存储，可以进一步的输入遥感图，GIS 和图形处理程序来进行必要的研究。7 种景观构型指数可以被选择用来衡量输出模拟景观的景观格局特征，所有的指数都在景观水平和类别水平分别被计算出来，它们分别是描述斑块数量和大小特征的斑块数目，斑块密度，平均斑块面积，平方平均斑块面积，面积加权平均斑块面积，斑块面积标准差，最大斑块指数，岛屿斑块数目，岛屿斑块比例和岛屿斑块面积，描述边界特征的边界长度，边界密度，岛屿边界长度和岛屿边界密度，描述形状特征的平均形状指数，面积加权形状指数和周长面积分形维度，以及描述其他特征的斑块一致性指数。

(4) 模型应用

SIMMAP 模型被大量用于景观生态学研究，用于探讨景观评价方法的有效性，以及由于探讨景观格局过程之间的关系 (Saura and Martinez-Millan, 2000; Li et al, 2004; Li et al, 2005; La Sorte et al, 2007; Millington et al, 2008; Hufkens et al, 2008; Estrada-Peña et al, 2008; Hagen-Zanker, 2009; Peng, J. et al, 2010)。彭剑等利用 SIMMAP 模型评价了景观指数在定量化空间格局方面的有效性。通过 SIMMAP 模型，36 个景观被模拟，23 个广泛使用的景观指数被计算，景观指数与模拟景观特征（例如斑块类型数量，斑块类型面积比例和斑块集中化程度）之间的关系通过多元线性回归方程来进行分析。结果显示，所有的景观指数都能够有效的用于评价景观空间格局的组份特征，同时还证明景观指数还可以用于评价空间格局的复杂程度。另外，该研究还发现景观指数在模拟景观和实际景观中的表现却显示出明显的不一致，这种不一致可能是源于模拟景观和实际景观中空间组份之间相关性的差异，通过考虑这种差异性，23 个景观指数变化与斑块类型数目的变化关系在虚拟景观和实际景观中表现为一致。这种现象启示了空间组份对于景观指数的影响，对于景观指数的正确使用具有重要意义 (Peng, J. et al, 2010)。

Li 等通过 SIMMAP 模型分析了不同景观指数对于景观格局特征变化的敏感性。多个景观指数被用于测试其对于景观格局预景变化的敏感性, 景观格局特征包括其类别数目、幅度、分辨率、类别面积比例和集中化程度。结果显示, 大部分指数对于特定的景观格局预景变化模型, 而对某些景观格局预景变化不敏感, 这就意味着指数不能用于描述景观格局所有方面的特征。然而, 该研究认为, 尽管有这些缺陷, 一些景观指数仍有很大的应用潜力, 例如斑块数目, 平均斑块面积, 总边界密度, 临近度和集中化指数等。本研究通过将 SIMMAP 模拟的景观格局输入景观模型来评价景观格局变化对于雨洪过程的影响, 并探讨了在不同尺度和不同降雨条件下这种影响的变化。

1.3.6 景观格局优化

景观生态学的一个最基本假设是空间格局对过程(物流、能流和信息流)具有重要的影响, 而过程也会创造、改变和维持空间格局。因此, 景观格局的优化问题在理论和实际上都有重要意义。这里所说的格局优化可以指上地利用格局的优化、景观管理、景观规划与设计的优化。与此相关的科学问题有如: 如何优化景观中缀块组成、空间配置以及基底特征, 从而最有利于生物多样性保护、生态系统管理和景观的可持续发展? 是否存在可以把自然与文化最合理地交织为一体的最佳景观格局? 基于生态学过程来研究景观格局的优化问题可能是一个新的、颇有前景的研究方向。传统的运筹学方法对开展这类研究可能还远远不够。因此, 其他方面的理论与方法都有必要发展, 且宜不同领域科学家与实践者需要参与(Wu and Hobbs, 2002)。

概念模型实际上是最早出现的建立在景观生态学基础理论上的景观规划方法, 在生态因子调查研究的基础上, 考察景观格局与功能关系的一般规律, 以经验的或已有理论的模式对景观的空间分布格局进行调整, 也会有一些比较通用的土地利用模式, 例如 Forman 的集中与分散最优格局(韩文权等, 2005)。数学模型, 诸如多级参数平衡法、线性规划法、多目标规划、灰色系统规划法等被用来找出最优格局和来解决复杂的优化问题(韩文权等, 2005)。由于景观格局更多地考虑景观的空间分布和数量配置, 其功能和过程是通常的数学模型所无法表达出来的, 但是计算机技术在空间技术领域的发展, 尤其是地理信息系统技术的出现, 为我们提供了很好的解决办法。在景观变化和景观格局优化中, 通过计算

机将数学模型与空间位置结合起来, 编制计算机程序进行生态过程在空间上的模拟, 也就是通常所说的空间直观模型 (韩文权等, 2005)。

1.4 研究目的和意义

1.4.1 研究目的

基于土地利用格局对于流域水文过程有显著性影响这一基本假设, 可通过构建水文模型、土地利用模型和数理统计模型, 结合远景分析, 探讨其流域土地利用结构特征对于流域水文属性的影响, 从而为土地利用结构优化的雨洪管理模式提供理论支持。

基于土地利用结构和流域水文的关系来构建空间优化模型, 可用来探讨优化后流域土地利用结构特征以及其在不同条件下的流域水文响应, 将为土地利用结构的雨洪管理模式提供实例论证, 与此同时将提出雨洪管理的城市开发的建议及其土地利用结构特征, 为城市可持续土地利用规划提供可操作性的实用指引。

1.4.2 研究意义

(1) 理论意义

本研究论证了土地利用格局对于水文过程的重要作用, 通过构建理论模型和实例评价来对研究假设进行了论证, 提出了对于水文过程关键性的土地利用结构特征, 为土地利用与水文过程关系的理论研究提供有效的补充, 进一步发现了土地利用对于生态系统的重要意义, 为雨洪管理提供了一种新的思路。

本研究在研究土地利用格局与水文过程关系的基础上, 根据土地利用格局特征的生态学意义, 提出了未来城市开发基于雨洪管理的最优土地利用结构模式, 为城市规划和土地利用规划提供重要的参考, 为实现生态城市和城市的可持续发展提供重要的理论指引。

本研究在基于土地利用结构优化的基础上, 提出了基于土地结构优化来实现雨洪管理的城市土地开发的阈值, 为结合雨洪管理的城市开发提供了上限, 为实现雨洪管理效用最大化提供了重要的理论支撑。

(2) 实践意义

城市土地资源稀缺, 供应量往往非常有限, 而城市开发带来的不透水面的增加, 污染物的集聚往往又会对生态系统造成不可避免的破坏。本研究在不改变土地利用变化量的基础上, 通过协调土地利用的空间结构来实现雨洪管理, 与传统雨洪管理模式相比, 既能保证合理的成本效益比, 同时节省了大量的土地。另外, 也从流域尺度上证明了该模式的有效性, 本来由于城市开发产生的多余雨洪被滞留在流域里进行下渗和蒸发作用, 维护了生态过程的完整, 再者本研究也论证了其不仅在低强度降雨下有效, 在强降雨下也有效。本研究为雨洪管理实践提供了另外一种更高的经济、生态和社会效益的选择, 对雨洪管理实践活动具有重要的指导意义。

1.5 研究内容

1.5.1 流域土地利用变化特征分析及土地利用变化模拟

分析城市化的基本特征, 探讨可能对流域土地利用变化具有重要影响的关键性城市化特征, 然后基于逻辑斯蒂逐步回归模型来进一步筛选关键性因子, 构建土地利用变化概率预测模型; 然后分析土地利用年际变化的一般规律, 构建马尔可夫模型来预测未来土地利用的变化量; 在土地利用变化概率模型和土地利用变化量预测模型的基础上, 构建 CLUE-S 模型来预测未来土地利用变化在流域空间上的分布, 并通过分析政策对于土地利用变化量的影响来改变 CLUE-S 模型的初始条件, 探讨不同政策下土地利用开发前景, 分析政策变化对于土地利用结构的影响。

1.5.2 流域水文特征分析及水文过程模拟

通过分析流域地理属性和水文站的位置来模拟流域的范围和水系的分布, 然后基于历史土地利用数据和土壤数据来构建流域的水文下垫面, 再者根据雨量站空间分布对历史雨量的数据进行空间面内插值来分析流域不同区域的降雨分配情况, 在此基础上, 基于历史雨量和径流量数据, 通过改变模型参数, 以径流历时曲线拟合最优为目标来构建水文模型 GSSHA, 进行模型的校正和验证, 通过该模型来模拟不同流域条件下的水文变化, 预测土地利用结构变化对于水文的影响。

1.5.3 流域土地利用格局变化对于雨洪过程的影响

通过景观模拟模型来模拟不同土地利用比例和不同土地利用破碎化程度下的土地利用格局，分析不同土地利用格局的特征属性；通过水文模型来评价不同土地利用结构下水文响应，评价土地利用结构变化对于水文的影响；通过线性多元逐步回归模型来探讨土地利用结构特征与水文特征的相关关系，分析对于水文变化起重要影响的土地利用格局特征，明确相关土地利用格局特征里的最重要因子，并探讨尺度变化和降雨强度变化对于土地利用结构与水文特征之间关系的影响。

1.5.4 土地利用格局优化模型构建及土地利用格局优化后评价

基于土地利用结构和水文过程之间的相关关系，将以最小化峰值流量和径流总量为目标，以不同政策下的土地利用变化量为土地利用变化阈值，来构建土地利用格局优化模型（LPOP 模型），对比分析优化前后土地利用格局的结构特征差异和水文响应差异，来探讨土地利用格局优化对于流域雨洪的影响；通过改变土地利用变化量来探讨不同量的土地利用类型开发下，优化前后土地利用格局对水文过程影响的差异，以明确不同土地利用类型开发量对于基于土地利用格局优化的雨洪管理的影响。

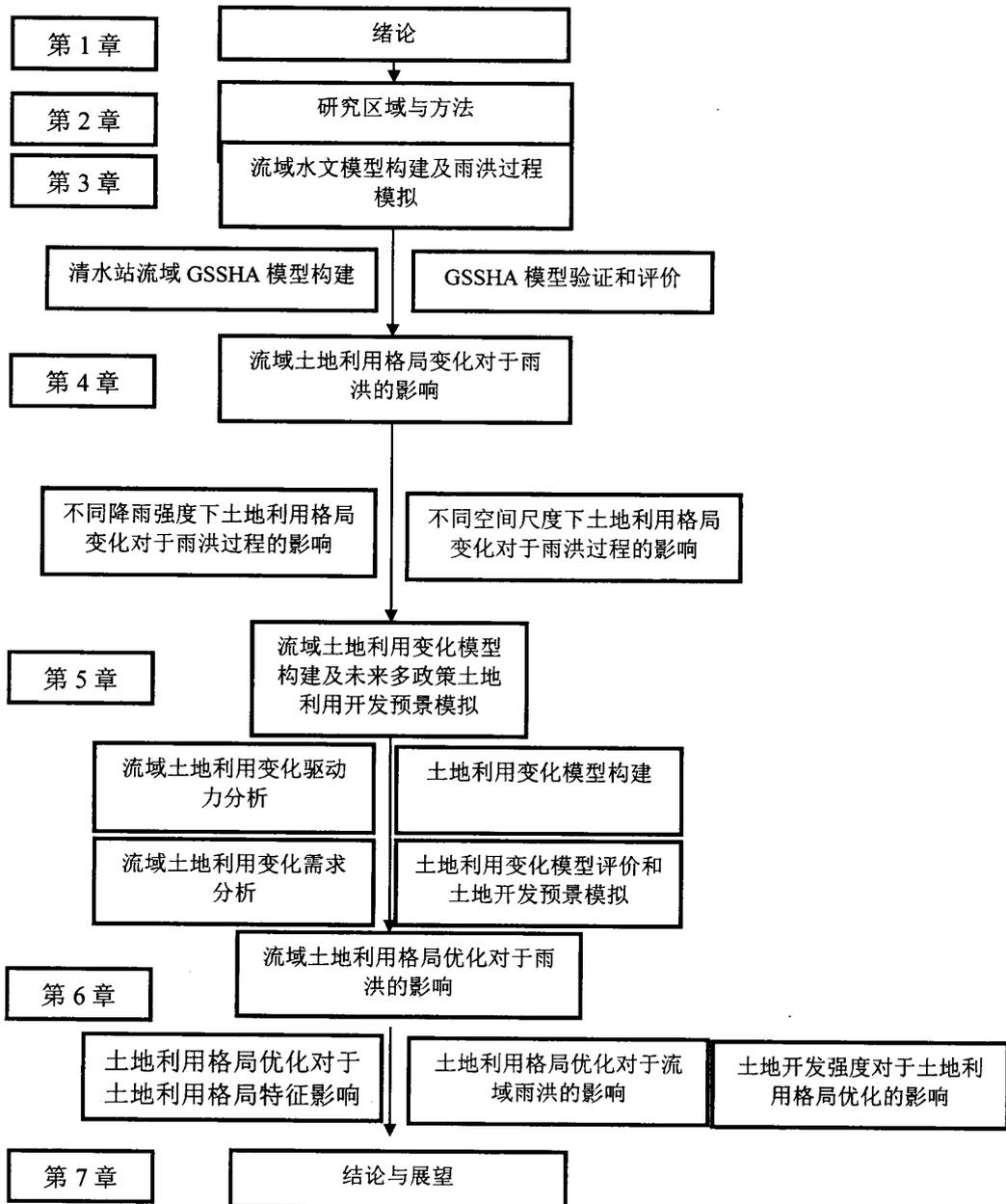


图 1.11 研究内容和章节安排

Fig 1.11 Research content and chapter

2 研究区域与方法

2.1 北京市域

2.1.1 自然地理

北京市位于华北平原的北端，北以燕山山地与内蒙古高原接壤，西以太行山与山西高原毗连，东北与松辽大平原相通，东南距渤海约 150 km，往南与黄淮海平原连片（霍亚贞等，1989）（图 2.1）。

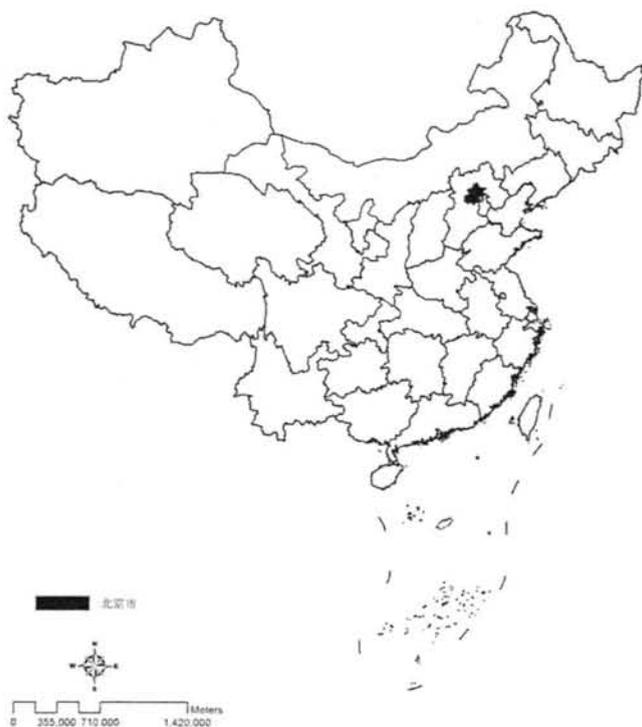


图 2.1 北京市城区位图

Fig 2.1 The location of Beijing

北京市全市面积 16,410.54 km² (中国省级行政区第 30 名), 下辖 14 个市辖区、2 个县(图 2.2)。其中市区面积 1,368.32 km², 建成区面积 1289.3 km² (中国城市第 1 名)。山地面积 10,317.5km², 平原面积 6,390.3 km²(图 2.3)。

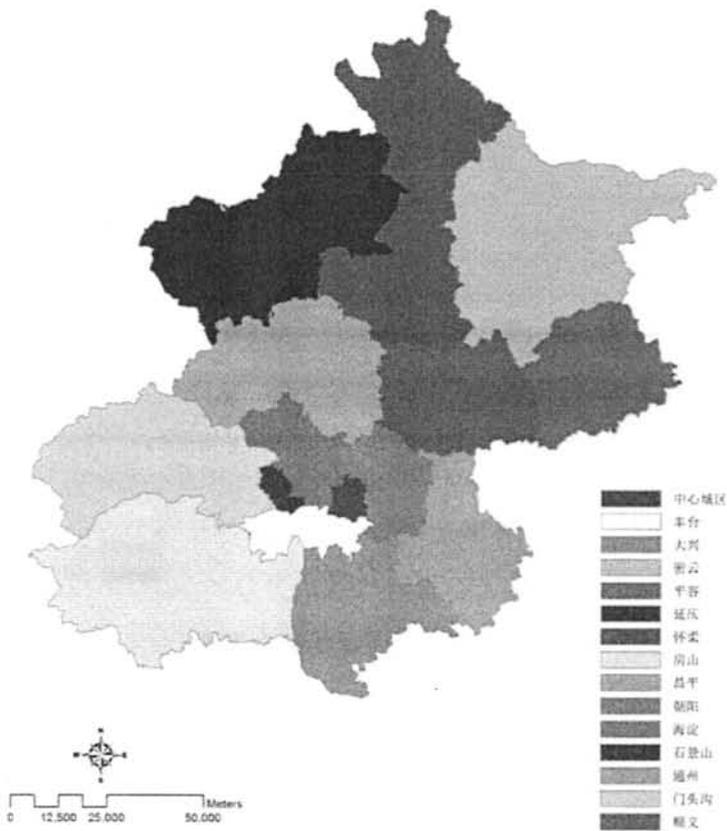


图 2.2 北京市城行政分区图

Fig 2.2 The administrative districts of Beijing

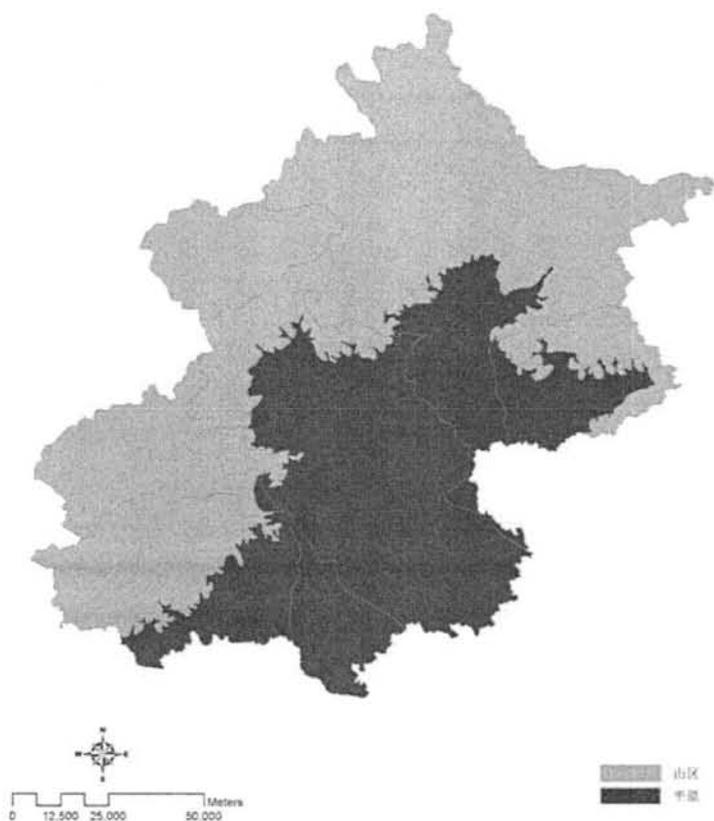


图 2.3 北京市域平原山区分区图

Fig 2.3 The plains and mountains of Beijing

北京属暖温带半湿润气候区，四季分明、春秋短促、冬夏较长。2010 年平均气温为 12.6°C ，7 月份最热，平均气温 28.6°C 。2010 年全年降水量 522.5mm ，年度降水主要集中于夏季。

北京总的地势是西北高，东南低(图 2.4)。西北部山脉绵延，山峰林立，有四个山峰的海拔高度接近或超过 2000m 。平原海拔一般不超过 100m ，绝大部分为 $30\text{—}50\text{m}$ 。地势

由西北向东南倾斜。永定河、潮白河、温榆河、大石河和拒马河，各从山地流向平原，贯穿整个东南部，并构成了北京地势最低的地段，其海拔仅为 8m（霍亚贞 等，1989）。

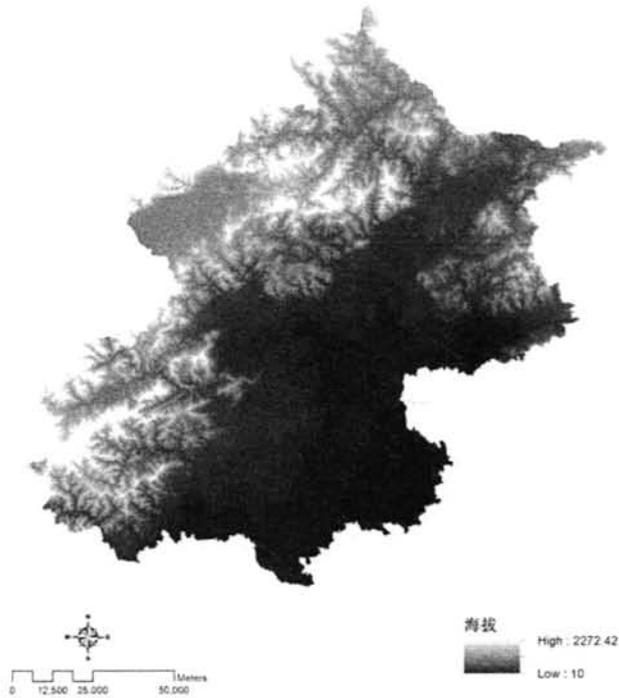


图 2.4 北京市域海拔分布图

Fig 2.4 The elevation of Beijing

北京市分布着大小河流 200 余条(图 2.5)，它们分属于海河流域的五大水系，即大清河、永定河、温榆北运河、潮白河及蓟运河等水系，这些河流总的流向是为自西北向东南（霍亚贞 等，1989）(图 2.6)。



图 2.5 北京市城地表水系分布图

Fig 2.5 The surface water system of Beijing

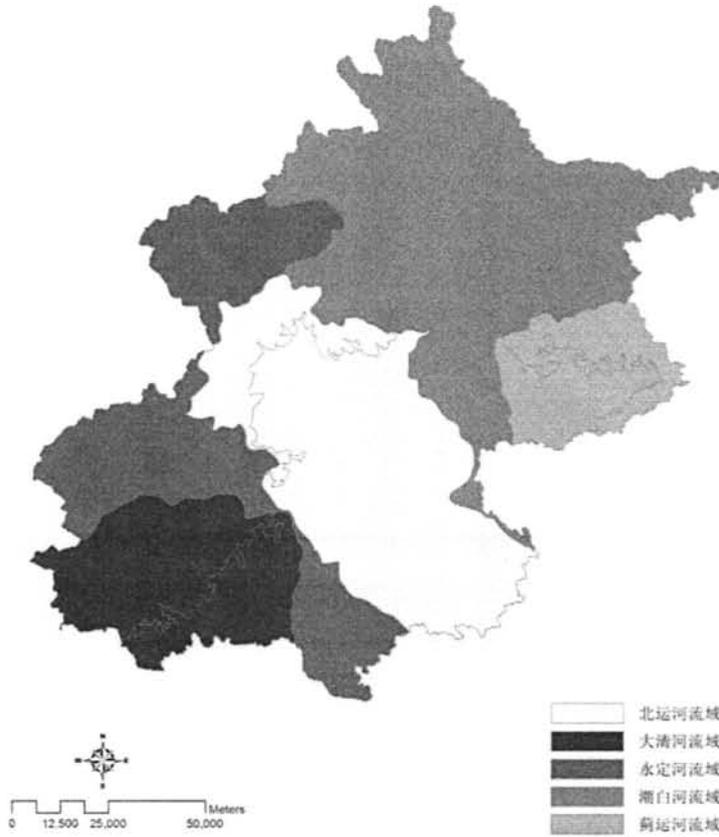


图 2.6 北京市域流域分布图

Fig 2.6 The watershed of Beijing

北京地区成土因素复杂,形成了多种多样的土壤类型。依据发生学、自然土壤与农业土壤相统一的分类原则,将全市土壤划分为 9 个土类,20 个亚类,64 个土属(图 2.7)。其空间分布特点是,全市土壤随海拔由高到低表现了明显的垂直分布规律,各土壤亚类之间反映了较明显的过渡性。其分布规律是:山地草甸土—山地棕壤—山地淋溶褐土—山地

普通褐土—普通褐土、碳酸盐褐土—潮褐土—褐潮土—砂姜潮土—潮土—盐潮土—湿潮土—草甸沼泽土（霍亚贞 等，1989）。

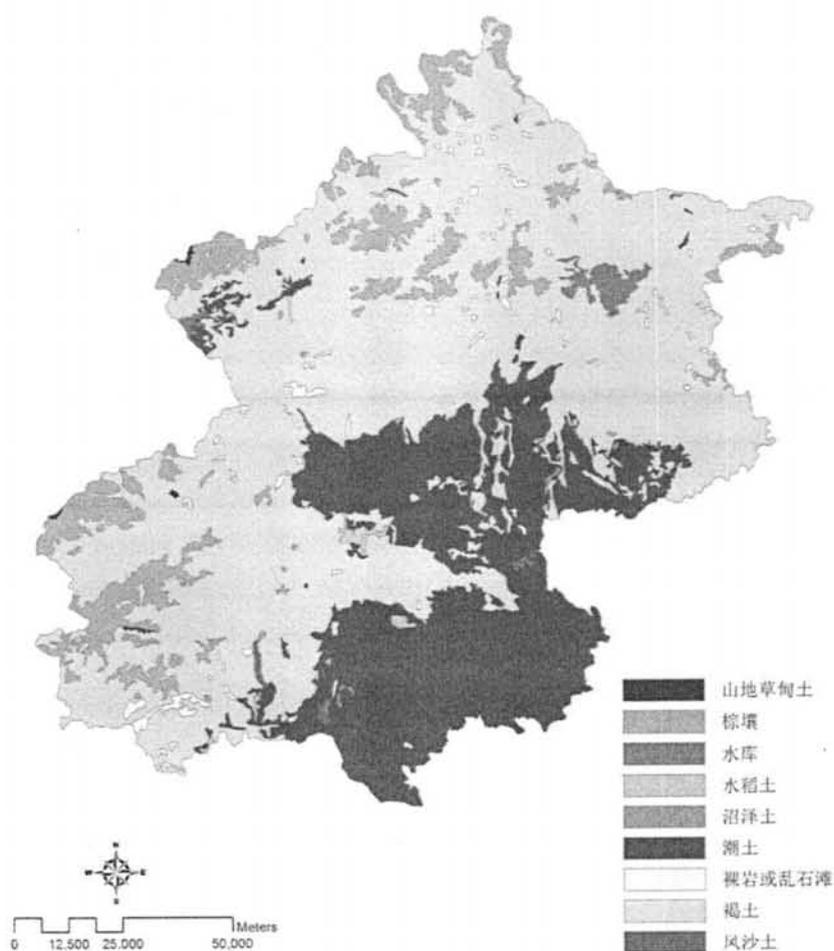


图 2.7 北京市域土壤类型分布图

Fig 2.7 The soil type of Beijing

2.1.2 城市化进程

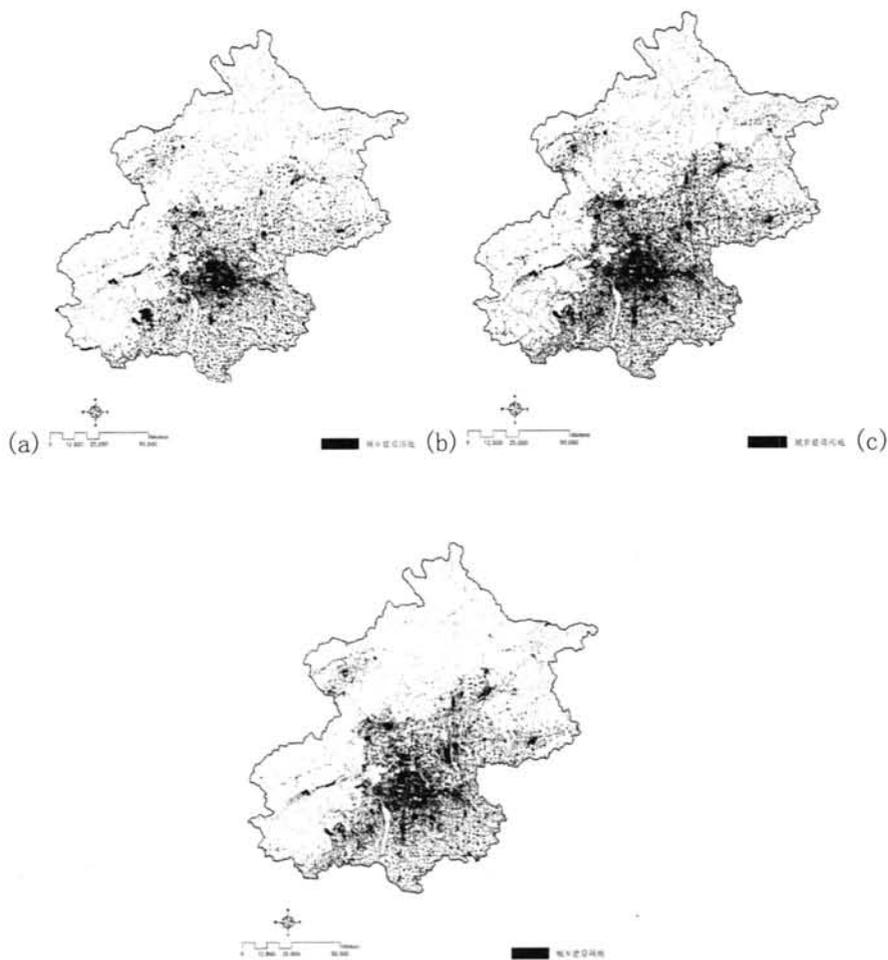


图 2.8 北京市域城乡建设用地分布图 ((a)1993, (b)2001, (c)2007)

Fig 2.8 The urban and rural built-up land of Beijing

北京市城市化过程最显著的影响就是城市人口的迅速增加。根据北京市“十五”时期城市化发展规划，从1978年底到2000年底，全市常住户籍人口由原来的850万人增加到1107.5万人，其中非农业人口由467万人增加到760.7万人，占总人口的比重由54.9%，

提高到 68.7%。1990 年到 2000 年, 郊区各类城镇数由 77 个增加到 142 个, 平均每年增加近 6 个(北京经济发展计划委员会, 2001)。2000 年以来, 特别是在“十一五”时期, 北京市常住人口出生逐年递增, 且增幅较大, 2010 年北京市常住人口出生超过 14 万人, 为 14.65 万人, “十二五”时期(2011-2015)户籍人口出生将处于高位阶段, 户籍人口持续增长。同时, 我国正处于城市化加速阶段, 流动人口仍将快速增长, “十二五”时期全市人口规模将超过 2000 万人(北京经济发展计划委员会, 2001)。

北京市城市化使得城市对用于居住、生产和商业土地资源的需求进一步加大, 北京土地利用结构发生了巨大的变化(图 2.8)。何春阳等的研究显示, 北京市土地利用与覆盖变化在 1975~1997 年这 22 年期间, 表现出城镇用地通过大量占用平原区耕地扩展, 研究区内城镇用地(包括高、中低密度城镇用地)面积由 268.73km² 增加到 1069.81km², 所占比例由 5.97% 上升到 23.78%, 1984、1991 和 1997 年的高密度城镇用地中分别有 32.39%、33.76% 和 50.49% 来自中低密度城镇用地, 4.53%、1.30% 和 9.42% 来自耕地, 同期的中低密度城镇用地中则分别有 59.54%、25.07% 和 33.01% 来自耕地(何春阳等, 2001)。根据 2009 年发布的北京市土地利用总体规划, 规划到 2020 年, 建设用地规模为 3817km², 其中城乡建设用地总量为 2700km²(北京市国土资源局, 2008)。

北京市快速城市化, 加大了对水资源的利用和对水安全的关注, 促成了市域范围内大量水库的建设。解放后, 北京先后建成了官厅、密云等大、中、小型水库 85 座, 其中大型水库 4 座, 中型水库 15 座, 小型水库 66 座, 总蓄水能力达 72 亿 m³(图 2.9)。其中密云水库是一座防洪、灌溉、发电、养鱼等综合利用的水库, 总库容 43.75 亿 m³, 自建成以后, 平均每年供水 10 亿 m³, 其中供北京 4.6 亿 m³, 占供水量的 45.9%; 官厅水库总库容 22.7 亿 m³, 是一座多年调节综合利用的水库, 在防洪上, 消除了永定河洪水对北京、天津及下游的威胁, 在兴利方面, 担负着北京城市及工农业用水, 平均每年 8.5 亿 m³。官厅水电厂及下游两座水电站, 共发电 60 多亿度。为首都提供了比较可靠的水源及能源, 对促进首都工农业生产和改善首都环境做出了很大的贡献; 海子水库总库容 1.18 亿 m³, 主要供平谷县工农业用水, 为平谷县发展成北京市第二蔬菜生产供应基地发挥着重大作用; 怀柔水库总库容 9800 万 m³, 主要供北京用水及怀柔、顺义农田灌溉用水, 是京密引水输、配水的枢纽, 也是北京主要供水水源地之一(霍亚贞等, 1989)。

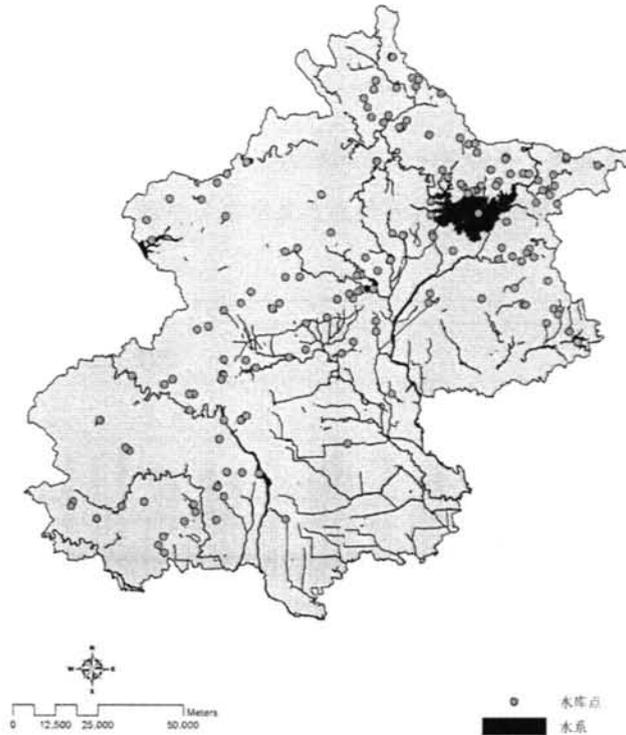


图 2.9 北京市域现存水库分布图

Fig 2.9 The existing reservoirs in Beijing

北京快速城市化增强了城市消耗资源的能力和增加了人们生活和生存所需产品的产量，引起了污染物排放的迅速增加。根据北京市环境质量公报，1995年，全市煤炭总消耗量为2670.45万t，二氧化硫(SO₂)排放量为21.99万t，烟尘排放量为12.76万t，工业粉尘排放量为6.26万t，城近郊区日排污水240万t，工业和生活污水各占一半，工业固体废物产生量为1075.6万t，生活垃圾清运量为447.4万t(北京市环境保护局，1995)。2000年，全市煤炭消耗量为2710万t，二氧化硫(SO₂)排放量为22.4万t，烟尘排放量为10.0万t，工业粉尘9.4万t，城近郊区平均日排水量256.34万t，其中生活污水

143.61 万 t, 工业污水 100.67 万 t, 工业固体废物产生量为 1139 万 t, 城镇生活垃圾清运量为 296 万 t (北京市环境保护局, 2000)。

2.2 水资源现状问题分析

2.2.1 大气降水量

降雨主要集中在夏季, 年内和年际差异明显。根据北京市气象台的观测, 1950 年至 2007 年全市平均降水量 601.3mm。全年降水多集中在 6-9 月, 其间降水量占年降水量的 85%以上。

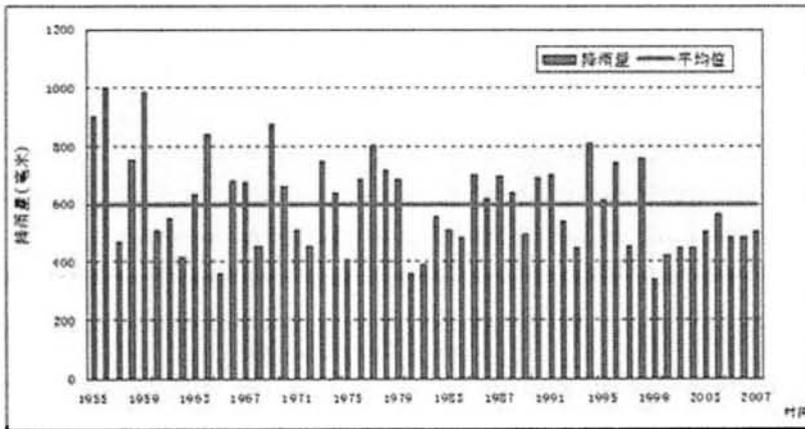


图 2.10 北京市自 1950 年至 2006 年降雨量变化 (中国地下水信息中心, 2002)

Fig 2.10 The changes of rainfall in Beijing, from 1950 to 2006

降雨量在近些年呈现减少的趋势, 最近十年内降雨量远低于多年平均值, 城市水资源补给能力受到极大影响。根据多年降雨量观测, 北京市自 1950 年至 2006 年连续 4 年以上的枯水年出现过 3 次, 连续 4 年以上的丰水年出现过 3 次。第一次连续干旱年出现在 1965 年至 1968 年, 年均降雨量为 442.5mm; 第二次连续干旱年为 1980 年至 1984 年的连续 5 年干旱, 平均降水量为 459.4mm; 第三次干旱年为 1999 年至 2006 年的连续干旱了 8 年, 年均降雨量仅为 398.2mm。第一次连续丰水年为 1953 年至 1956 年, 年均降雨量为 917.0mm; 第二次连续丰水年为 1976 年至 1979 年, 年均降雨量为 711.6mm; 第三次连续丰水年出现在 1985 年至 1988 年, 年均降雨量为 685.9mm (中国地下水信息中心, 60

2002)。2010年全市平均降水量524mm,比2009年降水量448mm多17%,比多年平均值585mm少10%。为偏枯水年(北京市水文总站,2012)(图2.10)。

2.2.2 地表水资源量

水资源量由于城市化和降雨量减少的双重影响,日趋于紧缩。2010年全市地表水资源量为7.22亿 m^3 ,比2009年6.76亿 m^3 多7%,比多年平均17.72亿 m^3 少59%。从流域分区看,北运河水系径流量3.39亿 m^3 为最大,大清河水系径流量0.10亿 m^3 为最小(北京市水文总站,2012)。

2.2.3 地下水资源量

2010年,全市地下水资源量为15.86亿 m^3 ,全市平原地区年末地下水的平均埋深为24.92m,地下水位比2009年末下降0.85m,地下水储量减少4.4亿 m^3 ,比1980年末减少90.5亿 m^3 ,比1960年减少111.3亿 m^3 (北京市水文总站,2012)。

2.2.4 城市用水量

城市用水量的增加对于水资源的再生造成的巨大的影响,地下水资源量已经是入不敷出。2010年全市总用水量为35.2亿 m^3 ,比2009年减少0.3亿 m^3 。其中生活用水14.7亿 m^3 ,占总用水量的43%;环境用水4.0亿 m^3 ,占11%;工业用水5.1亿 m^3 ,占14%;农业用水11.4亿 m^3 ,占32%。对于供水而言,其中地表水为4.6亿 m^3 ,占总供水量的13%;南水北调水2.6亿 m^3 ,占总供水量的7%;地下水21.2亿 m^3 ,占总供水量的61%;再生水6.8亿 m^3 ,占总供水量的19%(北京市水文总站,2012)。

2.2.5 地表水水质

高速城市化下水质的迅速恶化,对于可利用水资源量造成了重要的影响,进一步激化了水问题。地表水方面,2010年,监测总河长2545.6km,其中有水河长2201.6km。符合II类水质标准河长948.1km,占总评价河长的43%;符合III类水质标准河长105.8km,占总评价河长的5%;符合IV类水质标准河长104.4km,占总评价河长的5%;符合V类

水质标准河长 75.7km, 占总评价河长的 3%; 劣于 V 类水质标准河长 967.6km, 占总评价河长的 44%。达标河长 1053.4km, 占总评价河长的 48%。大中型水库除官厅水库水质为 IV 类外, 其它均符合 II~III 类水质标准。监测湖泊面积 719.6 hm^2 。符合 II~III 类水质标准的面积 548.6 hm^2 , 占评价面积的 76%; 符合 IV~V 类水质标准的面积 126.0 hm^2 , 占 18%; 劣于 V 类水质标准的面积 45.0 hm^2 , 占 6%。达标面积 598.6 hm^2 , 占评价面积的 83% (北京市水文总站, 2012)。

2.2.6. 地下水水质



图 2.11 2010 年北京市地表水域水质评价图 (北京市水文总站, 2012)

Fig 2.11 The surface water quality evaluation map in Beijing, 2010

地下水方面, 2010 年, 浅层水全市符合 III 类水质标准的面积为 3661 km^2 , 占整个平原区面积的 57%; 符合 IV-V 类水质标准的面积为 2739 km^2 , 占整个平原区面积的 43%。主要超标指标为总硬度、氨氮、硝酸盐氮。深层水符合 III 类水质标准的面积为 2281 km^2 , 占评价区面积的 66%; 符合 IV-V 类水质标准的面积为 1154 km^2 , 占评价区面积的 34%。主要超标指标为氨氮和氟化物 (北京市水文总站, 2012) (图 2.11)。

2.3 研究区域

2.3.1 北京市雨量和地表径流量分布

北京市降雨量丰富和地表径流丰富的地区应该进行雨洪管理，使得径流能够下渗补给地下水资源，而不是基于蒸发作用回到大气中或者通过过境水系流出本地。北京地区年平均降水量等值线走向大体与山脉走向相一致。全市多年平均降水量在 470—660 mm 之间。而降水量在 700mm 以上的地区有怀柔县的八道河、房山区的漫水河、平谷县的将军关一带，其中八道河面积最大，量值也最大达 820 mm、枣树林为 770 mm。由弧形山脉向西北、东南降水量不断减少，延庆县康庄为 416.9 mm，是全市降水量最少的地区，通县、大兴平原地区年降水量不足 600 mm（霍亚贞 等，1989）（图 2.12）。

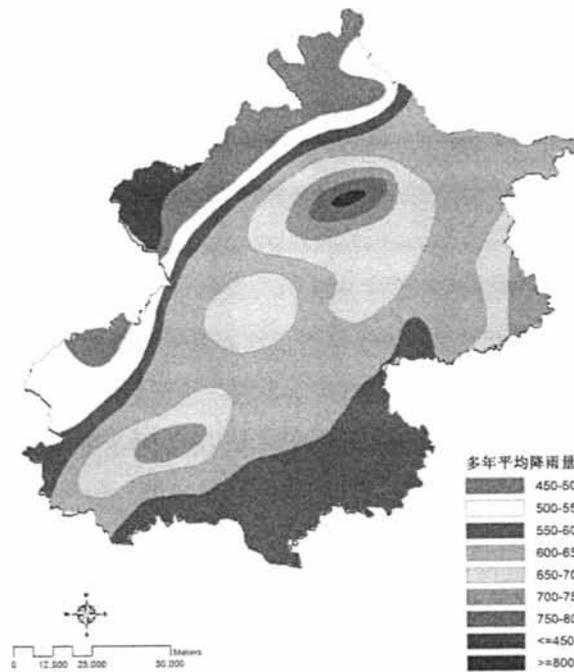


图 2.12 北京市城多年平均降雨量空间分布图

Fig 2.12 The average annual rainfall spatial distribution map in Beijing

年径流的绝对量的大小，无法比较各河系产生地表径流量的差异，只有用相对径流量数值（即产流量）才能比较各河系产生地表径流量的不同。所谓年产流量是指平均 1 Km² 流域面积上产生地表径流量（万 m³）。其基本特点是：山区产水量大于平原区，全市山区平均产水量超出平原区 5 万 m³ 以上；超出最大的是蓟运河水系约 13 万 m³，超出最小的是北运河和永定河，在 2—4 万 m³。主要由于山区汇流快，入渗损失量少，地表产流量大。西部和东北部各河系产水量大于全市均值（15.47），如大清河、潮白河和蓟运河的产水量在 16.70 万 m³/年·Km² 以上，主要是由降水量多少所决定的（霍亚贞 等，1989）（表 2.1）。

表 2.1 北京五大水系产水量统计(单位：万 m³/年·Km²)

Table 2.1 The water production statistics of five major river in Beijing

| 河系 | 大清河 | 永定河 | 温榆北运河 | 潮白河 | 蓟运河 | 全市平均 |
|----|--------|-------|-------|--------|--------|--------|
| 山区 | 19.20 | 11.75 | 15.22 | 19.57 | 23.40 | 17.47 |
| 平原 | 10.78 | 7.18 | 13.97 | 12.06 | 9.96 | 12.22 |
| 合计 | 16.90 | 10.77 | 14.25 | 18.22 | 16.68 | 15.47 |
| | 109.24 | 69.62 | 92.11 | 117.78 | 107.82 | 100.00 |

(注：合计栏第一行数值为产流量（万m³/年·Km²）；第二行数值为每条河产流量占全市平均产流量（%）。)

2.3.2 北京市历史泛洪区和地下水补给区分布

历史上的洪泛区因为雨洪不能被快速排走，或者雨洪的量和产生速度超过了土壤下渗的最大上限，而形成洪水灾难，需要进行雨洪管理。根据史料，北京市洪涝灾害发生的次数较多，其中整体而言威胁最大的是永定河的洪水（北京市水利局，1999）。

据《北京水旱灾害》的记载，从公元 1115~1949 年的 835 年中，永定河决口有 81 次，漫溢 59 次，改道 9 次；清代 268 年中，平均每三四年发生一次漫决或改道，包括 I 级洪水 7 次，II 级洪水 10 次，明清以来有 5 次因永定河大洪水决口漫溢侵袭北京市区（北京市水利局，1999）（图 2.13）。据《潮白河水旱灾害》记载，潮白河自明成化六年（1470 年）到 1929 年，共发生大洪水灾害 15 次，其中周期在 100 年以上的 I 级洪水有 7 次；周期在 20-50 年的 II 级洪水 8 次；周期在 20 年以下的洪水灾害 34 次（北京市潮白河管理处，2004）。据《北运河水旱灾害》记载，北运河 1470~1918 年的 449 年间发生中大洪水灾害 19 次，其中 I 级洪水 8 次，II 级洪水 2 次，

1918~1948 年间，I 级洪水 1 次，II 级洪水 4 次，一般洪水灾害不计其数（北京市北运河管理处，2003）。

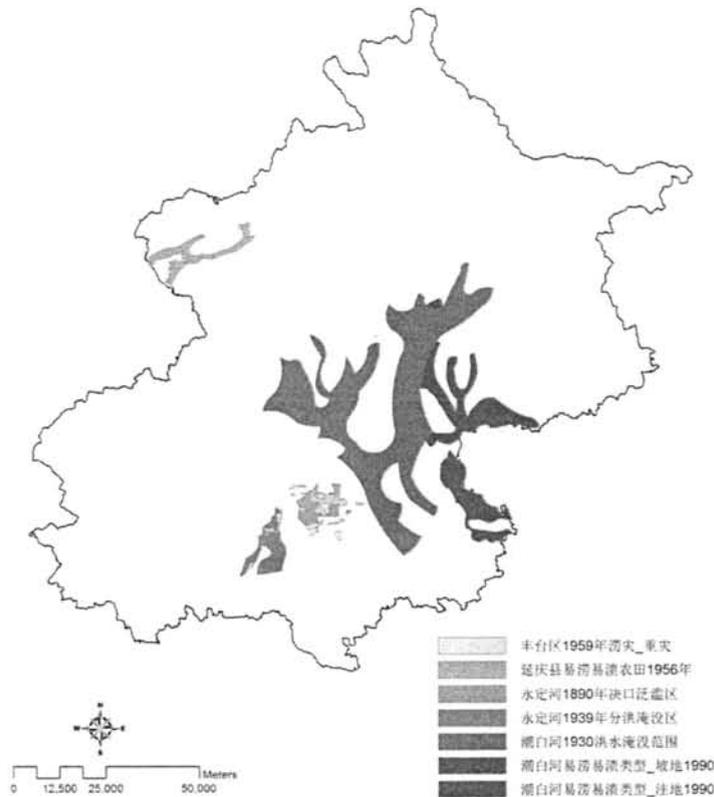


图 2.13 北京市历史泛洪区分布图（北京市水利局，1999）

Fig 2.13 The historical flood zone in Beijing

地下水补给区承担着地下水自然补给和再生的重要功能，对于区域水资源的可持续发展具有重要意义，其生态功能需要受到保护，以促进雨洪最大程度的补给地下水，实现水资源的更新再生(图 2.14)。大气降水通过平原区的松散沉积物的孔隙及山区岩石的裂隙、溶隙、溶洞等直接渗入地下，这是地下水的主要补给来源，占地下水补给量的 50%；北京的河流出山以后、流经在扇形砾石带、河水大量渗透补给地下水；西部和北部山区，

植被、土层覆盖度差，有的岩石裸露地表，承受大气降水后，沿裂隙、节理、层理、岩溶等通道补给平原地下水（霍亚贞等，1989）。

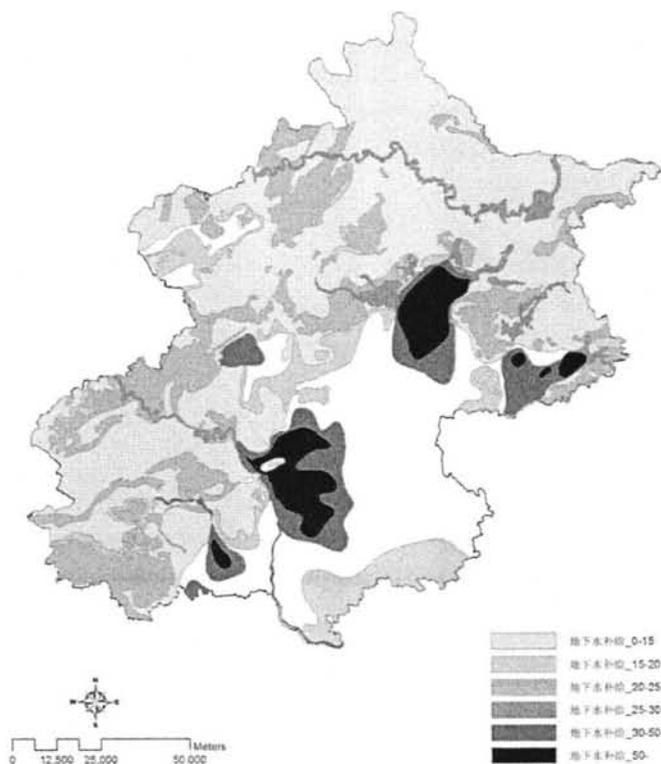


图 2.14 北京市地下水补给模数分布图

Fig 2.14 The groundwater recharge modulus maps of Beijing

2.3.3. 北京市水库及水文站分布

研究区水文数据的收集，主要是通过水文站得到的，截至目前，北京市主要有 24 座水文站(图 2.15)。基于水文站，我们可以收集到测站考证资料、水位资料、流量资料、输沙率资料、泥沙颗粒级配资料、水温、冰凌资料和水面蒸发量资料。

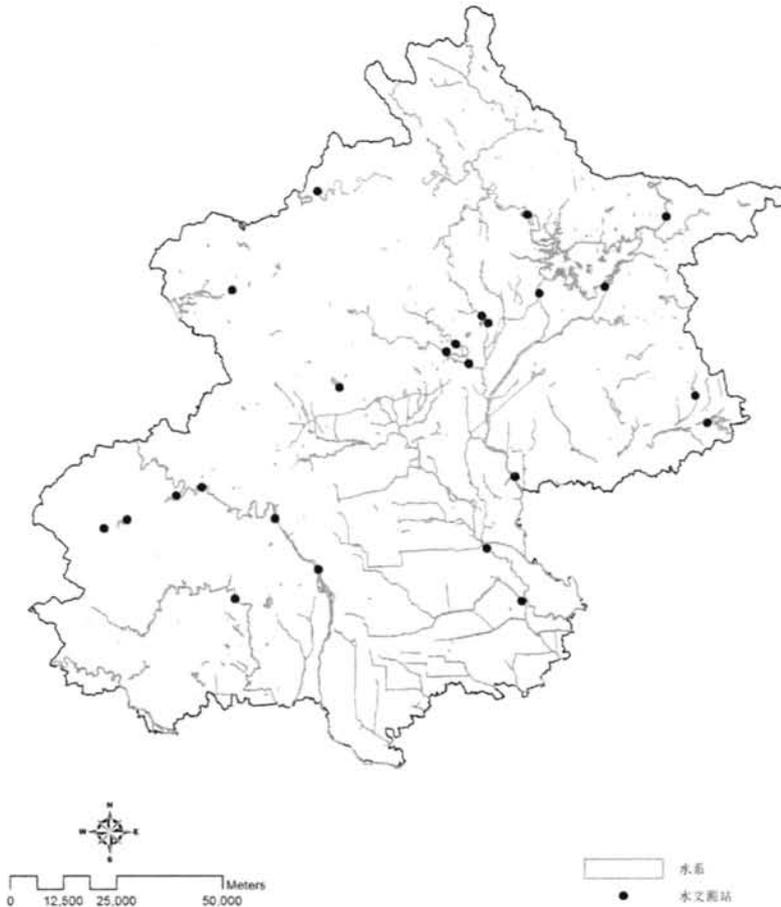


图 2.15 北京市水文站分布图

Fig 2.15 The hydrological station in Beijing

然而，自从 1949 年解放以来，因为城市化发展对于水资源的需求，就引起政府高度重视。同时因为北京市的降雨主要集中在夏季，在一年的其他时间都是旱季，从自然水体取水已经无法满足城市开发的需求，再者因为北京市的政治和文化中心的地位，对于城市水安全的考虑也被提到一个最重要的地位，截止目前，北京市共有水库 87 座，控制着北京市绝大部分的流域面积。水库可以显著影响水文过程，改变自然雨洪过程的各级参数，如径流量、峰值流量等，这就对水文站的数据形成了重大的影响，水文站所记录的水文数

据是基于自然过程和水库调节共同作用得到的，这就导致如果没有水库数据，就无法模拟流域真实的水文过程，无法建立具有相当预测精确度的水文模型，也就无法预测不同的规划措施对于水文的影响。而水库数据往往是很难得到的，这就要求本研究必须选择一个水文站控制流域内没有水库的水文站来进行数据采集(图 2.16)。综上所述，清水站被选为数据采集站，清水站控制流域成为本研究的研究区域(图 2.17)。

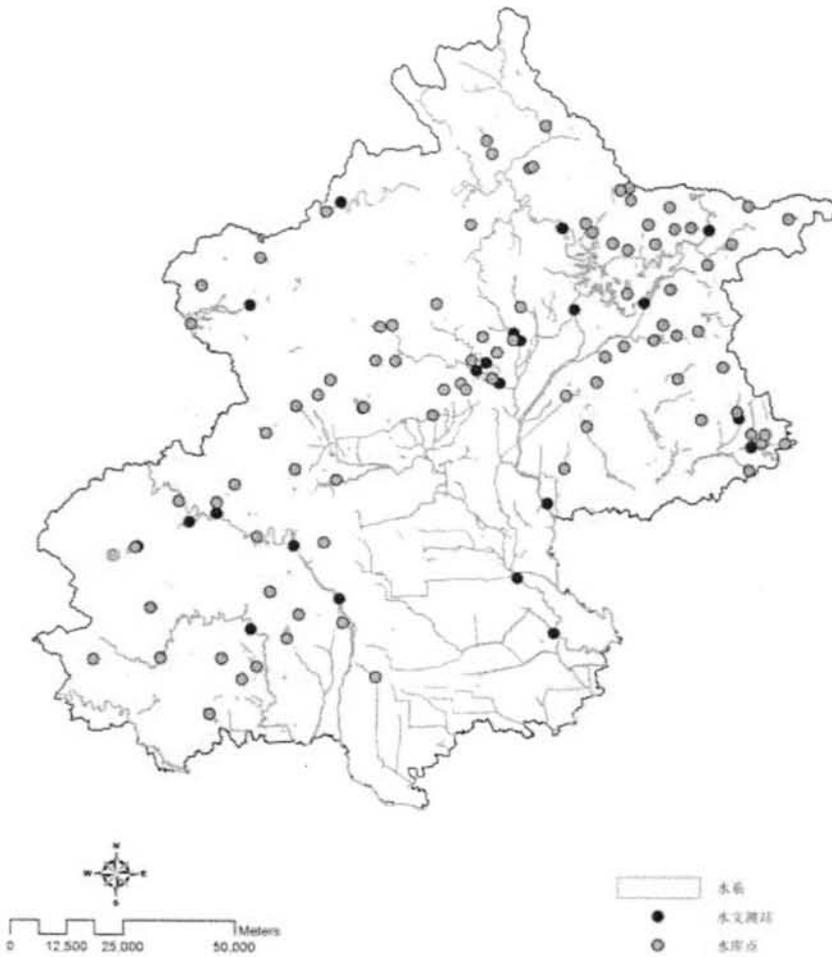


图 2.16 北京市水库水文站分布图

Fig 2.16 The Reservoirs and hydrological stations in Beijing

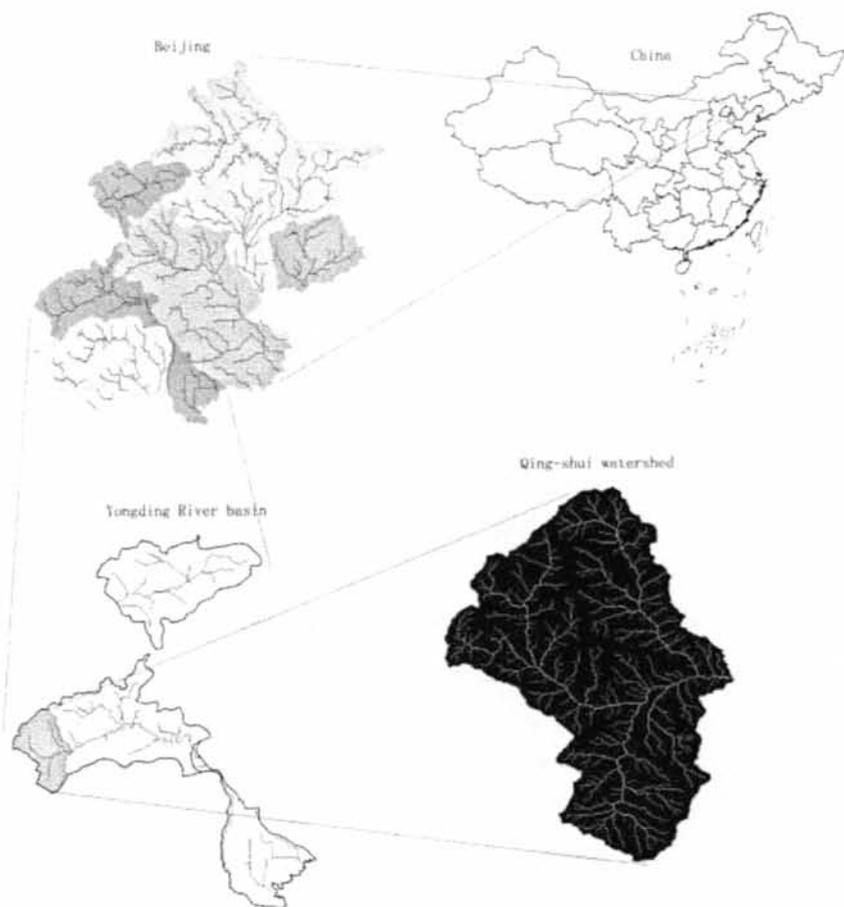


图 2.17 研究区域区位图

Fig 2.17 Study area

2.4 研究方法

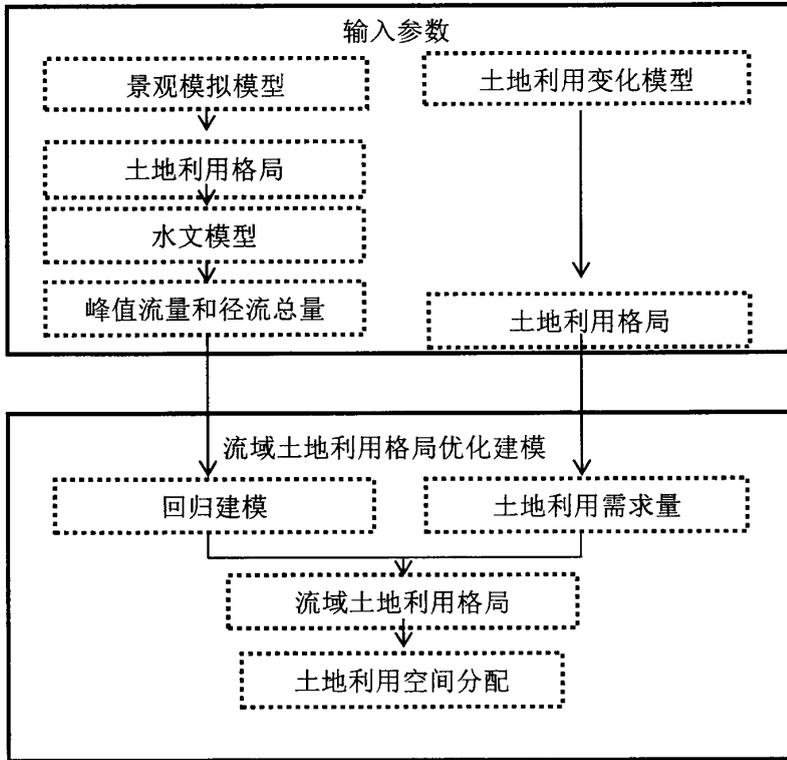


图 2.18 技术路线图

Fig 2.18 Technology framework

本研究一方面通过景观模拟模型生成不同特征的土地利用格局样本，利用景观指数法定量化的衡量土地利用格局特征，然后将获取的土地利用格局样本输入水文模型来评价不同土地利用格局特征下的流域响应，其后通过回归建模量化土地利用格局特征与流域水文之间的相关关系。另一方面，土地利用变化模型被用来模拟流域土地利用格局的变化，并用于生成不同情景下的土地利用格局。最后，回归分析后的结果和不同情景下的土地利用格局被输入流域土地利用格局优化建模平台，其中回归方程被作为优化的目标函数，不同情景下的格局则作为优化的空间限制变量，通过结合该平台中的土地利用空间分配模块，最终获取最优的土地利用格局。

2.4.1 基于景观指数的土地利用格局特征分析

景观指数作为描述土地利用格局特征有力工具,已经被广泛的应用于景观生态学理论研究以及景观规划实践。本研究主要目的是为了减少城市化对于流域水过程的影响,基于土地利用格局能够有效的影响水文过程这一基本假设,试图通过调整城市化效应下的土地利用格局来实现对流域雨洪水的有效管理,故本研究主要选取与城市化过程密切相关的土地利用格局特征来进行相关的分析和研究。根据前人关于城市化对于土地利用格局的影响的相关研究,对13种景观指数被选择用来描述土地利用格局特征(Turner et al., 1989; Wu and Luck, 2002; Wu, 2004; Schroder and Seppelt, 2006; Wu et al., 2010),它们已经被证明可以有效的描述土地利用格局的各方面的特征。斑块数量(NP),总斑块周长(TE)和周长密度(ED)描述了某种土地利用类型或者景观总体的破碎化程度(Aguilera et al., 2011; Zhang et al., 2004),最大斑块指数(LPI)代表了某种土地利用类型或者景观的最大斑块占景观总面积的比例(Armenteraset al., 2003),平均斑块面积(MPS)和斑块面积标准差(PSSD)描述了某种土地利用类型或景观斑块的离散和集中的趋势(Andren, 1994; Herold et al., 2002),景观形状指数(LSI)显示了某种土地利用类型或景观的整体复杂化程度(Herzog et al., 2001),平均斑块形状指数(MPSI),平均斑块分形维度(MPFD),面积加权平均斑块形状指数(AWMPSI)和面积加权平均斑块分形维度(AWMPFD)描述了某种土地利用类型或景观的单一斑块的边界复杂性和分形特征(Herold et al., 2002),粘合度指数(COHESION)被用来衡量某种土地利用类型或景观斑块的物理连接度(Weng et al., 2007);最后,聚集度指数(Aggregation index)被用来衡量某种土地利用类型或景观斑块的聚集度水平(He et al., 2002)。

2.4.2 基于SIMMAP模型的土地利用格局模拟

景观模拟方法被广泛的用于探讨土地利用格局和生态学过程之间的关系(Gardner et al., 1987; Turner et al., 1993; With and King, 1997; Tischendorf, 2001; Gardner and Urban, 2007)。SIMMAP是这样一种景观模拟方法,基于修正随机簇方法,能比以前的景观模拟模型提供更一般性和实际的景观模拟结果,而且能够模拟不同破碎化程度和空间依赖规则下的景观。(Saura and Martinez-Millan, 2000; Li et al., 2004)。

本研究为了探讨土地利用格局特征与水文过程之间的关系，在清水站流域，通过SIMMAP模拟了一组基于不同的开发强度和斑块破碎化程度的景观。

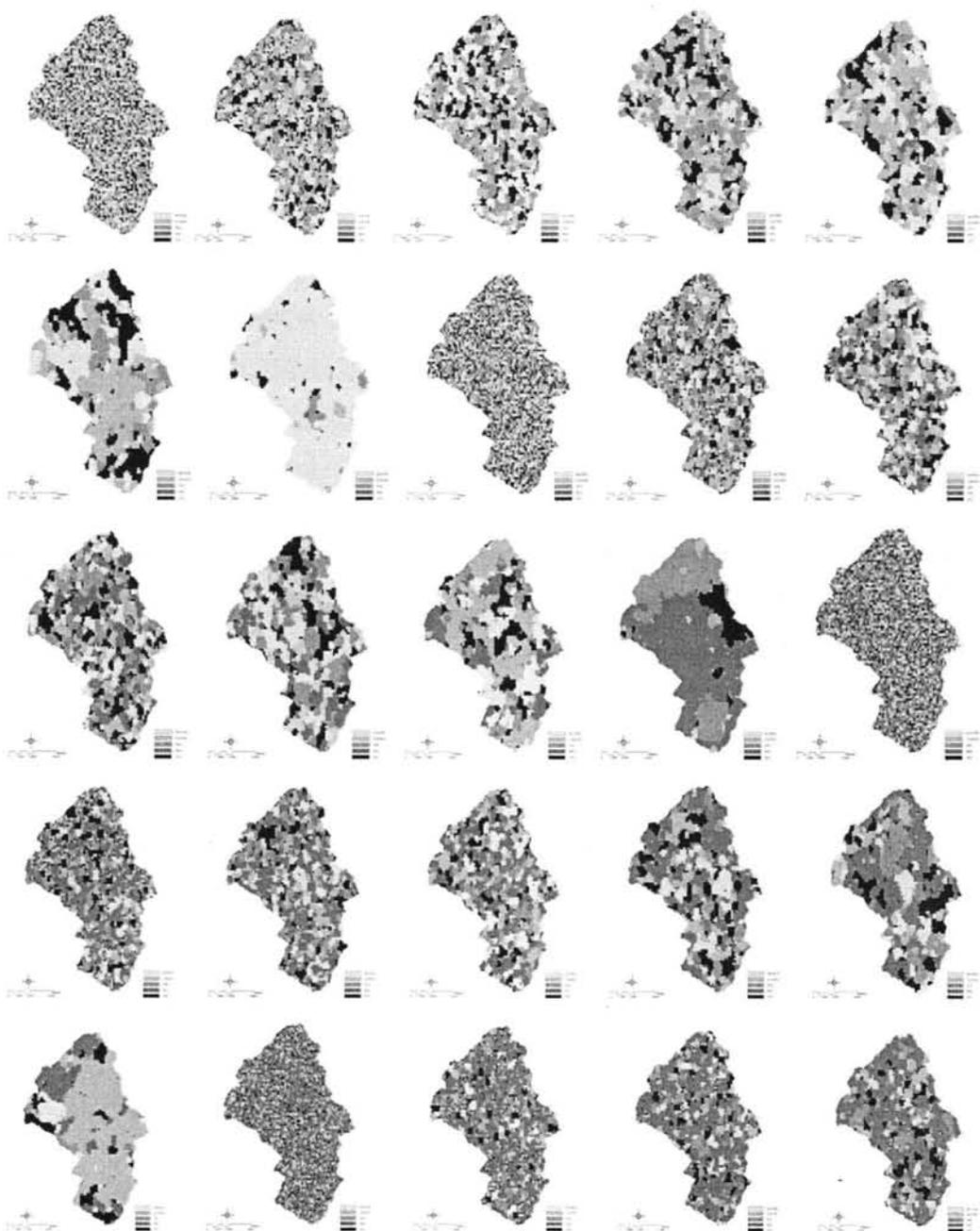




图 2.19 SIMMAP 模型模拟土地利用格局样本示例

Fig 2.19 The land use pattern samples from SIMMAP model

(注：林地比例 0%~100%，以 20%为变化单元，破碎化程度 0~0.7，以 0.1 为变化单元)

对于不同的开发强度的设计，不同的土地利用分配方案被用于表现不同的开发强度，5 种常见土地利用类型(农业用地，草地，林地，建设用地，水体)被选择用于土地面积分配。首先，一种土地利用类型的面积以 20%的增长，从 0 到 100%，剩余的土地被平均的分配给其他土地利用类型，通过这种规则，针对一种破碎化水平，产生 30 种土地利用分配方案，同时由于要探讨不同破碎化水平下的土地利用格局，这一过程被在每一个破碎化水平

下重复使用。针对土地利用格局特征从聚集到破碎化的一般规律, 7 个斑块破碎化水平被设计用来模拟景观。邻域规则和土地利用类型数分别被设置成 4 和 5。最后, 这些模拟的土地利用格局会被输入水文模型来评价不同土地利用格局特征下的水文响应。整个景观模拟过程会产生 210 个不同特征的土地利用格局(图 2.19)。

2.4.3 基于 GSSHA 模型的雨洪过程模拟和评价

基于其简单和有效预测径流的能力, 水文模型, 诸如 HEC-HMS, SWMM 等, 被广泛的用于评价土地利用变化对于水过程的影响(Olang and Furst, 2011; Lin et al., 2009; McColl and Aggett, 2007; Camorani et al., 2005)。水文模型主要分成 3 类, 分别为集总式模型、半分布式模型以及全分布式模型。集总式模型被设计用来预测流域出水口的径流特征, 半分布式模型能够在亚流域尺度评价在流域不同区域进行土地利用开发对于亚流域和流域出水口径流的影响(Jenicek, 2009; Lin et al., 2007; Olang et al., 2011; Camorani et al., 2005)。相对集总式模型和半分布式模型, 全分布式模型已经被证明可以更有效的提高径流预测的精确度, 而且他们通过识别空间位点上的土地利用变化, 进而探讨其水文响应, 使得探讨土地利用对于水文的影响变得更加的直观(Verbunt et al. 2005; Yuan et al. 2007; Paudel et al. 2011)。另外, 这类模型也对土地利用结构的^{MSI}变化敏感, 因为其模拟径流的方式是逐个栅格计算(Beaujouan et al. 2001)。本研究主要探讨土地利用结构对于水文过程的影响, 集中式模型和半分布式模型都无法达到本研究的要求, 故本研究选取美国工程兵团开发的 GSSHA 模型来模拟径流过程, 它被设计用于模拟特定水文气象学条件下的流域径流输出(Downer and Ogden, 2003, 2004)。它是以物理学意义为基础的, 全分布式的水文模型(影响水文的参数在每一个栅格都被定制), 可用于模拟重要的水文过程, 包括径流的产生, 径流的路径, 径流中沉积过程以及运输过程等(Sharif et al., 2010; Downer and Ogden, 2008)。

2.4.4 基于多元线性逐步回归模型的土地利用格局变化对雨洪过程的影响评价

通过 SPSS 软件, 多元线性逐步回归模型被用来探讨景观指数和水文变量之间的相关关系。210 个模拟景观或者土地利用格局及其水文响应作为分析的样本集。场次降雨径流的峰值流量和径流总量作为因变量, 每种土地利用类型的 13 个景观指数, 一共 65 个指数

作为自变量输入回归模型进行分析。最终的回归方程基于拟合优度 R^2 和 F 检验的显著性水平进行筛选，拟合优度最高的和通过显著性水平 0.05 检验的回归方程被认为可以有效的预测土地利用格局变化对于水文的影响。多重共线性检测也被采用来筛选方程，方差膨胀因子 <10 的方程式可接受的方程。对于径流产生贡献很少的景观指数被剔除出最后的方程。每个景观指数标准化的回归系数也被计算用于决定相关景观指数的贡献率，决定最重要的景观指数，以及探讨景观指数与径流是属于正相关的还是负相关的。

表 2.2 北京市不同重现期下的降雨量

Table 2.2 Different return periods of rainfall in Beijing

| 重现期(年) | 100 | 50 | 20 | 10 |
|---------------|-------|--------|-------|-------|
| h_1 (mm) | 76.41 | 66.96 | 54.81 | 45.63 |
| h_6 (mm) | 148 | 129 | 105 | 86 |
| h_{24} (mm) | 268.5 | 228.75 | 177 | 139.5 |

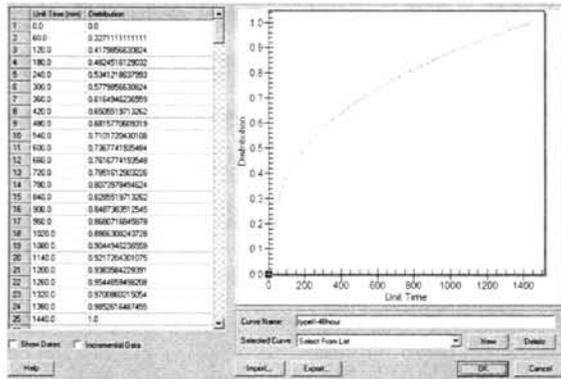


图 2.20 北京市单场降雨的雨量经验分布

Fig 2.20 Empirical distribution of rainfall in a single rainfall in Beijing

两类回归模型被构建用于探讨尺度和降雨强度对于景观指数和水文变量之间关系的影响。为了探讨尺度对于景观指数和水文过程之间关系的影响，不同尺度下的景观指数被计算作为自变量，而 10 年一遇降雨强度下的场次暴雨峰值流量和径流总量作为因变量。为了探讨降雨强度对于景观指数和水文过程之间关系的影响，不同重现期下的场次暴雨峰值流量和径流总量作为因变量，30m*30m 分辨率下的景观指数被作为自变量。通过北京市

地区暴雨强度公式（基于《北京市水文手册》上的历史暴雨数据），10 年一遇，20 年一遇，50 年一遇和 100 年一遇的降雨量和 24 小时降雨历时曲线被计算出来（表 2.2）（图 2.20）。

2.4.5. 基于 CLUE-S 模型的土地利用开发前景模拟

CLUE-S 模型是动态的，空间显式的土地利用变化模型，是为了模拟小范围区域（流域或省）或精细空间尺度土地利用变化而开发的(Verburg et al., 2002)。它已经广泛的被用于模拟不同开发政策和策略下的土地利用前景(Luo et al., 2010; Liu et al., 2009; Castella and Verburg, 2007; Chu et al., 2010)。它主要包括两个主要部分：非空间土地利用需求分析和空间显式分配分析，前者集总的计算所有土地利用类型的变化量，而后者把变化量分配到空间上不同区域(Verburg et al., 2002)。

利用 CLUE-S 模型建模主要分成三步：第一步是计算土地利用需求模拟过程中土地利用变化的限制因素；第二步是通过逻辑斯蒂模型建立土地利用转换概率和空间位点生物物理和社会经济特征之间的关系；最后一步是分配过程。在这一步，通过逻辑斯蒂模型，每个栅格每种土地利用类型的转换概率首先被计算，然后该栅格被分配以转化概率最高的土地利用类型。转换概率由土地利用类型适宜性，土地利用转换弹性和迭代变量共同决定。然后，每种土地利用类型的土地面积与土地利用变化需求量进行比较，如果被分配的量少于需求量，迭代变量就会增加，整个过程被重复直到土地利用分配后的面积总量等于土地利用的需求量。(Verburg et al. 2002, 2008; Castella and Verburg, 2007)

基于不同政策下的土地利用变化需求量设计，2030 年 4 种土地利用开发前景通过 CLUE-S 模型被模拟，分别是一般开发前景、低速城市化开发前景、中速城市化开发前景和高速城市化开发前景。

2.4.6 基于 LPOP 模型的土地利用格局优化

基于土地利用格局和径流之间的回归关系，土地利用优化模型（LPOP）可以被构建，优化的目标是通过在全流域范围内重新分配土地利用类型来实现场次暴雨的峰值流量和径流总量最小化。指数函数模型被用来探讨土地利用格局特征与径流之间的关系：

$$Y=10^{f(x)}, f(x) = AX_1+BX_2+CX_3\cdots \quad (\text{式 4.1})$$

其中 $X_1, X_2, X_3 \dots$ 是景观指数; Y 是峰值流量或径流总量; A, B, C, \dots 是常数. 显著性检验和多重共线性测试被用于评价回归模型, 拟合优度最高, 通过 0.05 显著性检验, 方差膨胀因子 < 10 的方程被认为可以有效的预测土地利用格局变化对于径流的影响.

为了探讨土地利用格局优化对于径流的影响, 土地利用格局优化的结果被用来与土地利用模型预测的结果来进行对比. 在 CLUE-S 模型的基础上, 基于不同政策引导, 本研究模拟了 2030 年四种土地利用开发前景. 在每个土地利用前景下, 每种土地利用变化量和土地利用变化类型作为土地利用格局优化的限制条件, 以 1993 年的土地利用格局为初始状态, 随机的让在 1993-2030 年间土地面积减少的土地利用类型的栅格中的土地利用类型转化为在 1993-2030 年间土地面积增加的土地利用类型 (图 2.21).

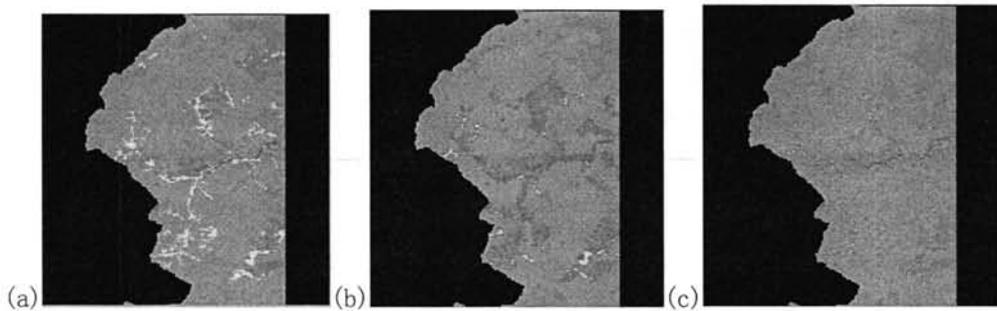


图 2.21 LPOP 优化模型系统中不同阶段土地利用格局图

Fig 2.21 The land use patterns from LPOP optimization model system

(注: (a): 1993 年土地利用格局, (b): 2001 年土地利用格局, (c): 2001 年优化后土地利用格局.)

为了探讨开发强度对于土地利用格局优化的水文学效应的影响, 本研究拟在不同土地利用类型开发强度下对土地利用格局进行优化. 在每个农业开发前景中, 以 1993 年的土地利用为初始条件, 随机的把林地栅格转化为农业用地栅格, 农业用地面积变化量从占流域总面积的 10%到 70%, 以 5%的幅度递增. 在每个城市化前景中, 以 1993 年的土地利用为初始条件, 随机的把林地栅格转化为城市用地栅格, 城市用地面积变化量从占流域总面积的 10%到 70%, 以 5%的幅度递增. 在每个林地开发前景中, 以 1993 年的土地利用为初

始条件，随机的把林地栅格转化为其他土地利用类型的栅格，林地面积变化量从占流域总面积的 70%到 10%，以 5%的幅度递减（图 2.22）。

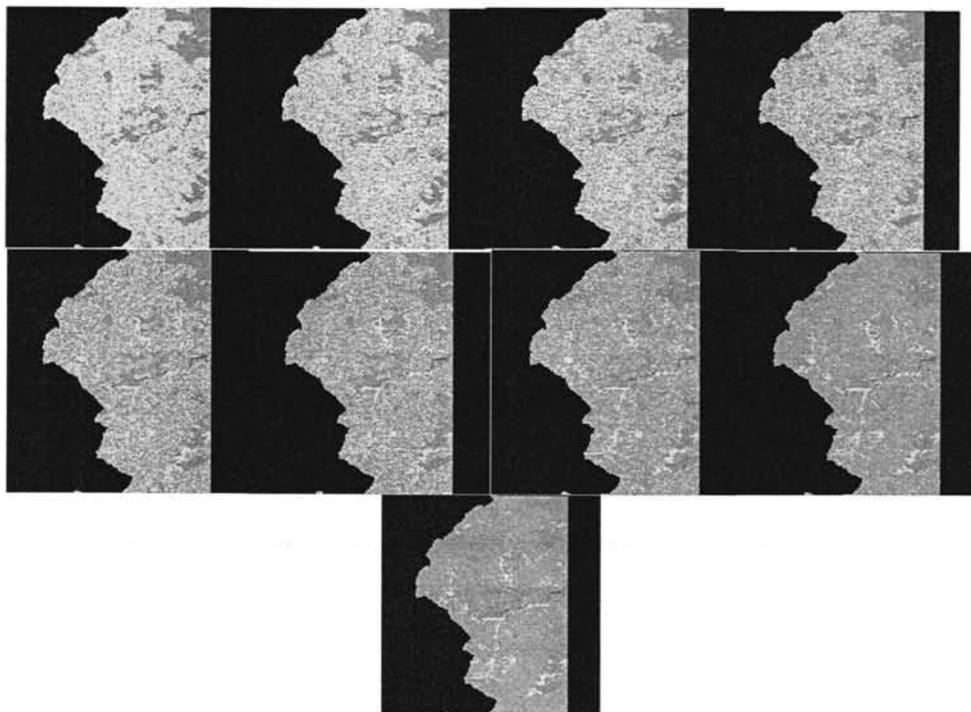


图 2.22 基于土地开发强度的 LPOP 模型敏感性分析优化后土地利用格局图

Fig 2.22 The optimized land use pattern under different development intensities, based on LPOP

（注：林地比例 10%~70%，以 5%递增）

2.5 数据汇总

2.5.1. 土地利用数据

土地利用数据被输入 GSSHA 水文模型来进行水文模型的校正以及输入 CLUE-S 土地利用模型来进行土地利用模型的校正，并做为土地利用模型的初始状态，来预测不同政策引导的土地利用开发前景。

1977 年和 1982 年的土地利用数据分别来源于 1977 年 11 月 9 日和 1982 年 10 月 5 日地理校正后的 LANDSAT MSS 卫星图。一些 1:50000 北京市地形图里的地理参照物（水体，道路，水坝，城市边界）被用来校正卫星图，最大似然分类法被用来进行分类土地覆盖类型。基于中国国土资源部发布的土地利用分类系统，该数据土地利用类型被分为五大类：即农业用地、林地、草地、城市用地和水体。该类数据被用于进行水文模型的校正（图 2.23）（图 2.24）。

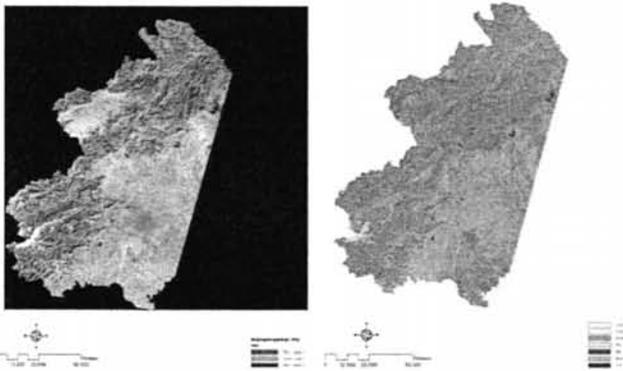


图 2.23 1977 年北京市土地利用遥感解译图

Fig 2.23 The remote sensing image and land cover map of Beijing in 1977

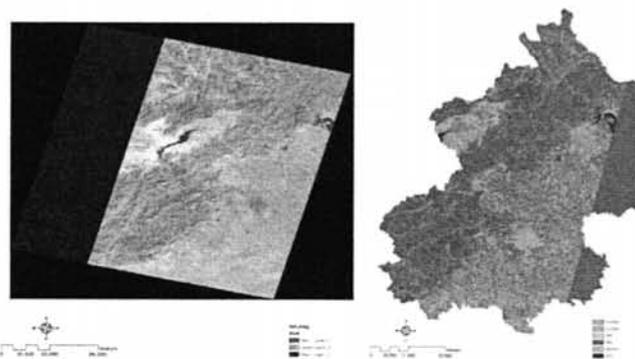


图 2.24 1982 年北京市土地利用遥感解译图

Fig 2.24 The remote sensing image and land cover map of Beijing in 1982

1993 年和 2001 年的土地利用数据则由北京市国土资源局提供（图 2.25）。基于原始的土地利用分类，土地利用也被重新分为五大类：农业用地、林地、草地、城市用地和水体（表 2.3）。该类数据被用于土地利用模型的校正和远景模拟时土地利用初始状态的设置。

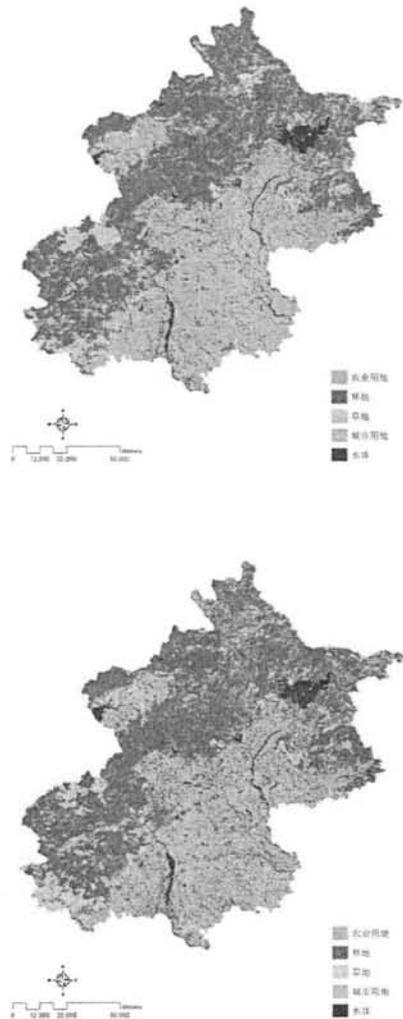


图 2.25 1993 年，2001 年北京市土地利用分布图

Fig 2.25 The land use maps of Beijing in 1993 and 2001

表 2.3 北京市土地利用类型重分类表

Table 2.3 The reclassification of land use types in Beijing

| 一级类型 | | 二级类型 | | | |
|------|--------|------|-------|----|--------|
| 编号 | 名称 | 编号 | 名称 | | |
| 1 | 农业用地 | 11 | 灌溉水田 | | |
| | | 12 | 望天田 | | |
| | | 13 | 水浇地 | | |
| | | 14 | 旱地 | | |
| | | 15 | 菜地 | | |
| | | 2 | 林地 | 21 | 果园 |
| | | | | 22 | 桑园 |
| | | | | 23 | 茶园 |
| | | | | 24 | 橡胶园 |
| | | | | 25 | 其他园地 |
| | | | | 31 | 有林地 |
| | | 3 | 草地 | 32 | 灌木林地 |
| | | | | 33 | 疏林地 |
| | | | | 35 | 迹地 |
| | | | | 36 | 苗圃 |
| 41 | 天然草地 | | | | |
| 42 | 改良草地 | | | | |
| 43 | 人工草地 | | | | |
| 81 | 荒草地 | | | | |
| 82 | 盐碱地 | | | | |
| 84 | 沙地 | | | | |
| 85 | 裸土地 | | | | |
| 86 | 裸岩、石砾地 | | | | |
| 4 | 城乡建设用地 | | | 51 | 城镇 |
| | | | | 52 | 农村居民点 |
| | | | | 53 | 独立工矿用地 |
| | | 55 | 特殊用地 | | |
| | | 61 | 铁路 | | |
| | | 62 | 公路 | | |
| | | 63 | 农村道路 | | |
| | | 64 | 民用机场 | | |
| | | 65 | 港口、码头 | | |
| | | 5 | 水域 | 78 | 水工建筑物 |
| 71 | 河流水面 | | | | |
| 72 | 湖泊水面 | | | | |
| 73 | 水库水面 | | | | |
| 74 | 坑塘水面 | | | | |
| 75 | 苇地 | | | | |
| 76 | 滩涂 | | | | |
| 77 | 沟渠 | | | | |
| 83 | 沼泽地 | | | | |

2.5.2. 水文及气象数据

从 1977 年到 1982 年的四场典型暴雨被选择用来校正水文模型，降雨和径流数据来源于《中华人民共和国水文年鉴》(图 2.26, 图 2.27, 图 2.28, 图 2.29, 图 2.30, 图 2.31)。这几场暴雨被选择是因为它们表现出了北京市暴雨的一般特征，而且降雨量占 1977 年到 1982 年间总降雨量的大部分。

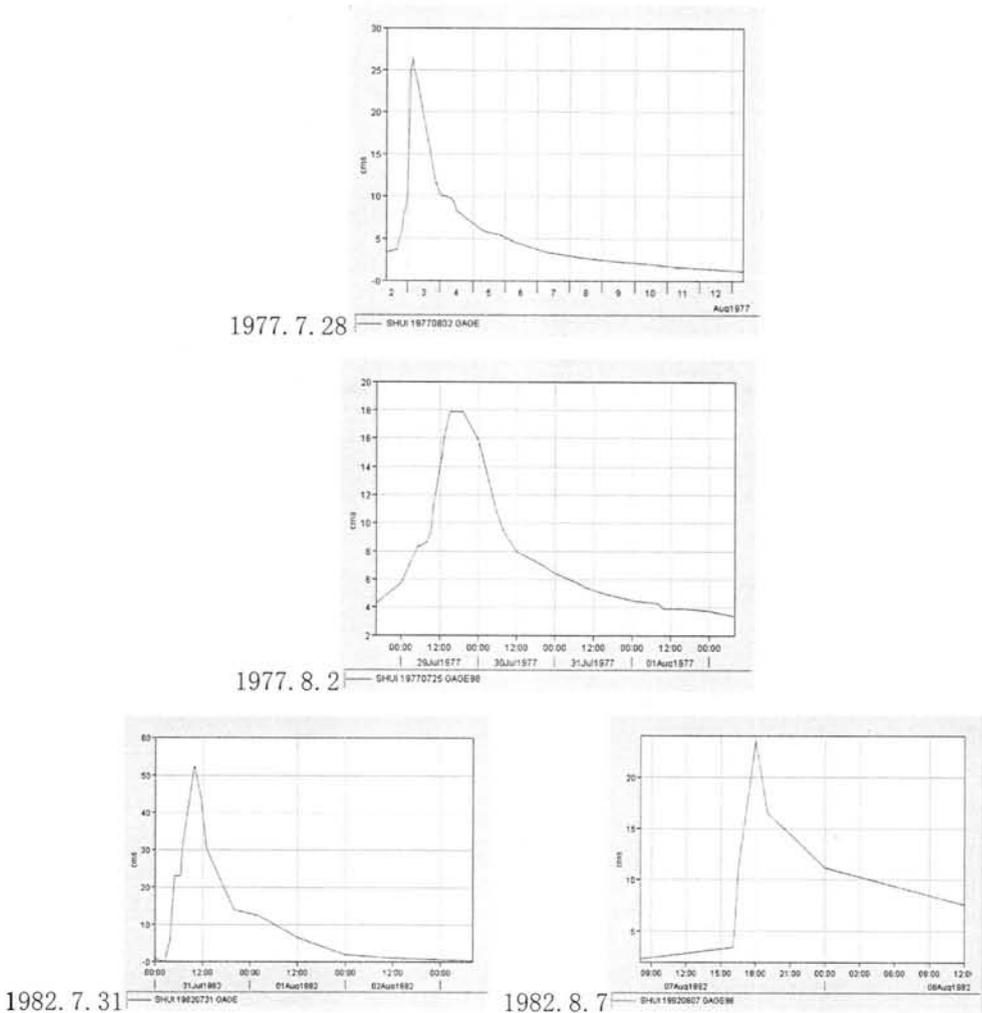


图 2.26 清水站流量记录图

Fig 2.26 The flow record of qingshui station



图 2.27 清水站流域雨量站分布图

Fig 2.27 The Rainfall station in qingshui watershed

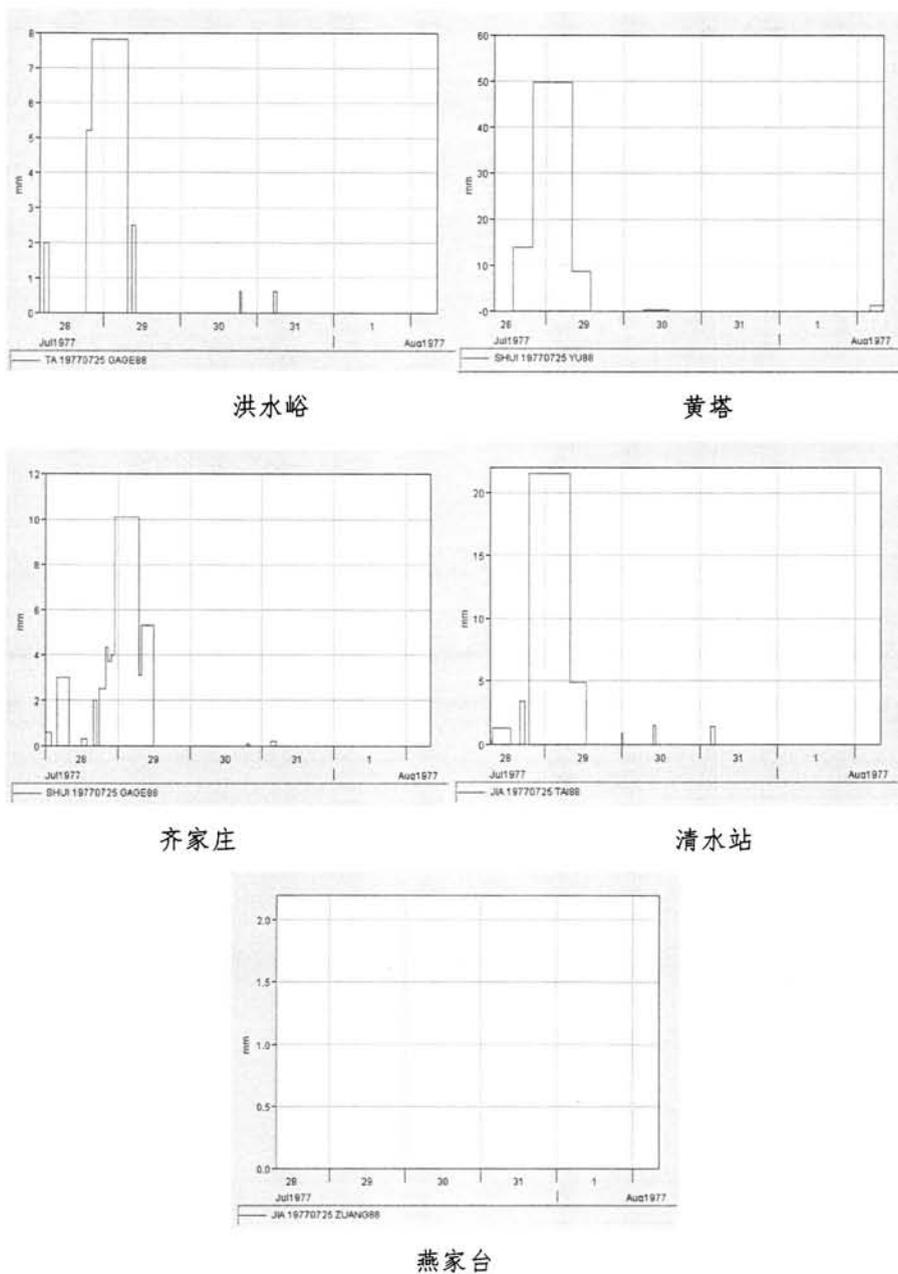


图 2.28 1977.7.28 场降雨雨量站雨量记录
Fig 2.28 The rainfall record of rainfall station (1977.7.28)

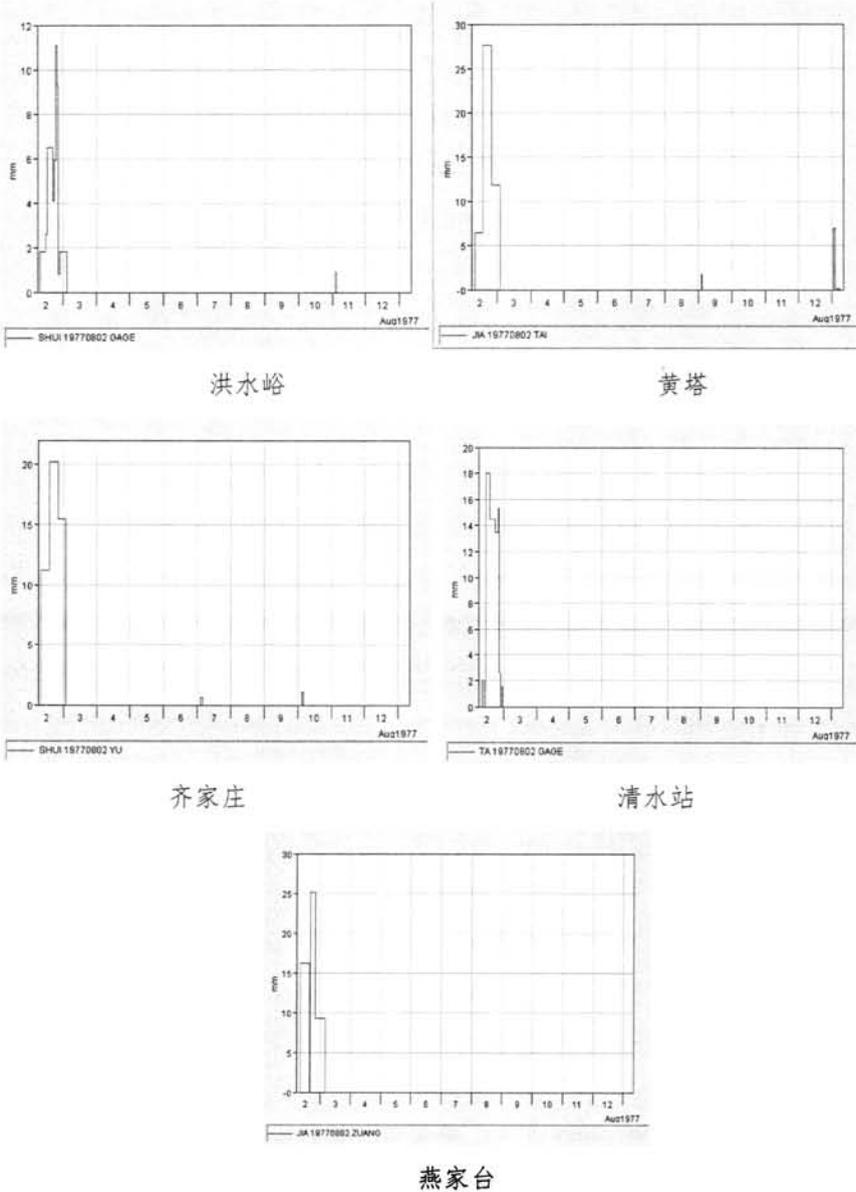


图 2.29 1977.8.2 场降雨雨量站雨量记录

Fig 2.29 The rainfall record of rainfall station (1977.8.2)

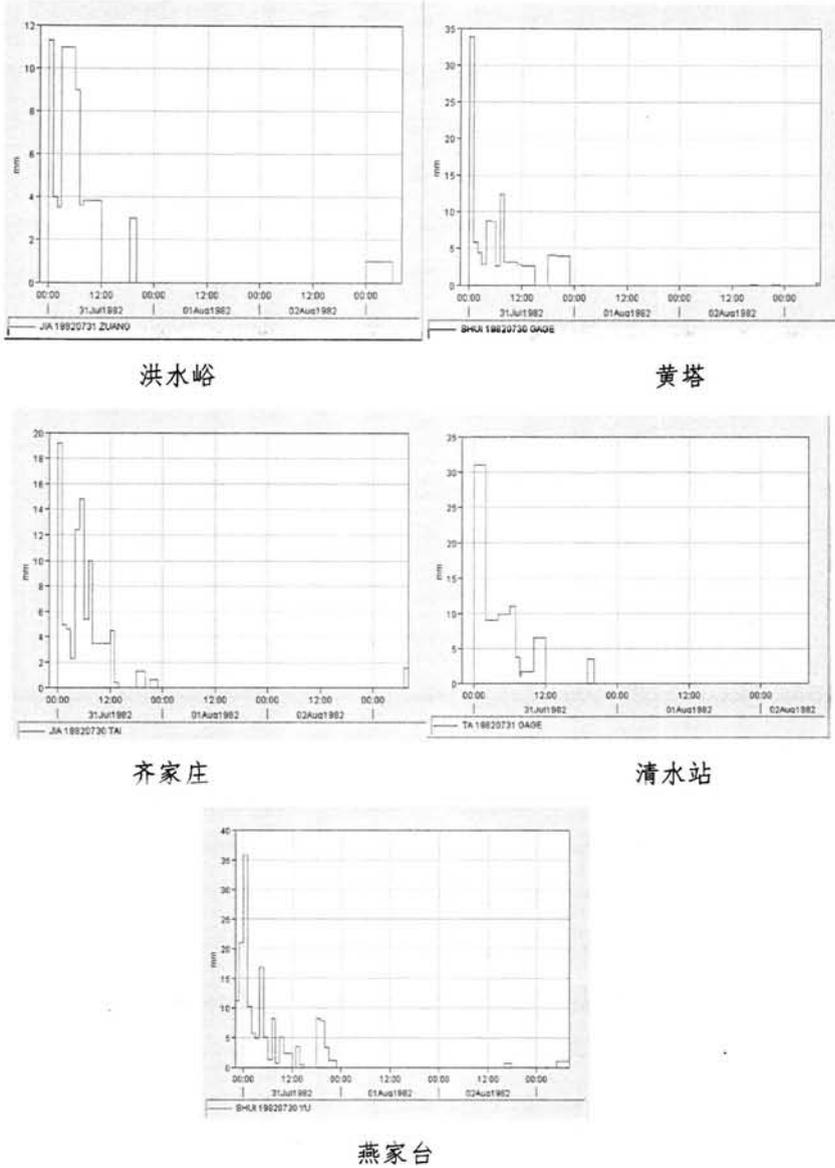


图 2.30 1982.7.31 场降雨雨量站雨量记录
Fig 2.30 The rainfall record of rainfall station (1982.7.31)

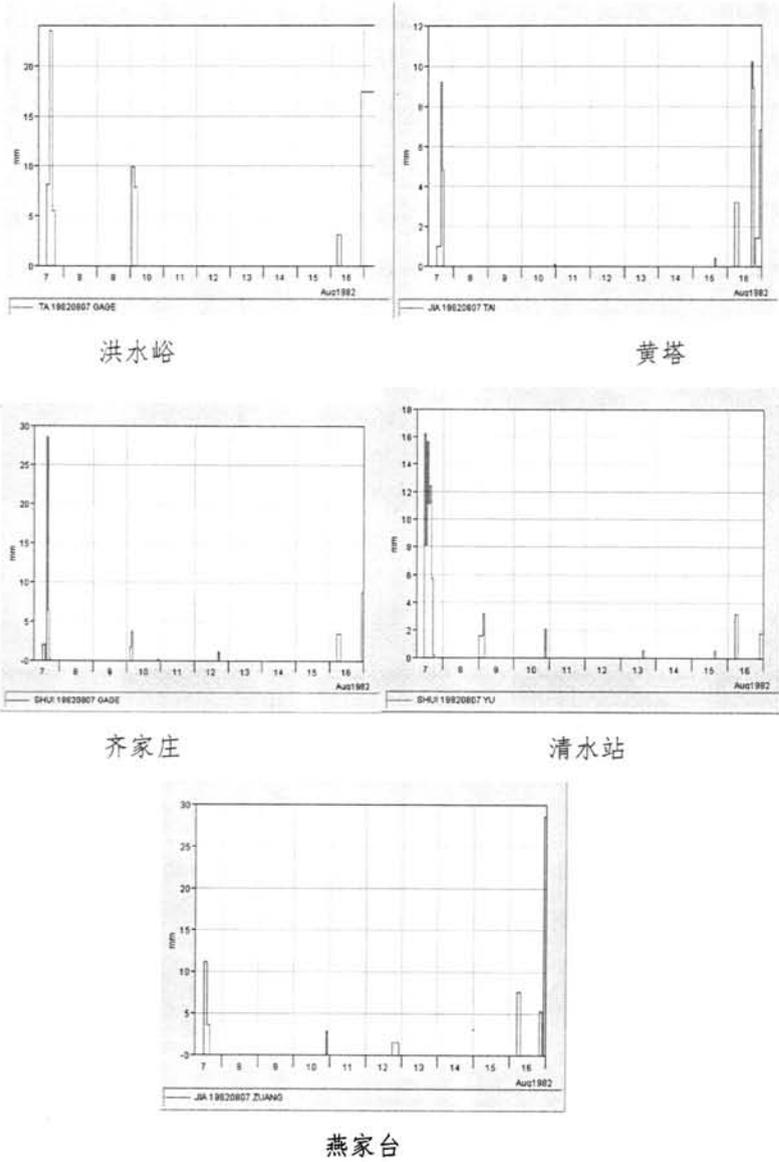


图 2.31 1982.8.7 场降雨雨量站雨量记录
Fig 2.31 The rainfall record of rainfall station (1982.8.7)

2.5.3 文化数据

基于 1961、1982、1988、1996、2001 和 2006 年的北京市文保点名录，13 类文化点被假设影响城市化进程，这些文化点类型包括，公园、风景名胜区、农业观光、民俗村、名村名镇、古建筑、古遗址、近现代建筑、漕运河道、防洪河道、线性遗产、历史街区及文化保护区和护城河水系(图 2.32)。通过实地走访、GPS 定位和文献记载，这些文化点的空间位置被确定，文化资源开发被假设影响城市化进程。

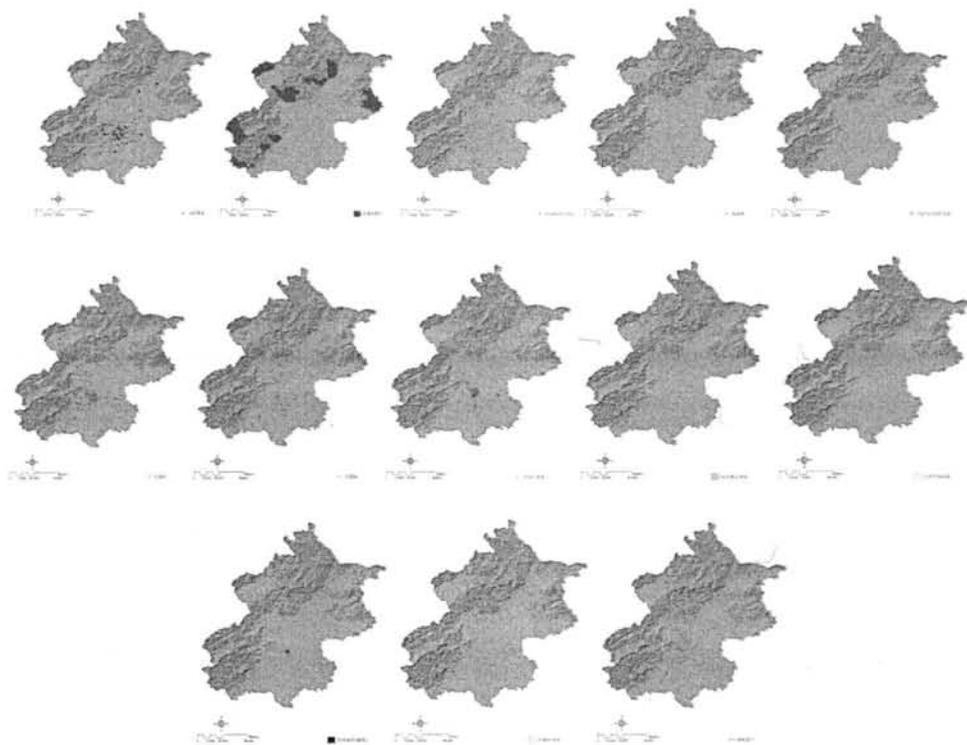


图 2.32 北京市文化点分布图

Fig 2.32 Beijing's cultural point maps

2.5.4 交通数据

交通数据包括北京市国道、乡道、省道、城市主干道、高速公路的分布，主要来源于国家基础地理信息中心数据库和北京市交通图，交通规划被假设影响城市化进程(图 2.33)。

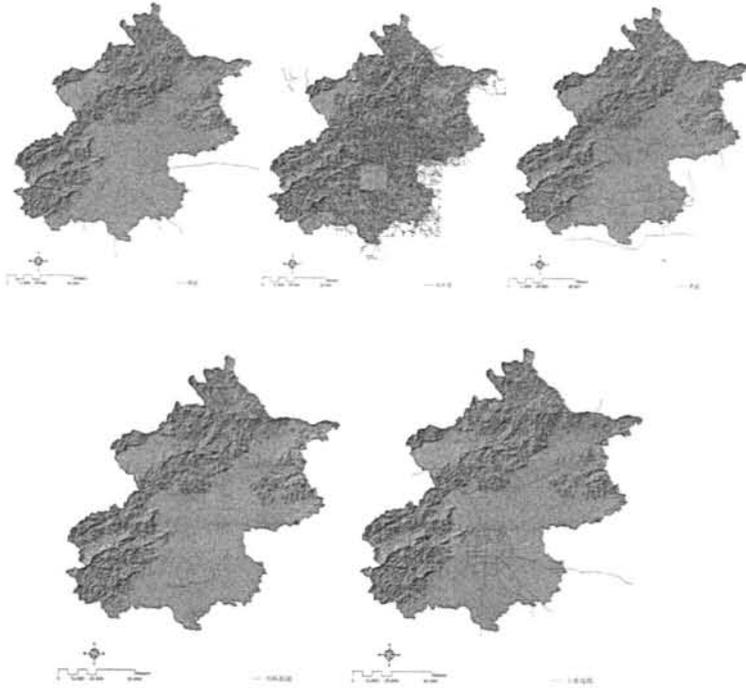


图 2.33 北京市各级道路分布图

Fig 2.33 Beijing's road maps

2.5.5 自然地理数据

自然地理数据包括:高程、坡度、坡向、土壤分布、自然保护区分布、泥石流分布、土地沙化区分布、地裂缝分布、地面沉降区分布、山体滑坡分布、采矿塌陷分布、山体崩塌分布、水库分布和水系分布,自然资源开发和自然及人为灾害被假设影响城市化进程。土壤数据被输入水文模型参与水文模型的校正和土地利用变化水文响应的评价。30M 分辨率的高程数据来源于中科院的科学数据共享平台,坡度和坡向数据则基于高程数据通过

ARCGIS 计算得到, 土壤数据则通过北京市国土资源图集数字化得到, 自然保护区数据来自于国家环保局, 泥石流、土地沙化区、地裂缝、地面沉降、山体滑坡、采矿塌陷、山体崩塌来自于国家环保局和实地 GPS 定位, 水库分布来自于北京市水文总站, 水系分布则通过基于高程数据的水文分析获得(图 2.34)。

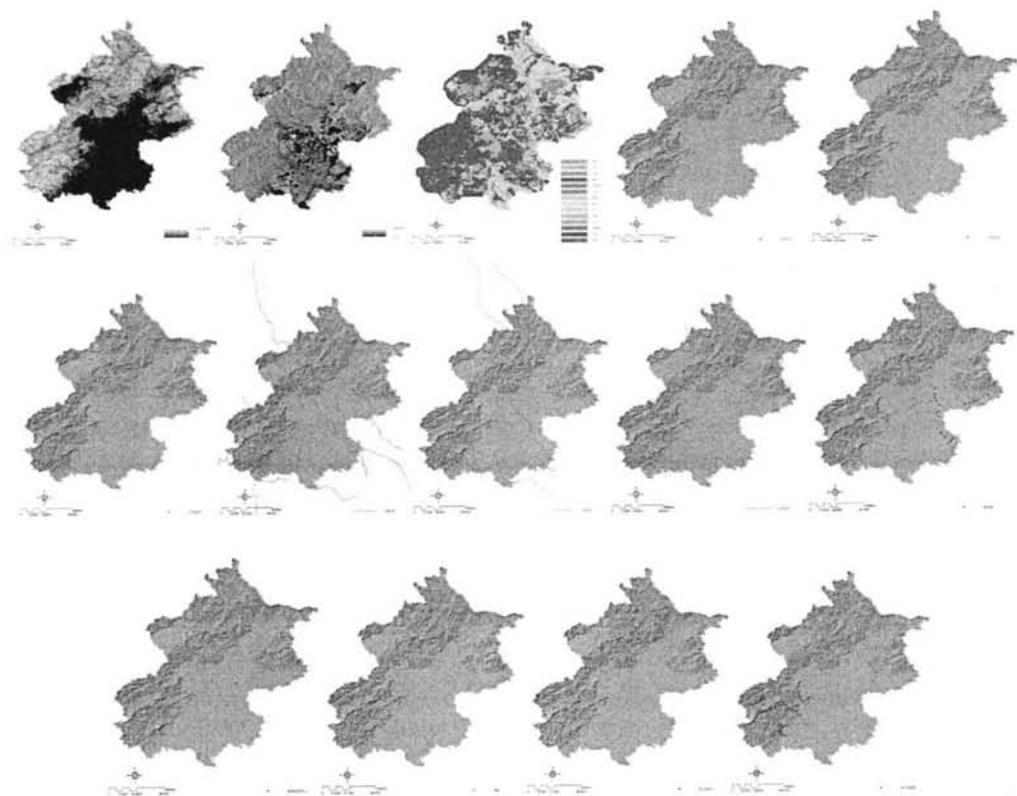


图 2.34 北京市自然地理特征分布图

Fig 2.34 Beijing's Natural geographic features maps

2.5.6 行政区划数据

行政区划数据包括北京市、各区县、各乡镇和各村庄的范围, 该数据主要来源于北京市国土局和国家基础地理信息中心数据库, 行政管理被假设影响城市化进程(图 2.35)。

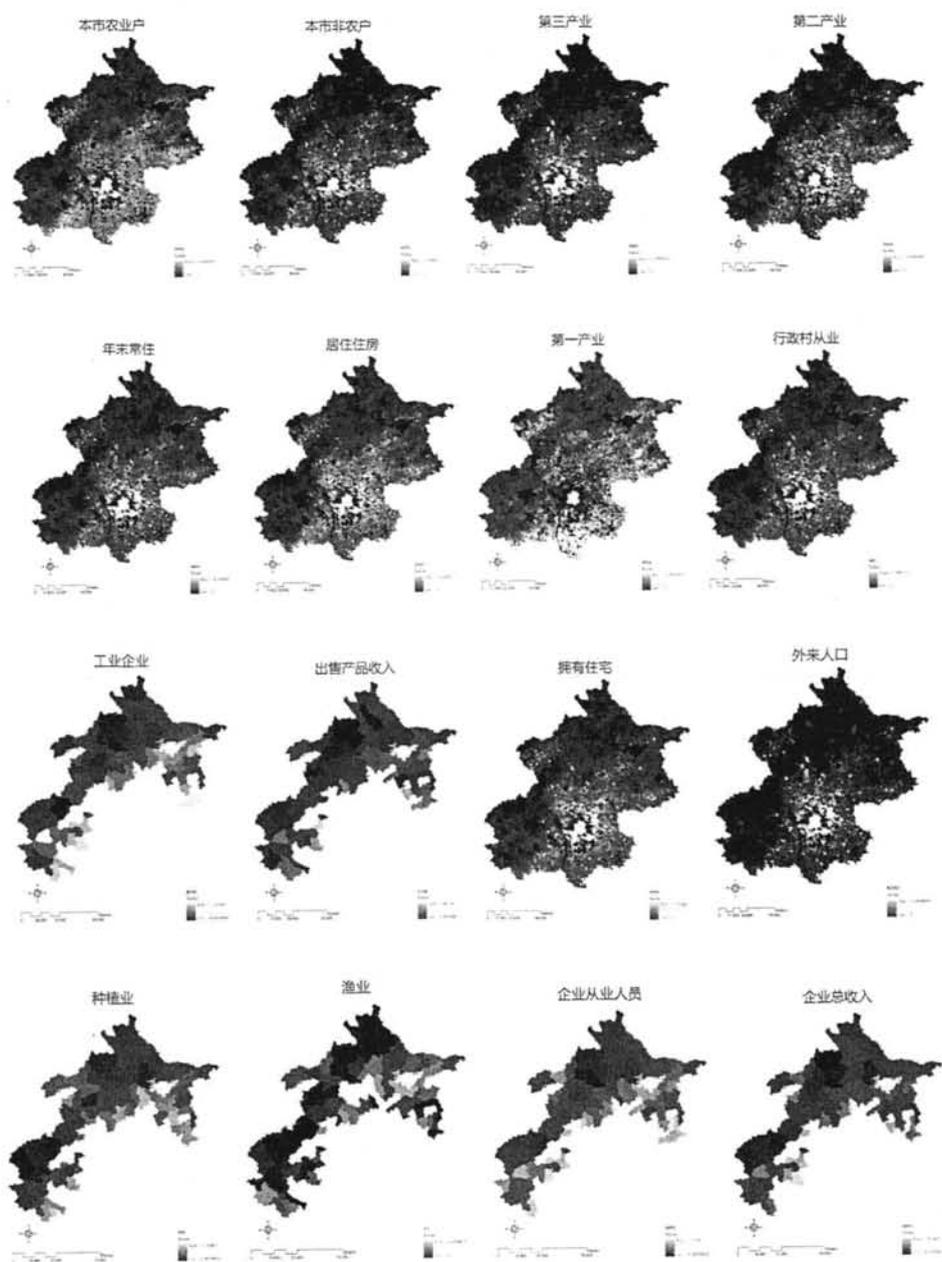


图 2.35 北京市各级行政区划图

Fig 2.35 Administrative Maps in Beijing

2.5.7 社会经济数据

社会经济数据包括 2004 年末山区单位面积耕地总资源、2004 年末山区单位面积农林牧渔业总产值（现价），其中：种植业、林业、牧业、渔业、2004 年末山区单位面积农村工业总产值、2004 年末山区单位面积农村建筑业总产值、2004 年末山区单位面积农村运输、邮电业总产值、2004 年末山区单位面积农村批发和零售贸易业总产值、2004 年末山区单位面积农村餐饮业总产值、2004 年末山区单位面积农村经济总收入，其中：出售产品收入、农民人均纯收入、企业从业人员，其中：工业企业、企业总收入、2004 年末山区单位面积接待旅游人数、2004 年末山区单位面积旅游收入；2006 年末单位面积常住人口、2006 年末单位面积农业户口、2006 年末单位面积非农户口、2006 年末单位面积外来人口、2006 年末单位面积行政村从业人口、2006 年末单位面积第一产业人口、2006 年末单位面积第二产业人口、2006 年末单位面积第三产业人口、2006 年末单位面积拥有住宅面积、2006 年末单位面积居住住房建筑面积。其中人口数据来源于 2006 年北京市农村人口普查数据，经济数据来源于市统计局的 2004 年北京市山区社会经济统计(图 2.36)。



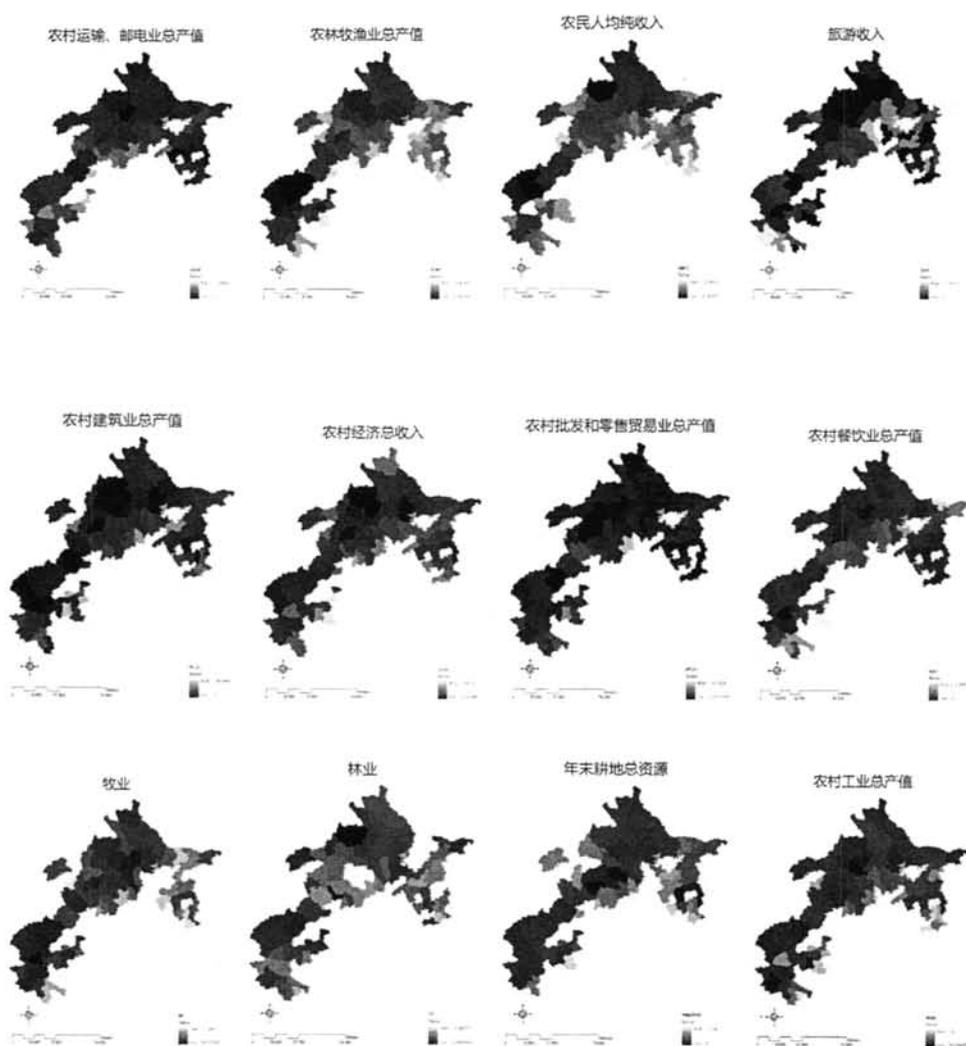


图 2.36 北京市经济地理相关特征空间分布图

Fig 2.36 Beijing's economic geography-related characteristics

3 流域水文模型构建及雨洪过程模拟

经验式水文模型已经被广泛的用于探讨流域特征与水文过程之间的关系, 通过定量化的分析空间特征与水文过程变量观察值之间的关系(Rodriguez et al., 2007; Alberti et al., 2007)。这些模型是空间显式的, 非数据依赖性的, 而且其建模方法主要是依赖于回归分析, 以其简单有效, 能够用于探讨土地利用格局与水文过程之间的关系为见长, 然而该类模型忽略了流域中实际的水文过程, 其预测的精确度不高(Yeo et al., 2007)。

过程式水文模型已经被用广泛的用于预测流域特征变化的水文学效应, 通过建立具有明确物理学意义的方程来模拟水文过程(Viney and Sivapalan, 2001; Bogaart et al., 2003; Ott and Uhlenbrook, 2004; Yilmaz et al., 2008; Kabir et al., 2011)。该类模型根据其输入方式, 主要分为分布式和集总式这两类(Mendoza et al., 2002)。这类模型可以成功的模拟水文过程, 通过概念化水文过程, 建立具有明确物理学意义的方程。然而集总式的水文模型只能够被用来探讨集总式的土地利用格局指数(例如流域林地比例和城市用地比例)和水文变量(场次暴雨的峰值流量和径流总量)之间的关系。这类模型无法探讨被用来描述流域内土地利用斑块间相关作用的土地利用格局结构指数与水文变量之间的关系, 因此全分布式水文模型 GSSHA 被选择在本研究用于探讨土地利用格局结构与水文过程之间的关系。

3.1 清水站流域 GSSHA 模型构建

3.1.1 径流参数设置及校正

首先通过输入 DEM 数据来构建模型的水文地理基面, 然后基于 DEM 数据来模拟流域径流的流向和累积流量, 再根据已知的清水水文站在空间上的位置, 模拟该水文站的控制流域(图 3.1)。因为所有径流都是一般性的, 没有特定的形状和地理属性, 同时因为该径流缺少 DEM 的分辨率信息, 径流可能不是朝着下游的方向从高处往低处流, 而这可能会在模拟过程中产生错误。所以, 我们要定义渠道的横截面, 粗糙度特征, 同时还要检查径流的方向, 平滑径流基地, 使得径流朝着下游的方向从高处往低处流(图 3.2)。横截面的属性主要基于 ARCGIS 里的横截面分析得到, 初始粗糙度系数主要根据 GSSHA 用户手册。模型模拟的基本单元是 600m*600m 的栅格, 模拟步长为 1 小时。



图 3.1 GSSHA 模型流域生成示意图

Fig 3.1 Qingshui watershed generated by GSSHA model

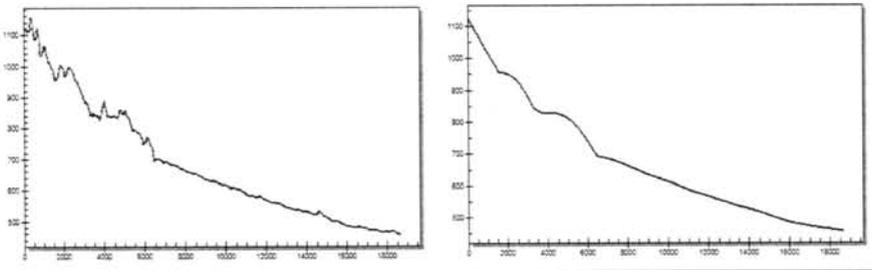


图 3.2 GSSHA 模型渠道平滑过程示意图

Fig 3.2 The channels smoothing process diagram in GSSHA model

3.1.2 土地利用及土壤水文参数设置

土地利用和土壤数据被用来赋予每个栅格基于土地利用和土壤类型的水文属性。与水文有关的土地利用属性，主要是粗糙度系数，每类土地利用的初始粗糙度系数是基于GSSHA使用手册。与土壤有关的属性主要包括饱和水导率、毛管吸升高度、有效孔隙度、孔隙分布指数、残余饱和度、田间持水量和凋萎点，相关变量的初始值主要基于Rawls的土壤质地分类系统关于水文属性相关数值的定义，而因为该分类系统主要是基于国外的土壤质地分类方法，而本研究区的土壤数据主要是基于国内的土壤质地分类系统，所以，在Rawls的土壤质地分类系统的基础上，同时，基于zhang《关于中国土壤质地分类》和USDA

《土壤质地分类的对比分析》(表3.1), 基于国外土壤分类系统的土壤水文参数值被应用于基于中国土壤分类体系的土壤质地类型。

表 3.1 中国土壤质地分类与 USDA 土壤质地分类对应表 (张时煌 等, 2004)

Table 3.1 The corresponding table between chinese soil texture classification and USDA soil texture classification

| 中国土壤质地分类 | | USDA 土壤质地分类 | |
|----------|-----|-------------|-----------------------|
| 编码 | 名称 | 编码 | 名称 |
| 43 | 粘土 | 12 | Clay 粘 |
| 42 | 壤粘土 | 9 | Silt Clay Loam 粉砂粘壤土 |
| 41 | 粉粘土 | 8 | Clay Loam 粘壤土 |
| 34 | 壤土 | 5 | Loam 壤土 |
| 33 | 砂壤土 | 7 | Sandy Clay Loam 砂质粘壤土 |
| 32 | 粉土 | 3 | Silt 粉砂土 |
| 31 | 砂粉土 | 6 | Silt Loam 粉砂壤土 |
| 23 | 面砂土 | 4 | Sandy Loam 砂质壤土 |
| 22 | 细砂土 | 2 | Loamy Sand 壤质砂土 |
| 21 | 粗砂土 | 1 | Sand 砂土 |
| 12 | 沙 | 1 | Sand 砂土 |
| 11 | 石砾 | 1 | Sand 砂土 |

3.1.3. 子模型选择

GSSHA 提供了多种可选的方法来模拟水文过程。主要的水文过程包括: 降雨的分布, 降雪的蓄积和融化, 降雨的拦截, 渗透, 蒸发, 地表水的滞留, 地表水的路径, 河川径流的路径, 非饱和带建模, 饱和地下径流, 陆地侵蚀, 传输和沉积, 河道沉积物的传输和沉积 (Downer et al., 2008)。本研究选取降雨分布、渗透、河道径流模拟和地表径流模拟来进行 GSSHA 模拟。因而, 只有与这些过程相关的方法, 才被选取来进行相关分析(Chen

et al., 2009; Lin et al., 2009; Sharif et al., 2010)。反向距离平方差值被选择用来计算每个栅格的降雨量,它基于这样一种假设:从某一测量点开始,测量值以距离的平方的程度衰减。(Gotway et al., 1996) GA 模型被选择用来估计土壤的渗透量,它基于水进入的土壤至完全饱和状的,且土壤是均匀和无限的(Downer et al., 2008)。1 维的扩散波方法被用来确定河川径流,ADE 方法被用来模拟地表径流。针对关于 GSSHA 模型及其组成方法,概念和参数更详细的描述,请参考 GSSHA 用户手册。(Downer et al., 2008)

3.1.4 降雨参数设置

降雨参数设置主要分为两个阶段:

第一阶段是降雨的校正和验证阶段,在这个阶段,降雨参数的设置主要是基于历史的雨量站的降雨记录,然而来源于中华人民共和国水文年鉴的历史雨量站的记录往往并不是以 1 小时为步长的,而是以雨停为记录点,步长从 10 分钟到数个小时不等,所以本研究首先对原降雨数据进行线性插值,统一其时间步长为 1 小时,然后通过反向距离平方插值赋予每个栅格以雨量值。

第二阶段是基于土地利用变化的水文评价,在这个阶段,降雨参数的设置主要包括两个部分:第一部分是流域平均降雨总量的设置,这一部分主要基于北京市地区暴雨强度公式,该公式主要是基于北京市水文手册历年的降雨数据来拟合获取。第二部分是降雨历时曲线,该曲线描述了场次暴雨雨量在整个降雨过程中的时间分布。总雨量根据降雨历时曲线,在各个时段,被分配给流域内的每个栅格,而每个栅格则取其流域平均值。

3.1.5 模型运行及参数校正

至此每个栅格被赋予径流的相关地理和物理属性,土壤质地和土地利用的相关属性,降雨量的分布。在此基础上,GSSHA 模型可以用于模拟不同土地利用前景下的水文响应,然而相关水文参数的设置主要是基于经验数据和相关研究,并不能完全拟合清水站流域的水文现状,所以需要通过对历史径流数据,通过改变相关的水文参数来对模型进行校正。同

时因为径流数据的步长也不是以 1 小时为步长，而是需要通过线性插值，将时间步长重新设定为 1 小时。

7 月 24 日 (1977) 7 月 31 日 (1982) 和 8 月 7 日 (1982) 的降雨被用于校正 GSSHA 模型。自动校正模型被用于进行 GSSHA 模型校正，相关水文参数首先被定义为可改变参数，初始值、最小值和最大值被分别定义给每个用于校正的水文参数，每一次校正过程，每一个水文参数在最小值和最大值的范围内随机变化，模拟结果与径流观察值进行比较，径流总量和峰值流量的平均值作为目标函数，拟合优度最高的参数被选择作为最优参数。

3.2 GSSHA 模型验证和评价

在验证阶段，本研究综合校正所得到的水文参数的建议值，估计最终水文模型的水文参数值，并用实际降雨和径流数据来进行验证，8月2日(1977)的土地利用数据，水文数据和气象数据被用来进行验证模型(表3.2)。

表 3.2 GSSHA 模型校正后模型最终参数设置

Table 3.2 The final parameter settings in GSSHA model

| | | | | | |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| 渠道粗糙度系数 | 0.16 | | | | |
| 土地利用类型 | 城市用地 | 农业用地 | 草地 | 林地 | 水体 |
| 表面粗糙度系数 | 0.1 | 0.15 | 0.22 | 0.8 | 0.12 |
| 土壤描述 | 细沙壤土 | 细沙壤土 | 细沙壤土 | 细沙壤土 | 细沙壤土 |
| 土地利用类型 | 林地 | 城市用地 | 草地 | 水体 | 农业用地 |
| 水导率(cm/hr) | 0.25 | 0.015 | 0.03 | 0.018 | 0.02 |
| 毛管压力水头(cm) | 8.89 | 8.89 | 8.89 | 8.89 | 8.89 |
| 多孔率(m ³ /m ³) | 0.463 | 0.463 | 0.463 | 0.463 | 0.463 |
| 孔隙分布指数(cm/cm) | 0.252 | 0.252 | 0.252 | 0.252 | 0.252 |
| 残余饱和度(m ³ /m ³) | 0.027 | 0.027 | 0.027 | 0.027 | 0.027 |
| 田间含水量(m ³ /m ³) | 0.27 | 0.27 | 0.27 | 0.27 | 0.27 |
| 枯萎点(m ³ /m ³) | 0.117 | 0.117 | 0.117 | 0.117 | 0.117 |
| 土壤描述 | 细沙壤土 | | | | |
| 初始潮湿度 | 0.4 | | | | |

确定性系数, 径流总量误差, 峰值流量误差, 峰现时间相对误差被选择作为模型的评价指标 (Chen et al., 2009; Lin et al., 2009). 相关评价指标函数如下:

$$D_T = T_S - T_O \quad (\text{式5.1})$$

$$D_V = (V_S - V_O)/V_O \quad (\text{式5.2})$$

$$D_P = (P_S - P_O)/P_O \quad (\text{式5.3})$$

$$E = (F_S - F_O)^2 / (F_O - \bar{F}_O)^2 \quad (\text{式5.4})$$

其中 T 代表峰现时间, V 代表径流总量, P 代表峰值流量, F 代表流速, O 代表观察值, S 代表模拟值, 和 \bar{F} 代表整个模拟期的流量平均值 (McColl and Aggett, 2007).

表 3.3 GSSHA 模型校正和验证评价统计结果

Table 3.3 The statistical results of GSSHA model's calibration and validation

| 校正时间 | 降雨量 (mm) | 峰值流量 (m ³ /s) | DT (Hr) | DV (%) | DP (%) | E | R ² |
|---------|----------|--------------------------|---------|--------|--------|------|----------------|
| 77.7.28 | 51.5 | 17.9 | 2 | -11.13 | 4.59 | 0.87 | 0.97 |
| 82.7.31 | 86.1 | 52.3 | -1 | -17.23 | 1.73 | 0.86 | 0.89 |
| 82.8.7 | 55.92 | 23.6 | 0 | -18.70 | -8.20 | 0.81 | 0.91 |
| 相对平均误差 | | | 0.333 | -15.69 | -0.63 | 0.85 | 0.92 |
| 验证时间 | | | | | | | |
| 77.8.2 | 54.88 | 26.4 | 2 | -7.14 | 8.3 | 0.89 | 0.93 |

注: E, 确定性系数; D_v, 径流总量偏差; D_p, 峰值流量偏差; D_t, 峰现时间相对误差;

R², 基于模拟值和观察值的线性模型拟合优度

表 3.3 是四场降雨模拟根据评价指标的对比分析表, 在校正阶段, 确定性系数介于 0.81 和 0.87 之间, 平均值为 0.85, 相对峰现时间误差小于等于 2 小时, 峰值流量误差小于 10%, 径流总量误差小于 20%。在验证阶段, 模型模拟的表现与校正阶段的结果类似。另外, 以小时为步长的径流流量观察值为自变量, 以小时为步长的径流模拟值为因变量, 进行四场降雨模拟结果的线性回归, 拟合优度都高于 0.89^{**}, 斜率都高于 0.83^{**}, 线性回归模型在 0.01 水平上属极显著。通过模型评价以及相关研究对于水文模型可应用标准的分析, 该水文模型已经能够提供比较理想的水文模拟结果, 可以用来评价土地利用格局变化对于水文过程的影响。

3.3 本章小结

本章通过清水站流域历史土地利用数据、土壤数据、气象数据和径流数据来校正和验证全分布式水文模型 GSSHA。本研究以 3 场降雨的径流观察值和模拟值之间的差异为讨论对象，以观察值和模拟值之间的最小误差为目标，通过改变主要水文参数的值来校正模型，之后根据校正后的水文参数值，估计合理的清水站流域水文参数值设置，并输入了 GSSHA 模型以 1 场降雨的径流模拟值和观察值之间的差异为验证，通过 4 种水文模型评价常用指标来对校正期和验证期的最终结果进行评价，结果显示，校正期的水文模型模拟质量已经达到相当高的水平，验证期的水文模型表现与校正期基本一致，结果说明基于该组水文参数的值设置，水文模型可以有效的预测与反映水文下垫面的变化对于水文过程的影响，GSSHA 模型可以用来预测因土地利用格局变化而对于水文过程的影响，有其创新点。

4 流域土地利用格局变化对于雨洪的影响

景观的组分和构型被认为强烈的影响水文的连接度和控制流域水文响应 (Schroder, 2006)。流域土地利用管理应该被设计用来管理空间异质性流域尺度下的雨洪。虽然已经有大量关于土地利用类型变化与水文过程之间关系的研究, 却很少有研究关注土地利用格局结构特征 (诸如破碎化、连接度和一致性) 和水文过程之间的关系 (Calder et al., 2003; Legesse et al., 2003; Fohrer et al., 2005; Breuer et al., 2006; Lin et al., 2007; Moiwo et al., 2010)。土地利用格局和水文过程之间的关系没有被完全的理解。要探讨土地利用格局与水文过程之间的关系, 我们要解决三个问题。首先, 如何来量化土地利用格局特征? 其次, 如何来获取不同特征的土地利用格局? 最后是如何来评价土地利用格局变化的水文学响应?

基于水文模型, 远景评价方法被广泛地用于评价土地利用格局变化对于水文过程的影响。规划者根据特定的规划目标来建立土地利用开发远景, 然后利用水文模型来评价不同远景下的土地利用格局的水文学响应, 最后选择最优的格局来管理雨洪或提出相关的建议 (Lin et al., 2007; Huisman et al., 2009; Ragab et al., 2010)。然而远景的设计往往基于经验和特定的规划目标。因此, 关于土地利用格局潜在的变化的讨论是有限的和主观的, 关于土地利用格局与水文过程之间的关系是片面的和不完整的。

为了展开关于潜在土地利用格局变化的讨论, 优化方法被用来从大量的潜在格局中选择优化的格局, 通过探讨格局变量, 目标函数和限制条件之间的关系 (Yeo et al., 2006, 2007; Lin et al., 2009)。虽然优化方法可以成功的确定特定目标下的优化格局, 然而这种方法却无法建立起土地利用格局变化和水文过程之间直接的函数关系, 土地利用格局变化的水文学效应无法给予直接解释, 故流域内空间动态和相关作用无法被理解, 而这对于正确的雨洪管理却又是很有必要的 (Yeo et al., 2007)。

景观模拟方法, 例如中性景观模型、显式模拟模型和地统计模拟方法, 被开发用来模拟景观或土地利用格局 (Santiago and Javier, 2000)。这些模型已经被证明可以有有效的模拟实际景观或土地利用格局, 增加我们对于土地利用格局与生态过程之间关系的理解 (Gardner et al., 1987; O' Neill et al., 1992)。SIMMAP景观模拟模型允许一个广泛

围的空间格局被获取而且可以有效的生成跟实际相仿的土地利用前景，被选择在本研究用于生成土地利用格局样本。

通过使用景观指数，土地利用格局分析被广泛的用于探讨土地利用格局特征 (Wu, 2004; Shao and Wu, 2008; Zhao et al., 2008; Linke et al., 2009)。这类分析能够增进我们对于生态过程的理解和预测，通过探讨土地利用格局和生态学过程之间的关系。景观指数已经被证明可以有效的被用于土地利用规划，因为他们可以识别不同类型土地利用格局的空间特征 (Wu, 2002; Seto and Fragkias, 2005; Zhang and Wang, 2006)。然而由于很多景观指数是高度相关的，而且部分指数的生态学意义很难被解释，故应该谨慎的选择 (Li and Wu, 2004)。尺度已经被证明可以影响土地利用格局特征的描述和量化 (Wu, 2002; Uuemaa et al., 2005)，土地利用格局和生态过程之间的关系是依赖于尺度的 (Brennan and Schnell, 2005)，水文过程作为典型的生态过程，尺度对于土地利用格局和水文过程之间关系的影响应该被讨论。

本研究通过构建模型分析土地利用格局变化对于流域水文的影响，并探讨了多尺度最小化雨洪径流的某种格局对于流域水文的影响。本研究构建了一个以物理学意义为基础的，全分布式的 GSSHA 水文模型来获取多种土地利用格局的流域水文响应，通过 SIMMAP 景观模拟模型来获取土地利用格局变化前景样本。另外，本研究通过多元逐步回归分析建立了土地利用格局特征和场次暴雨峰值流量与径流总量之间的关系，其中，土地利用格局特征通过景观指数来进行量化描述，然后本研究通过多变量回归方程，获取了对雨洪特征变化最敏感的景观指数和对未来高速城市发展下的雨洪管理最适合的土地利用格局特征。本研究的结果能够被用在流域土地利用管理上来最小化雨洪径流的峰值流量和径流总量。

4.1 不同降雨强度下土地利用格局变化对于雨洪过程的影响

土地利用格局在不同暴雨强度下将影响其径流过程，本研究发现：林地的 LPI、ED、MPSI、NP，草地的 AI，城市用地的 LPI 及水体的 LPI 和 COHESION 与径流有关，其中林地的 LPI 是峰值流量和径流总量则是最重要的解释因子，而林地的 ED 是次重要的解释因子 (表 4.2)。在 177mm 的降雨强度下，相对于在 139.5mm 降雨强度下而言，每增加一单位的

林地 LPI 值, 场次暴雨的峰值流量和径流总量分别多减少 3.903 m³/s 和 165158 m³, 而对于 ED 而言, 每增加 1 单位的林地 ED 值, 177mm 降雨强度下的峰值流量和径流总量比 139.5mm 降雨强度下分别多减少 10.56 m³/s 和 367098m³; 在 228.75mm 降雨强度下, 相对于在 177mm 降雨强度下而言, 每增加 1 单位的林地 LPI 值, 场次暴雨的峰值流量和径流总量分别多减少 4.386m³/s 和 179295m³, 而每增加 1 单位的林地 ED 值, 228.75mm 降雨强度下的峰值流量和径流总量比 177mm 降雨强度下分别多减少 11.738 m³/s 和 379433m³; 在 268.5mm 降雨强度下, 相对于在 228.75mm 降雨强度下而言, 每增加 1 单位的林地 LPI 值, 场次暴雨的峰值流量和径流总量将分别多减少 4.841m³/s 和 188066m³, 而每增加 1 单位的林地 ED 值, 228.75mm 降雨强度下的峰值流量和径流总量比 177mm 降雨强度下分别多减少 12.966 m³/s 和 438229m³(表 4.1)。

表 4.1 不同降雨强度下, 基于景观指数和水文变量之间相关关系的回归系数

Table 4.1 The regression coefficient based on the relationship between landscape indices and hydrological variables, under different rainfall intensity

| | 177mm | | 228.75mm | | 268.5mm | |
|-----------------------|---------|-------------------|----------|-------------------|----------|-------------------|
| | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 |
| 常数 | 886.554 | 4*10 ⁷ | 1453.762 | 5*10 ⁷ | 1613.058 | 5*10 ⁷ |
| NP _f | 0.443 | 12752.914 | 0.363 | 13483.183 | 0.44 | 17775.062 |
| LPI _f | -3.903 | -165158 | -4.386 | -179295 | -4.841 | -188066 |
| ED _f | -10.56 | -367098 | -11.738 | -379433 | -12.966 | -438229 |
| MPSI _f | 20.942 | 604970.9 | 17.644 | 653874.4 | 20.011 | 788021.7 |
| COHESION _c | -4.321 | — | — | — | — | — |
| AI _c | — | -182806 | -8.173 | -172693 | -8.354 | -221634 |
| LPI _u | 0.654 | 14724.981 | 0.721 | 13918.615 | 0.956 | 13340.067 |
| LPI _w | 0.417 | 10262.671 | 0.486 | 9213.246 | 0.604 | — |
| COHESION _w | — | — | — | — | — | 122165.9 |
| R ² | 0.942 | 0.974 | 0.944 | 0.971 | 0.936 | 0.96 |
| P | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 |

(注: NP_f, 林地斑块数量; LPI_f, 林地最大斑块指数; ED_f, 林地斑块边界密度; MPSI_f, 林地斑块平均形状指数;

COHESION_c, 草地一致性指数; AI_c, 草地聚集度指数; LPI_u, 城市用地最大斑块指数; LPI_w, 水体最大斑块指数;

COHESION_w, 水体一致性指数; 未达 0.05 显著性水平变量不在模型中)

表 4.2 不同降雨强度下, 基于景观指数和水文变量之间相关关系的标准回归系数

Table 4.2 The standardized regression coefficient based on the relationship between landscape indices and hydrological variables under different rainfall intensity

| | 177mm | | 228.75mm | | 268.5mm | |
|-----------------------|--------|--------|----------|--------|---------|--------|
| | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 |
| NP _F | 0.375 | 0.26 | 0.255 | 0.257 | 0.276 | 0.326 |
| LPI _F | -0.951 | -0.968 | -0.889 | -0.984 | -0.876 | -0.994 |
| ED _F | -0.778 | -0.651 | -0.72 | -0.63 | -0.709 | -0.701 |
| MPSI _F | 0.543 | 0.378 | 0.381 | 0.382 | 0.386 | 0.444 |
| COHESION _c | -0.097 | —— | —— | —— | —— | —— |
| AI _c | —— | -0.106 | -0.164 | -0.094 | -0.15 | -0.116 |
| LPI _u | 0.153 | 0.083 | 0.14 | 0.073 | 0.166 | 0.068 |
| LPI _w | 0.11 | 0.065 | 0.107 | 0.055 | 0.118 | —— |
| COHESION _w | —— | —— | —— | —— | —— | 0.065 |
| R ² | 0.942 | 0.974 | 0.944 | 0.971 | 0.936 | 0.96 |
| P | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 |

(注: NP_F, 林地斑块数量; LPI_F, 林地最大斑块指数; ED_F, 林地斑块边界密度; MPSI_F, 林地斑块平均形状指数;

COHESION_c, 草地一致性指数; AI_c, 草地聚集度指数; LPI_u, 城市用地最大斑块指数; LPI_w, 水体最大斑块指数;

COHESION_w, 水体一致性指数; 未达 0.05 显著性水平变量不在模型中)

雨洪管理设施常常被发现不能适应不同强度下的暴雨 (Ferguson, 1991; Roesner and Leutloff, 1990)。而本研究证明, 土地利用格局管理不仅能在 139.5mm 降雨强度下有效的影响径流过程, 而且在其他暴雨强度下仍然有效。本研究发现, 随着暴雨强度的增加, 每增加一单位的林地 LPI 值, 径流总量和峰值流量会随之减少, 且其变化量会逐渐增大, 但其变化的幅度会逐渐下降, 而每增加 1 单位的林地 ED 值, 峰值流量和径流总量会随之减少, 且其变化量会逐渐增大, 但峰值流量的变化幅度逐渐变小, 而径流总量的变化幅度会逐渐变大。

4.2 不同空间尺度下土地利用格局变化对于雨洪过程的影响

土地利用格局特征与径流特征不同尺度表现出不同程度的相关性。在 30m*30m 的尺度下, 峰值流量和径流总量与林地的 NP, LPI, ED 和 MPSI, 草地的 AI, 城市用地的 LPI 和水体的 LPI 相关。其中, 峰值流量和径流总量与林地的 NP 和 MPSI, 城市用地的 LPI, 水体的 LPI 表现为正相关, 而与林地的 LPI 和 ED, 草地的 AI 表现为负相关。林地的 LPI 是

最重要的解释变量，林地的 ED 是次重要的解释变量(表 4.4)。本研究显示，每增加 1 单位的林地 LPI 值，峰值流量和径流总量分别减少 3.102m³/s 和 147813m³。另外，每增加 1 单位的 ED 值，峰值流量和径流总量分别减少 8.481m³/s 和 348473m³(表 4.3)。

表 4.3 不同尺度下，基于景观指数和水文变量之间相关关系的回归系数
Table 4.3 The regression coefficients at different scales, based on the relationship between landscape indices and hydrological variables

| | 30*30m | | 150*150m | | 600*600m | | 1200*1200m | |
|--------------------|---------|-------------------|----------|-------------------|----------|-------------------|------------|--------------------|
| | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 |
| Constant | 875.845 | 3*10 ⁷ | 440.673 | 3*10 ⁷ | 420.85 | 2*10 ⁷ | 973.991 | 4*10 ⁷ |
| NP _F | 0.267 | 11952.054 | 0.281 | 12512.49 | — | — | — | — |
| LPI _F | -3.102 | -147813 | -3.129 | -148883 | -3.318 | -153981 | — | — |
| TE _F | — | — | — | — | — | -15.898 | -0.001 | — |
| ED _F | -8.481 | -348473 | -8.653 | -356466 | -12.928 | — | — | -749962 |
| PSSD _F | — | — | — | — | — | — | — | -212.761 |
| MPSI _F | 12.338 | 545640.8 | 12.671 | 560778.7 | 14.845 | 598740.7 | — | — |
| MPFD _F | — | — | — | — | — | — | 391.744 | -2*10 ⁷ |
| AWMPD _F | — | — | — | — | — | — | -188.511 | - |
| AI _F | — | — | — | — | — | — | -0.79 | -26404.5 |
| AI _C | -5.459 | -183515 | -1.11 | 37538.6 | -0.871 | -28944.6 | — | — |
| LPI _U | 0.543 | 13997.246 | 0.495 | 12563.494 | — | — | — | — |
| TE _U | — | — | — | — | — | — | 0.00011287 | — |
| LSI _U | — | — | — | — | — | — | — | 320939 |
| LPI _W | 0.377 | 10075.7 | — | — | — | — | — | — |
| PSSD _W | — | — | 0.003 | 84.434 | — | — | — | — |
| R ² | 0.959 | 0.975 | 0.953 | 0.97 | 0.932 | 0.958 | 0.904 | 0.933 |
| P | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 |

(注：NP_F，林地斑块数量；LPI_F，林地最大斑块指数；TE_F，林地斑块总周长；ED_F，林地斑块边界密度；PSSD_F，林地斑块面积方差；MPSI_F，林地斑块平均形状指数；MPFD_F，林地斑块平均分形维度；AWMPD_F，林地斑块面积加权平均分形维度；AI_F，林地斑块聚集度指数；AI_C，草地聚集度指数；LPI_U，城市用地最大斑块指数；TE_U，城市用地斑块总周长；LSI_U，城市用地斑块景观形状指数；LPI_W，水体最大斑块指数；PSSD_W，水体斑块面积标准方差；未达 0.05 显著性水平的变量不在模型中)

表 4.4 不同尺度下，基于景观指数和水文变量之间相关关系的标准回归系数
Table 4.4 The standardized regression coefficients at different scales, based on the relationship between landscape indices and hydrological variables

| | 30*30m | | 150*150m | | 600*600m | | 1200*1200m | |
|---------------------|---------|---------|----------|---------|----------|---------|------------|---------|
| | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 | 峰值流量 | 径流总量 |
| NP _F | 0.263 | 0.267 | 0.296 | 0.3 | —— | —— | —— | —— |
| LPI _F | - 0.88 | - 0.951 | - 0.876 | - 0.947 | - 0.95 | - 0.997 | —— | —— |
| TE _F | —— | —— | —— | —— | —— | - 0.519 | - 0.479 | —— |
| ED _F | - 0.728 | - 0.678 | - 0.772 | - 0.723 | - 0.614 | —— | —— | - 0.557 |
| PSSD _F | —— | —— | —— | —— | —— | —— | —— | 0.121 |
| MPSI _F | 0.373 | 0.374 | 0.4 | 0.403 | 0.326 | 0.298 | —— | —— |
| MPFD _F | —— | —— | —— | —— | —— | —— | - 0.22 | - 0.306 |
| AWMPFD _F | —— | —— | —— | —— | —— | —— | - 0.158 | - |
| AI _F | —— | —— | —— | —— | —— | —— | - 0.261 | - 0.702 |
| AI _G | - 0.154 | - 0.117 | - 0.166 | 0.128 | - 0.255 | - 0.191 | —— | —— |
| LPI _U | 0.148 | 0.086 | 0.139 | 0.08 | —— | —— | —— | —— |
| TE _U | —— | —— | —— | —— | —— | —— | 0.11 | - |
| LSI _U | —— | —— | —— | —— | —— | —— | —— | 0.126 |
| LPI _W | 0.116 | 0.07 | —— | —— | —— | —— | —— | —— |
| PSSD _W | —— | —— | 0.116 | 0.073 | —— | —— | —— | —— |
| R ² | 0.959 | 0.975 | 0.953 | 0.97 | 0.932 | 0.958 | 0.904 | 0.933 |
| P | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | <0.01 |

(注：NP_F，林地斑块数量；LPI_F，林地最大斑块指数；TE_F，林地斑块总周长；ED_F，林地斑块边界密度；PSSD_F，林地斑块面积方差；MPSI_F，林地斑块平均形状指数；MPFD_F，林地斑块平均分形维度；AWMPFD_F，林地斑块面积加权平均分形维度；AI_F，林地斑块聚集度指数；AI_G，草地聚集度指数；LPI_U，城市用地最大斑块指数；TE_U，城市用地斑块总周长；LSI_U，城市用地斑块景观形状指数；LPI_W，水体最大斑块指数；PSSD_W，水体斑块面积标准方差；未达 0.05 显著性水平的变量不在模型中)

相对于 30m*30m 的尺度下表现出土地利用格局特征与径流特征之间的关系，在 150m*150m 的尺度下，峰值流量和径流总量与水体的 LPI 没有表现出显著的相关关系，而与水体的 PSSD 则表现出显著的正相关关系。与 30m*30m 尺度下的景观与径流关系相似，林地的 LPI 是峰值流量和径流总量最显著的解释因子，林地的 ED 是径流总量和峰值流量的次重要的解释因子(表 4.4)。本研究显示，每增加 1 单位的林地 LPI 值，峰值流量和径流总量分别减少 3.129m³/s 和 148883m³，而每增加 1 单位的林地 ED 值，峰值流量和径流总量分别减少 8.653m³/s 和 356466m³(表 4.3)。

在 600m*600m 尺度下, 峰值流量和林地的 LPI, ED, MPSI, 草地的 AI 表现为显著的相关。其中, 峰值流量与林地的 MPSI 表现为正相关, 与其他指数表现为负相关。相对峰值流量, 径流总量与林地的 ED 并没有表现出显著的相关关系, 而与林地的 TE 表现出显著的负相关。峰值流量的最重要和次重要的解释因子与 30m*30m 尺度下的相同, 而径流总量的次重要解释因子为林地的 TE(表 4.4)。本研究显示, 每增加 1 单位的林地 LPI 值, 峰值流量和径流总量分别减少 $3.318\text{m}^3/\text{s}$ 和 153981m^3 , 而每增加 1 单位的林地 ED 值, 峰值流量减少 $12.928\text{m}^3/\text{s}$, 每增加 1 单位的 TE 值, 径流总量减少 15.898m^3 (表 4.3)。

在 1200m*1200m 尺度下, 峰值流量与林地的 TE, MPFD, AWMPFD, AI, 城市用地的 TE 表现出显著相关。峰值流量与城市用地的 TE 表现为正相关, 与其他指数表现为负相关。林地的 TE 是峰值流量的最重要解释因子, 林地的 AI 是次重要的解释因子(表 4.4)。本研究显示, 每增加 1 单位的林地 TE 值, 峰值流量增加 $0.001\text{m}^3/\text{s}$, 而每增加 1 单位的林地 AI 值, 峰值流量减少 $0.79\text{m}^3/\text{s}$ 。径流总量与林地的 ED, MPFD, PSSD, AI, 城市用地的 LSI 显著相关。林地的 AI 是径流总量的最重要解释因子, 林地的 ED 是次重要的解释因子。本研究显示, 每增加 1 单位的林地 AI 值, 总流量减少 26404.5m^3 , 每增加 1 单位的林地 ED 值, 总流量减少 749962m^3 (表 4.3)。

4.3 分析与讨论

土地利用格局与水文过程的关系已经被广泛的研究(Nagasaka 1999; Carlson 2000; Booth et al. 2004), 然而过去的研究大部分都集中于探讨土地利用比例变化的水文学效应(Kosmas et al. 1997; Niehoff et al. 2002; Hundecha et al. 2004), 关于土地利用结构的水文学效应研究则很少被提及。基于景观生态学的相关理论, 土地利用结构可以通过影响物流, 能流和信息流显著的影响生态学过程(Turner 1989)。大量的研究已经证明土地利用结构和生态学过程之间是显著相关的(Fu et al. 2003; Dauer et al. 2000; Yang et al. 2003), 前人的研究还指出: 1) 空间元素之间物流和能量流的流速可以通过改变边缘的硬度和物流本身的性质而增强或降低; 2) 斑块的形状属性决定了斑块内部和外部物流、能量流传输的状态(Forman 1995)。基于以上几点, 可以推断出土地利用结构可能通过增强或降低径流的流速来影响径流过程, 而特定土地利用类型的比例则决定流域

径流产生的量(Chen et al. 2009; Yusop et al. 2007)。另外, 由于径流流速对于水文学过程, 诸如渗透、蒸发、沉淀等有重要意义(Xiang 1996), 土地利用结构可能通过相关的水文过程间接改变流域的径流产出量。本研究通过基于土地利用结构特征和径流特征之间的回归分析探讨了土地利用结构的水文学效应(Herold et al. 2002; Luck et al. 2002)。结果显示, 某些景观指数与流域径流之间没有在所有分析尺度表现出显著的相关关系。这个结果与前人的相关研究有所出入, 因为斑块形状和破碎化程度是决定生态系统物流和能量流的重要因子(Forman 1995) 这种不显著的相关关系可能跟本研究所选取的分析尺度有关。基于景观生态学的相关理论, 土地利用格局和生态学过程之间是高度尺度依赖的(Cumming et al. 2006; O' neill et al. 1996)。土地利用格局特征与生态学过程在不同的尺度表现为不同能够程度的相关关系(Lammert 1999)。因为本研究只采用了4个尺度来探讨土地利用格局的水文学效应, 有理由预见不同的土地利用格局特征可能在分析尺度表现为不同程度的相关关系。

4.3.1 土地利用格局破碎化

斑块数量(NP), 总周长(TE)和周长密度(ED)被用来定量化某种土地利用类型斑块的破碎化(Aguilera et al., 2011; Zhang et al., 2004)。本研究结果显示, 在小尺度, 破碎化的林地与流域径流在不同定量化指标下表现为相反的相关关系, 部分破碎化特征与径流正相关, 而部分则表现为负相关, 随着尺度的上行, 破碎化的林地与径流之间表现为负相关, 最后, 在大尺度, 破碎化的林地与径流表现为负相关, 而破碎化的城市用地开始与径流的峰值流量表现为正相关。一般来说, 人类活动会导致自然土地类型的破碎化, 进而对生态系统产生负面影响(Turner 1996; Collinge 1996; Trombulak and Frissell 2000)。因此, 破碎化某种特定的土地利用类型可能会破坏该土地利用类型斑块的生态学功能(Tscharntke et al. 2002; Defries et al. 2007; Collinge 1996)。前人研究指出, 更多的林地往往伴随着更少的流域径流产出, 而相对的, 更多的城市用地则常常引起更多的流域径流产出(Bronstert et al. 2002; Hundedcha et al. 2004)。因此, 高度破碎化的林地可能增加流域的径流产出, 而高度破碎化的城市用地可能减少流域的径流产出。然而, 本研究还发现在某些尺度, 破碎化的林地与流域径流产出之间表现为负相关, 破碎化的城市用地与流域径流产出之间表现为正相关。可能的原因是更加散布的

小斑块可以增加其影响自然水文过程的机会,某些原本应该通过非自然斑块(城市用地)加速的径流被自然斑块(林地)而阻挡减速,而某些原本应该通过自然斑块(林地)减速的径流被非自然斑块(城市用地)加速。

4.3.2 土地利用格局复杂化

景观形状指数(LSI)被用来量化某种土地利用类型斑块的整体复杂化程度(Herzog et al., 2001)。平均斑块形状指数(MPSI),平均斑块分形维度(MPFD),面积加权平均形状指数(AWMPSI),面积加权平均分形维度(AWMPFD)定量描述了某种土地利用类型单个斑块的边界的复杂性和分形特征(Herold et al., 2002)。本研究结果显示,在小尺度,具有复杂斑块形状的林地斑块与流域径流表现为正相关,在大尺度,具有复杂斑块形状的城市用地斑块和林地斑块与径流总量表现为正相关,而对于峰值流量来说,具有复杂斑块形状的林地斑块表现为负相关。与自然土地利用类型不同,人类活动为主导的土地利用类型,诸如农业用地和城市用地,一般会使得土地利用格局的整体形状特征变得更加的复杂(Buyantuyev et al. 2010)。城市化会显著的增加流域的径流产出和流速(Rose and Peters 2001)。因此,基于以上几点,可以得出具有复杂斑块形状的林地和城市用地可以增加流域径流。然而,本研究还发现,在大尺度,具有复杂斑块形状的林地与流域径流表现为负相关,可能是因为尺度对于土地利用格局量化的影响导致的。在大尺度下,无法获取真实的土地利用类型的形状特征(Lee et al. 2009)。

4.3.3. 景观最大斑块特征

最大斑块指数被用来量化的描述某种土地利用类型最大斑块面积占景观总面积的百分比(Armenteras et al., 2003)。本研究结果显示,在小尺度、大斑块的林地可以反作用于流域径流,而大斑块的城市用地和水体则会增加流域的径流产出和流速;随着尺度的往上行,只有大斑块的林地反作用于流域径流;最后,在大尺度,大斑块的土地利用类型与流域径流之间没有表现出显著的相关关系。基于具有破碎化斑块的某种土地利用类型可能无法有效的提供相应的生态服务,大斑块的土地利用格局特征可能对维持某种土地利用类型的生态学功能具有重要意义。土地利用斑块对于流域径流的影响是通过改变自然水过

程来实现的 (Lin et al. 2007; DeFries and Eshleman, 2004)。一般来说, 自然土地利用类型, 诸如林地和草地, 被认为用于支持自然的自然水过程, 包括渗透, 蒸发和沉淀等 (Kondoh and Nishiyama, 2000)。城市化通过增加不透水面的面积来相应减少其渗透, 增加流域径流 (Arnold and Gibbons 1996; Rose and Peters, 2001)。对比其它土地利用类型, 水体可以直接将降雨转化为径流, 进而减少径流的损失 (McCuen, 1989)。因此, 大斑块的林地可以通过加强水文过程, 诸如通过渗透和蒸发来减少径流, 而大斑块的都市用地和水体则可以通过减少相关的水文学过程来增加径流。

4.3.4. 景观斑块面积离散化

平均斑块面积和斑块面积标准偏差被用来量化描述某种土地利用类型斑块的集中程度和离散趋势 (Andren, 1994; Herold et al., 2002)。研究结果显示, 在小尺度、高度集中的水体斑块与流域径流呈正相关, 而在大尺度、高度集中的林地斑块与流域径流呈负相关。基于破碎化的土地利用斑块可能无法有效的实现其原本的生态功能 (Defries et al. 2007), 对于高度集中的水体和林地, 可能通过维持相应土地利用斑块的生态学功能, 来作用于流域径流过程。

4.3.5 土地利用格局聚集效应

聚集度指数被用来量化得衡量某种土地利用类型斑块的聚集度水平 (He et al., 2002)。研究结果显示, 在小尺度, 聚集化的草地与流域径流表现为负相关, 而在大尺度, 聚集化的林地与流域径流表现为负相关。自然土地利用类型, 诸如草地和林地, 被广泛的认为用来支持正常的水文过程 (Kondoh and Nishiyama, 2000)。对比其他人类活动主导的土地利用类型, 自然土地利用类型主导的土地利用格局往往伴随着更少的径流产出 (Kondoh and Nishiyama, 2000)。因此, 聚集化的草地和林地可能反作用于径流。

4.3.6 土地利用规划应用

基于土地利用格局和径流的相关关系, 相关的流域土地利用管理应该可以被用来控制雨洪。另外, 因为土地利用格局与生态学过程的关系在各个尺度下是不一样的, 这是由于在特征尺度、土地利用的变化可以有效的作用于过程, 而在其他尺度, 其影响作用可能就

没那么明显或可能没有影响，而不同的目的则有不同的特征尺度，土地利用规划常常因为不同的目的（例如农业、文化和生物多样性保护），在不同的尺度或空间分辨率下进行多尺度分析，为可持续城市规划提供有效的信息，识别最优尺度或者不同土地利用结构特征作用的有效尺度。在清水站流域，本研究发现土地利用格局空间对于管理雨洪具有较高的潜力。举例来说，在 30m*30m 尺度，本研究发现每增加 1 单位的林地 LPI 值，峰值流量和径流总量分别减少 $3.052\text{m}^3/\text{s}$ 和 145314m^3 ，另外，每增加 1 单位的林地 ED 值，峰值流量和径流总量分别减少 $8.520\text{m}^3/\text{s}$ 和 351634m^3 。基于土地利用结构对于流域径流的影响在以前并没有足够的研究，本研究的结果无法与先前的类似研究结果做比较，因此前人关于土地利用结构对于其他生态学过程的影响被用来支持相关假设，土地利用结构变化可以显著影响生态学过程。举例来说，Uuemaa 发现，每增加一个单位的斑块密度，河流的水质减少 7.87 单位的 BOD 值和 48.86 单位的 COD 值(Uuemaa et al., 2007)。

对于径流增加具有最重要影响的解释因子，应该被选择并为土地利用规划提供指导。本研究显示，在大部分尺度下，林地的 LPI 是最重要的解释变量，林地的 ED 是次重要的解释变量，对比其他的土地利用结构特征，诸如土地利用斑块的复杂化程度，土地利用斑块的破碎化程度是流域径流改变的主要因素。由于没有类似的研究可以用来比较验证本研究的结果，其他相关的研究被用来作为参考的对象来证明本研究的合理性。举个例子来说，Xiao 通过在 9 个流域的试验，土地利用格局特征，诸如土地利用比例，边界密度和一致性程度，可以解释 77% 的水质参数的变化 (Xiao and Ji, 2007)。

4.4 本章小结

本研究通过构建模型分析土地利用格局变化对于流域水文的影响，并探讨了多尺度最小化雨洪径流的某种格局对于流域水文的影响。本研究构建了一个以物理学意义为基础的，全分布式的水文模型来获取多种土地利用格局的流域水文响应。另外，本研究通过多元逐步回归分析来建立了土地利用格局特征和场次暴雨峰值流量和径流总量之间的关系，其中，土地利用格局特征通过景观指数来进行定量化描述，然后本研究通过多变量回归方程，获取了对雨洪特征变化最敏感的景观指数和对未来高速城市发展下的雨洪管理最适合

的土地利用格局特征。本研究的结果能够被用在流域土地利用管理上来最小化雨洪径流的峰值流量和径流总量。

基于本研究的相关结果，首先，在小尺度、破碎化的林地不是简单的与雨洪径流表现为正相关或负相关，而是一部分破碎化特征表现为负相关，而另外一些部分表现为正相关，林地的大斑块特征会反作用于雨洪径流，而集中化的城市斑块则会促进雨洪径流的产生。另外，高集中趋势的水体，复杂形状的城市用地，复杂个体斑块的林地会促进雨洪径流的产生，而集中化的草地会减少雨洪径流的产生。其次，随着尺度的上行，破碎化的林地与径流表现为负相关，而水体和农业用地的大斑块特征开始促进雨洪径流的产生，在某一特定尺度，只有林地的大斑块特征会减少雨洪径流的产生，城市用地和水体的个体斑块的复杂性结构会增加雨洪径流的产生。最后，在大尺度，破碎化的林地与雨洪径流的峰值流量之间没有明显的相关关系，但会促进径流总量的减少，高度集中趋势的草地会促进雨洪径流的产生。另外，林地个体斑块的复杂性结构会促进雨洪径流的减少，集中化的城市用地会促进径流总量的增加。

敏感性分析用来进行评估降雨强度变化对于土地利用格局与水文之间关系的影响。结果显示，土地利用格局特征在不同的降雨强度下都能够有效的作用于雨洪，而且降雨强度越大，效果越好。总的来说，本研究为土地利用格局对于流域水文的影响提供了重要的补充，通过引入描述土地利用结构特征的多个变量和探讨了多尺度下格局与雨洪径流之间的关系。

5 流域土地利用变化模型构建及未来多政策土地利用开发前景模拟

土地利用变化模型根据建模思想的不同,主要分为两类:第一类是自上而下的建模,第二类是自下而上的建模。前者比较有代表性的就是马尔科夫模型,该类模型只能模拟土地利用过程的集总化特征(例如林地变化总量),而无法将土地利用变化分配到空间上的位点,具有一定的局限性。后者比较具有代表性的是元胞自动机和智能体模型,该类模型是以栅格为最小空间单元,探讨空间单元经济、文化、地理异质性对于土地利用变化的影响,能够比较精确的模拟土地利用变化过程和预测未来土地利用开发前景,然而该类模型由于基于比较小的空间单元和复杂的经济、文化和自然关系,建模过程复杂而不容易理解,且由于计算单元往往是几十万个或更多,使得模型运行速度较慢,不适区域尺度和较大面积区域的土地利用变化模拟。本研究选取 CLUE-S 模型来模拟和预测土地利用的诸多变化,CLUE-S 模型充分考虑到两类模型的特点,将两种建模思想结合起来进行土地利用模拟,很多研究证明其能够简单有效的模拟和预测土地利用的变化。

5.1 流域土地利用变化驱动力分析

本研究基于本地特征和土地利用转化概率的前向逻辑斯蒂逐步回归分析被用来探讨清水站流域土地利用变化的驱动力以及生物物理因子和社会经济因子与土地利用变化之间的关系。结果显示,用于描述流域基本特征的因子中与土地利用变化相关的因子主要包括:距农业用地、林地、草地、城市用地、水体、一级水系、城市主干道、乡道、小型水库、二级水系、村庄中心的距离、人口密度、工业从业人口密度、坡度和高程等因子。获取的逻辑斯蒂模型的 ROC 值均高于 0.97,显示土地利用变化驱动力模型能够用于描述所有土地利用类型在本地的适宜性(Chen et al., 2009; Lin et al., 2007, 2009)。在所有的土地利用类型中,其中与农业用地适宜性有关的是距农业用地的距离、距城市用地的距离、距一级水体的距离、距村庄中心的距离和工业从业人口密度;与草地适宜性相关的是高程、距农业用地、林地、草地、城市用地、一级水体、城市主干道、乡道的距离和坡度;与林地适宜性相关的是距农业用地、林地、乡道的距离、人口密度和坡度;与城市用地适宜性相关的是距农业用地、林地、乡道的距离、人口密度和坡度;与水体适宜性相关的是距一级水体和距小型水库的距离(表 5.1)。

表 5.1 基于逻辑斯蒂模型的土地利用驱动力分析统计结果

Table 5.1 The driving force analysis of land use based on the logistic model

| | 农业用地 | 草地 | 林地 | 城市用地 | 水体 |
|----------|---------|--------|---------|---------|--------|
| 常数 | 0.498 | 5.889 | 0.818 | 0.8 | 6.057 |
| 海拔 | - | 0.0003 | - | - | - |
| 距农业用地的距离 | -0.05 | 0.001 | 0.006 | - | - |
| 距林地的距离 | - | -0.086 | -0.055 | - | - |
| 距草地的距离 | - | 0.0005 | - | - | - |
| 距城市用地的距离 | 0.0003 | 0.0002 | - | -0.053 | - |
| 距一级水系的距离 | 0.00003 | 0.0001 | - | - | -0.059 |
| 距主干道的距离 | - | 0.0001 | - | - | - |
| 距乡道的距离 | - | 0.0001 | 0.00003 | - | - |
| 距小水库的距离 | - | - | - | - | 0.0003 |
| 距二级水体距离 | - | - | - | 0.00004 | - |
| 距村中心距离 | 0.0002 | - | - | 0.001 | - |
| 人口密度 | - | - | -0.004 | - | - |
| 坡度 | - | 0.014 | 0.014 | - | - |
| 工业从业人口 | 0.012 | - | - | - | - |
| ROC | 0.99 | 0.971 | 0.996 | 0.998 | 0.999 |

5.2 流域土地利用变化需求分析

马尔科夫模型被用来计算每年的土地利用变化需求量。马尔科夫模型基于这样一种假设，对于一个系统，由一个状态转至另一个状态的转换过程中，存在着转移概率，并且这种转移概率可以依据其紧接的前一种状态推算出来，与该系统的原始状态和此次转移前的马尔科夫过程无关，它已经广泛的被用于土地利用变化总量的分析和预测。本研究基于马尔科夫模型，首先，分析 1993 年和 2001 年的土地利用组成，计算这 8 年间以年为单位的平均土地利用转移概率矩阵，然后，以该转移概率矩阵为基础，以年为单位的来预测若干年后的土地利用组成，并以此为基础分析年际间土地利用组成比例的变化(表 5.2)。转移概率矩阵显示，农业用地除大部分维持原状外，主要转化为林地，其次才是草地和城市用地；草地除大部分保持原状外，主要转化为林地，其次是城市用地和农业用地；林地除大

部分保持原状外，主要转化为草地，其次是城市用地和农业用地；城市用地除大部分保持原状外，主要转化为林地，其次是农业用地和草地；而水体仍保持不变。

表 5.2 土地利用经验年际转换概率

Table 5.2 Interannual experience in land-use conversion probability

| 转移概率 | 耕地 | 草地 | 林地 | 建设用地 | 水体 |
|------|--------|--------|--------|--------|----|
| 耕地 | 0.8469 | 0.0441 | 0.0884 | 0.0206 | 0 |
| 草地 | 0.0004 | 0.9383 | 0.0568 | 0.0045 | 0 |
| 林地 | 0.001 | 0.0153 | 0.9828 | 0.0009 | 0 |
| 建设用地 | 0.0082 | 0.0028 | 0.0271 | 0.9619 | 0 |
| 水体 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

5.3 土地利用变化模型构建

5.3.1 空间数据准备

模型相关空间数据，主要包括土地利用数据，与土地利用变化相关的流域因子数据和空间政策数据。土地利用数据是作为土地利用变化模拟的初始状态，以 1993 年的清水站流域土地利用数据为该模型的初始状态。流域因子数据是用来结合土地利用变化概率模型来进行对空间每个栅格的土地利用类型适宜性进行预测的，基于土地利用变化驱动力分析的结果，清水站流域内距农业用地、林地、草地、城市用地、水体、一级水系、城市主干道、乡道、小型水库、二级水系、村庄中心等距离、人口密度、工业从业人口密度、坡度和高程被用来输入模型作为土地利用适宜性的解释因子。空间政策数据被用来设置流域可变化区域和保护区域，由于本研究区无生物保护区和明令禁止开发的区域，所以全流域均为可变化区域。各类数据需统一范围和分辨率，范围以清水站流域为范围，分辨率取 150m*150m 的栅格大小。最后，基于模型的要求，所有的数据以 ASC 的格式输入该 CLUE-S 模型。

5.3.2 土地利用需求量设置

表 5.3 经验远景年土地利用需求量

Table 5.3 The land use demand in experience scenario

| 面积 (hm ²) /年 | 耕地 | 草地 | 林地 | 建设用地 | 水体 |
|--------------------------|----------|----------|----------|----------|-------|
| 1993 | 2670.75 | 7758 | 43854.75 | 483.75 | 283.5 |
| 2001 | 884.336 | 9474.663 | 43224.61 | 1183.644 | 283.5 |
| 2002 | 798.2627 | 9595.155 | 43133.19 | 1240.639 | 283.5 |
| 2003 | 727.4285 | 9702.818 | 43043.36 | 1293.642 | 283.5 |
| 2004 | 669.2378 | 9799.188 | 42955.69 | 1343.139 | 283.5 |
| 2005 | 621.5363 | 9885.592 | 42870.58 | 1389.54 | 283.5 |
| 2006 | 582.5358 | 9963.181 | 42788.34 | 1433.189 | 283.5 |
| 2007 | 550.7519 | 10032.95 | 42709.17 | 1474.379 | 283.5 |
| 2008 | 524.9525 | 10095.78 | 42633.16 | 1513.356 | 283.5 |
| 2009 | 504.1151 | 10152.42 | 42560.38 | 1550.332 | 283.5 |
| 2010 | 487.3906 | 10203.54 | 42490.83 | 1585.485 | 283.5 |
| 2011 | 474.0744 | 10249.73 | 42424.48 | 1618.972 | 283.5 |
| 2012 | 463.5816 | 10291.49 | 42361.26 | 1650.923 | 283.5 |
| 2013 | 455.4266 | 10329.28 | 42301.08 | 1681.455 | 283.5 |
| 2014 | 449.2064 | 10363.51 | 42243.87 | 1710.668 | 283.5 |
| 2015 | 444.5865 | 10394.52 | 42189.49 | 1738.65 | 283.5 |
| 2016 | 441.2891 | 10422.64 | 42137.84 | 1765.479 | 283.5 |
| 2017 | 439.0837 | 10448.15 | 42088.79 | 1791.224 | 283.5 |
| 2018 | 437.7792 | 10471.3 | 42042.23 | 1815.947 | 283.5 |
| 2019 | 437.2167 | 10492.3 | 41998.03 | 1839.701 | 283.5 |
| 2020 | 437.2644 | 10511.38 | 41956.07 | 1862.539 | 283.5 |
| 2021 | 437.8132 | 10528.7 | 41916.24 | 1884.505 | 283.5 |
| 2022 | 438.7723 | 10544.42 | 41878.41 | 1905.642 | 283.5 |
| 2023 | 440.0665 | 10558.71 | 41842.49 | 1925.987 | 283.5 |
| 2024 | 441.6334 | 10571.68 | 41808.36 | 1945.576 | 283.5 |
| 2025 | 443.4215 | 10583.47 | 41775.92 | 1964.443 | 283.5 |
| 2026 | 445.3877 | 10594.17 | 41745.08 | 1982.618 | 283.5 |
| 2027 | 447.4968 | 10603.88 | 41715.74 | 2000.131 | 283.5 |
| 2028 | 449.7194 | 10612.7 | 41687.82 | 2017.009 | 283.5 |
| 2029 | 452.0311 | 10620.71 | 41661.23 | 2033.278 | 283.5 |
| 2030 | 454.4119 | 10627.97 | 41635.9 | 2048.962 | 283.5 |

表 5.4 低城市化远景年土地利用需求量

Table 5.4 The land use demand in low urbanization scenario

| 面积 (hm ²) / 年 | 耕地 | 草地 | 林地 | 建设用地 | 水体 |
|---------------------------|----------|----------|----------|----------|-------|
| 1993 | 2670.75 | 7758 | 43854.75 | 483.75 | 283.5 |
| 1999 | 1177.451 | 9155.369 | 42919.32 | 1515.109 | 283.5 |
| 2000 | 1047.605 | 9303.316 | 42764.73 | 1651.596 | 283.5 |
| 2001 | 938.6929 | 9434.426 | 42613.72 | 1780.41 | 283.5 |
| 2002 | 847.4431 | 9550.693 | 42466.9 | 1902.21 | 283.5 |
| 2003 | 771.0915 | 9653.857 | 42324.73 | 2017.572 | 283.5 |
| 2004 | 707.3028 | 9745.437 | 42187.51 | 2127.003 | 283.5 |
| 2005 | 654.1043 | 9826.76 | 42055.43 | 2230.952 | 283.5 |
| 2006 | 609.8298 | 9898.99 | 41928.62 | 2329.814 | 283.5 |
| 2007 | 573.0718 | 9963.147 | 41807.09 | 2423.942 | 283.5 |
| 2008 | 542.6418 | 10020.13 | 41690.83 | 2513.65 | 283.5 |
| 2009 | 517.536 | 10070.73 | 41579.77 | 2599.222 | 283.5 |
| 2010 | 496.9069 | 10115.63 | 41473.8 | 2680.91 | 283.5 |
| 2011 | 480.0393 | 10155.47 | 41372.8 | 2758.946 | 283.5 |
| 2012 | 466.329 | 10190.77 | 41276.61 | 2833.537 | 283.5 |
| 2013 | 455.2666 | 10222.03 | 41185.08 | 2904.873 | 283.5 |
| 2014 | 446.4222 | 10249.68 | 41098.02 | 2973.131 | 283.5 |
| 2015 | 439.4329 | 10274.08 | 41015.26 | 3038.468 | 283.5 |
| 2016 | 433.993 | 10295.59 | 40936.63 | 3101.034 | 283.5 |
| 2017 | 429.8447 | 10314.51 | 40861.93 | 3160.965 | 283.5 |
| 2018 | 426.7707 | 10331.1 | 40790.99 | 3218.388 | 283.5 |
| 2019 | 424.5881 | 10345.6 | 40723.64 | 3273.422 | 283.5 |
| 2020 | 423.1429 | 10358.24 | 40659.69 | 3326.177 | 283.5 |
| 2021 | 422.3054 | 10369.2 | 40598.98 | 3376.758 | 283.5 |
| 2022 | 421.9668 | 10378.67 | 40541.35 | 3425.261 | 283.5 |
| 2023 | 422.0353 | 10386.79 | 40486.65 | 3471.779 | 283.5 |
| 2024 | 422.4344 | 10393.7 | 40434.72 | 3516.399 | 283.5 |
| 2025 | 423.0994 | 10399.53 | 40385.41 | 3559.202 | 283.5 |
| 2026 | 423.9765 | 10404.4 | 40338.6 | 3600.266 | 283.5 |
| 2027 | 425.0205 | 10408.41 | 40294.15 | 3639.666 | 283.5 |
| 2028 | 426.1938 | 10411.65 | 40251.94 | 3677.47 | 283.5 |
| 2029 | 427.465 | 10414.2 | 40211.84 | 3713.747 | 283.5 |
| 2030 | 428.808 | 10416.13 | 40173.75 | 3748.558 | 283.5 |

表 5.5 中城市化远景年土地利用需求量

Table 5.5 The land use demand in median urbanization scenario

| 面积(hm ²)/年 | 耕地 | 草地 | 林地 | 建设用地 | 水体 |
|------------------------|----------|----------|----------|----------|-------|
| 1993 | 2670.75 | 7758 | 43854.75 | 483.75 | 283.5 |
| 1999 | 1184.893 | 9141.75 | 42456.97 | 1983.635 | 283.5 |
| 2000 | 1057.374 | 9285.103 | 42238.88 | 2185.89 | 283.5 |
| 2001 | 950.9196 | 9411.218 | 42027.75 | 2377.367 | 283.5 |
| 2002 | 862.2149 | 9522.163 | 41824 | 2558.867 | 283.5 |
| 2003 | 788.4606 | 9619.741 | 41627.94 | 2731.106 | 283.5 |
| 2004 | 727.2926 | 9705.529 | 41439.71 | 2894.722 | 283.5 |
| 2005 | 676.7148 | 9780.904 | 41259.34 | 3050.288 | 283.5 |
| 2006 | 635.0419 | 9847.074 | 41086.81 | 3198.324 | 283.5 |
| 2007 | 600.8516 | 9905.098 | 40922 | 3339.295 | 283.5 |
| 2008 | 572.943 | 9955.908 | 40764.77 | 3473.629 | 283.5 |
| 2009 | 550.3034 | 10000.32 | 40614.91 | 3601.711 | 283.5 |
| 2010 | 532.078 | 10039.06 | 40472.21 | 3723.898 | 283.5 |
| 2011 | 517.5463 | 10072.77 | 40336.42 | 3840.516 | 283.5 |
| 2012 | 506.1004 | 10102 | 40207.28 | 3951.863 | 283.5 |
| 2013 | 497.2283 | 10127.27 | 40084.54 | 4058.218 | 283.5 |
| 2014 | 490.4986 | 10149 | 39967.91 | 4159.838 | 283.5 |
| 2015 | 485.5479 | 10167.59 | 39857.15 | 4256.963 | 283.5 |
| 2016 | 482.0703 | 10183.4 | 39751.97 | 4349.815 | 283.5 |
| 2017 | 479.8088 | 10196.73 | 39652.11 | 4438.602 | 283.5 |
| 2018 | 478.547 | 10207.85 | 39557.33 | 4523.522 | 283.5 |
| 2019 | 478.1033 | 10217.03 | 39467.36 | 4604.755 | 283.5 |
| 2020 | 478.3254 | 10224.46 | 39381.98 | 4682.477 | 283.5 |
| 2021 | 479.0855 | 10230.36 | 39300.95 | 4756.848 | 283.5 |
| 2022 | 480.2765 | 10234.9 | 39224.05 | 4828.022 | 283.5 |
| 2023 | 481.8092 | 10238.24 | 39151.06 | 4896.146 | 283.5 |
| 2024 | 483.6087 | 10240.5 | 39081.78 | 4961.355 | 283.5 |
| 2025 | 485.613 | 10241.84 | 39016.02 | 5023.781 | 283.5 |
| 2026 | 487.7702 | 10242.34 | 38953.59 | 5083.547 | 283.5 |
| 2027 | 490.0375 | 10242.12 | 38894.32 | 5140.771 | 283.5 |
| 2028 | 492.3794 | 10241.27 | 38838.04 | 5195.563 | 283.5 |
| 2029 | 494.7666 | 10239.87 | 38784.58 | 5248.031 | 283.5 |
| 2030 | 497.1753 | 10237.99 | 38733.81 | 5298.276 | 283.5 |

表 5.6 高城市化远景年土地利用需求量

Table 5.6 The land use demand in high urbanization scenario

| 面积 (hm ²)/年 | 耕地 | 草地 | 林地 | 建设用地 | 水体 |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|-------|
| 1993 | 2670.75 | 7758 | 43854.75 | 483.75 | 283.5 |
| 1999 | 1169.966 | 9169.064 | 43386.29 | 1041.927 | 283.5 |
| 2000 | 1037.765 | 9321.656 | 43296.85 | 1110.978 | 283.5 |
| 2001 | 926.3593 | 9457.827 | 43207.79 | 1175.272 | 283.5 |
| 2002 | 832.5203 | 9579.502 | 43119.88 | 1235.345 | 283.5 |
| 2003 | 753.5189 | 9688.354 | 43033.72 | 1291.656 | 283.5 |
| 2004 | 687.0491 | 9785.845 | 42949.76 | 1344.598 | 283.5 |
| 2005 | 631.1617 | 9873.254 | 42868.33 | 1394.508 | 283.5 |
| 2006 | 584.2098 | 9951.698 | 42789.67 | 1441.677 | 283.5 |
| 2007 | 544.8014 | 10022.16 | 42713.93 | 1486.356 | 283.5 |
| 2008 | 511.7605 | 10085.5 | 42641.22 | 1528.762 | 283.5 |
| 2009 | 484.093 | 10142.49 | 42571.58 | 1569.085 | 283.5 |
| 2010 | 460.9591 | 10193.78 | 42505.02 | 1607.488 | 283.5 |
| 2011 | 441.6492 | 10239.98 | 42441.5 | 1644.115 | 283.5 |
| 2012 | 425.5636 | 10281.61 | 42380.98 | 1679.094 | 283.5 |
| 2013 | 412.1958 | 10319.13 | 42323.38 | 1712.535 | 283.5 |
| 2014 | 401.1178 | 10352.96 | 42268.63 | 1744.538 | 283.5 |
| 2015 | 391.968 | 10383.47 | 42216.62 | 1775.191 | 283.5 |
| 2016 | 384.4409 | 10410.98 | 42167.25 | 1804.573 | 283.5 |
| 2017 | 378.2787 | 10435.79 | 42120.43 | 1832.755 | 283.5 |
| 2018 | 373.2635 | 10458.16 | 42076.03 | 1859.801 | 283.5 |
| 2019 | 369.2113 | 10478.32 | 42033.95 | 1885.77 | 283.5 |
| 2020 | 365.9669 | 10496.49 | 41994.08 | 1910.714 | 283.5 |
| 2021 | 363.3991 | 10512.86 | 41956.31 | 1934.683 | 283.5 |
| 2022 | 361.3973 | 10527.59 | 41920.54 | 1957.722 | 283.5 |
| 2023 | 359.8681 | 10540.84 | 41886.67 | 1979.872 | 283.5 |
| 2024 | 358.7329 | 10552.75 | 41854.6 | 2001.173 | 283.5 |
| 2025 | 357.9253 | 10563.44 | 41824.22 | 2021.66 | 283.5 |
| 2026 | 357.3893 | 10573.03 | 41795.46 | 2041.368 | 283.5 |
| 2027 | 357.0778 | 10581.62 | 41768.22 | 2060.328 | 283.5 |
| 2028 | 356.9511 | 10589.31 | 41742.42 | 2078.571 | 283.5 |
| 2029 | 356.9758 | 10596.17 | 41717.98 | 2096.125 | 283.5 |
| 2030 | 357.1239 | 10602.28 | 41694.83 | 2113.017 | 283.5 |

每年土地利用需求量被用来控制模型模拟的每年的土地利用变化量。根据土地利用变化需求分析的结果,本研究设计了四种土地利用变化的前景。首先是一般前景,主要是基于现有的流域土地利用变化来估计土地利用转移概率,并进而预测多年后的流域土地利用组成(表 5.3);其次是低城市化发展前景,通过增加林地转化为城市用地的转化概率来实现,在本研究该转化概率增加为 0.001,而其他的转移概率则保持不变(表 5.4);再次是中城市化发展前景,在该前景中,林地转化为城市用地的概率被增加为 0.003,其他概率保持不变(表 5.5);最后是高城市化发展前景,在该前景中,林地转化为城市用地的概率被增加到 0.005,其他概率保持不变(表 5.6)。

5.3.3 模型初始参数设置

模型初始参数主要包括土地利用类型的数量、空间政策的数量、每个回归方程自变量的最大数量、土地利用变化驱动因子的总数量、清水站流域 ASC 栅格文件的行数和列数、单个栅格的面积、左边底角在坐标系内的坐标、土地利用类型的编码、转移弹性的编码、迭代参数、模型模拟的开始和结束日期、动态变化解释因子的数量、输入和输出文件格式、回归模型空间异质性、土地利用历史、领域计算设置和本地特征偏好设置。在本研究,土地利用类型数量为 5,空间政策数量为 1,每个回归方程自变量的最大数目为 9,土地利用变化驱动因子的总数量为 15,清水站流域 ASC 栅格文件的行数和列数分别为 220 和 152,单个栅格的面积为 2.25 hm^2 ,左边底角在坐标系内的坐标为 39364749 和 4407649,土地利用类型的编码分别为 0,1,2,3 和 4,转移弹性分别为 0.8,0.2,0.2,1 和 1,迭代参数为 0,0.3 和 1,开始和结束时间为 1993 年和 2030 年,动态变化解释因子的数量为 0,输入和输出文件的格式为 3,回归模型空间异质性为 0,土地利用历史为 1 和 5,领域计算设置为 0,本地特征偏好设置为 0。土地利用驱动力模型被输入模型来计算土地利用类型空间适宜性。

5.3.4 模型运行及校正

选择相应的土地利用需求文件以及空间政策文件,则可以运行模型,但在初期模型往往会出现错误,因为经过 20000 次迭代以后,土地利用变化后的土地利用组成仍然无法满足预设的土地利用需求量,所以通过人工调节转移弹性参数来拟合模型,最后拟合的每

种土地利用类型的转移弹性为 0.1, 1, 0.7, 0.1 和 1, 分别是农业用地、草地、林地、建设用地和水体。模拟可以预测 2030 年多种前景下的土地利用组成和空间分布。

5.4 土地利用变化模型的验证评价和土地开发前景模拟

本研究在土地利用模型模拟的基础上, 基于栅格水平上的模拟值和观察值的差异来评价土地利用模型模拟的质量, 以北京市清水站流域 2001 年的土地利用实际观察情况和模型模拟结果进行对比, 总的准确率为 79.4%, 结果显示, 该土地利用模型可以有效的模拟北京市清水站流域土地利用变化并预测为了清水站流域在不同开发前景下的土地利用组成, 一般趋势开发前景, 低城市化开发前景, 中城市化开发前景和高城市化开发前景(图 5.1)。

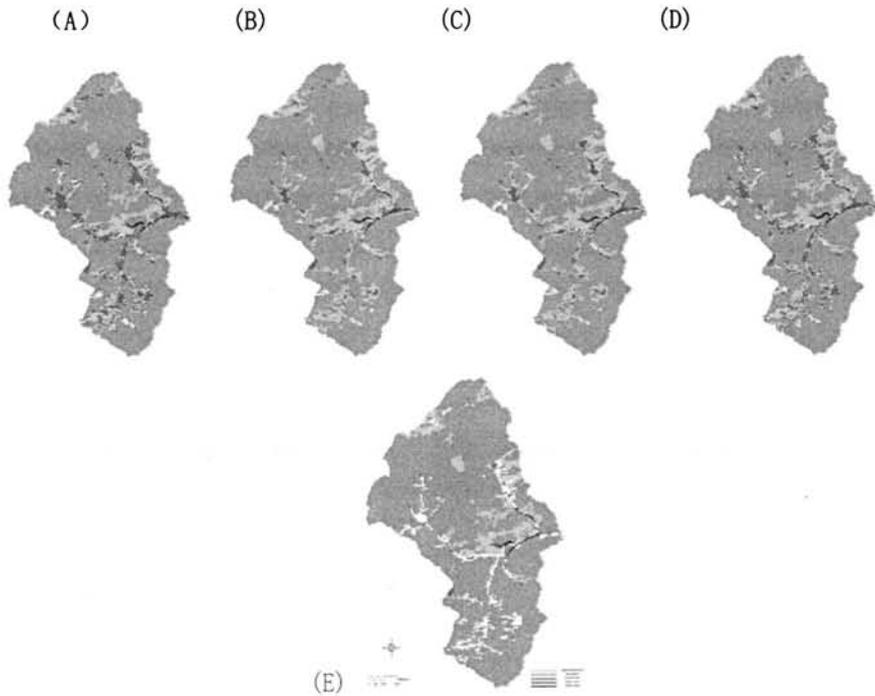


图 5.1 2030 年不同前景下的土地利用格局

Fig5.1 Land use pattern in the 2030 scenario

(注: (A) 经验前景, (B) 低城市化前景, (C) 中城市化前景
(D) 高城市化前景. (E) 1993 年的土地利用格局)

5.5 本章小结

本章通过土地利用变化驱动力分析,获取了影响北京市清水站流域土地利用变化的流域特征因子,距农业用地的距离、距林地的距离、距草地的距离、距城市用地的距离、距水体的距离、距一级水系距离、距城市主干道距离、距乡道距离、距小型水库的距离、距二级水系距离、距村庄中心的距离、人口密度、工业从业人口密度、坡度和高程被认为可以有效的影响的该流域土地利用的变化。然后,通过土地利用转换概率分析,获取了北京市清水站流域土地利用变化的规律以及预测了该流域若干年后的土地利用组成比例。最后将土地利用变化驱动力分析的结果和年土地利用需求量预测的结果输入 CLUE-S 模型,将土地利用总量的变化在空间上进行再分配,2001 年的土地利用观察值和模拟值的对比分析显示,CLUE-S 模型可以有效的预测该流域土地利用组成和空间分布的变化,在此基础上,通过改变土地利用转化概率,本研究设计了四种 2030 年的土地利用发展远景,一般远景,低城市化发展远景,中城市化发展远景以及高城市化发展远景,证明该模型可以用来预测和评价不同城市开发政策对于土地利用的影响。

6 流域土地利用格局优化对于雨洪的影响

优化模型已经被结合水文模型用于识别最优的格局来最小化城市化对于流域水文的负面影响。这类方法产生的土地利用格局,是基于最小化流域径流的目标和数学优化技术的方法。土地利用空间位置优化模型已经被用来识别最优的格局,通过分析空间分布特征和流域水文之间的关系 (Yeo, I. Y., et al. 2004, 2006, and 2007)。这类模型是空间显式的和探讨土地利用在流域中的位置和流域水文的关系,然而,该类模型对于土地利用格局的结构不敏感,无法获取土地利用分布全部的水文学效应。

土地利用格局优化模型已经被用来探讨最优土地利用格局,通过分析土地利用格局结构与流域水文之间的关系 (Lin, Y. P., et al. 2009)。该研究可以成功的获取最优格局,通过探讨土地利用格局结构与流域水文之间的关系。然而,该研究是基于某种特定的景观指数,例如平均斑块大小和平均斑块形状指数,会错过一些对于流域水文重要的土地利用格局特征。另外,该研究是基于半分式水文模型的,虽然流域土地利用格局结构变化引起的亚流域尺度土地利用变化的水文学效应值能够被探测到,研究结果无法对更精细尺度的土地利用变化提出建议,例如栅格尺度,而这对于场地尺度的土地规划来说,是不够的。在本研究,一个空间优化模型被开发而且应用于通过土地利用规划来最小化城市化对于流域水文的负面影响。

6.1 LPOP 模型构建

6.1.1 模型结构和建模过程

模型主要分为 3 个子模块,分别为土地利用需求模块,土地利用空间分配模块和格局优化选择模块。在土地利用需求模块中,土地利用需求量可以通过三种方法来获取,第一种是通过直接赋值的方法来给土地利用变化量赋值,土地利用总量在每个预景中是一个常数;第二种是通过集总式的计算不同预景土地利用变化量;第三种是通过分布式的分别计算每个栅格的土地利用变化情况,进而计算总的土地利用变化量。第二种可以通过某些集总式的土地利用模型来获取,例如马尔科夫模型。第三种则可以通过 CLUE-S 模型等分布式的土地利用模型来获取。

在土地利用空间分配模块中，土地利用变化在空间的分布可以通过两种方法来获取，一种是通过计算目标预景和模型初始土地利用格局的土地利用比例，明确其中面积增加的土地利用类型和减少的土地利用类型，然后使得减少的相关土地利用类型所在的栅格随机的转化为增加的土地利用类型，其转化量等于目标预景和初始土地利用格局之间的差值(图 6.1)。另外一种是通过分布式的土地利用模型来定义土地利用变化的空间位点，然后在这些位点，随机的分配不同土地利用类型的土地利用变化量(图 6.2)。

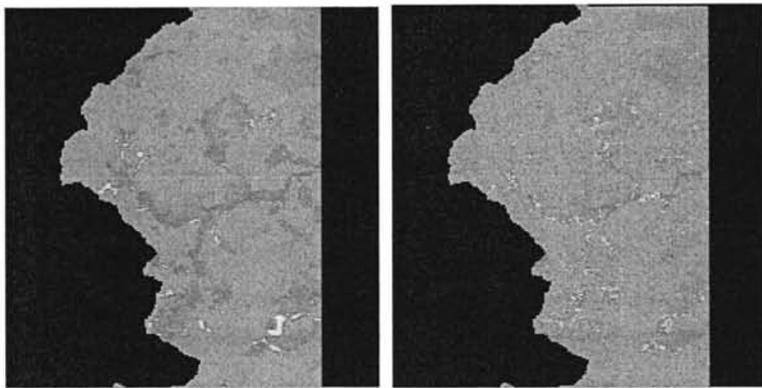


图 6.1 LPOP 模型土地利用空间分配模式 1 示意图

Fig 6.1 The spatial allocation schematic 1 diagram of land use in LPOP model

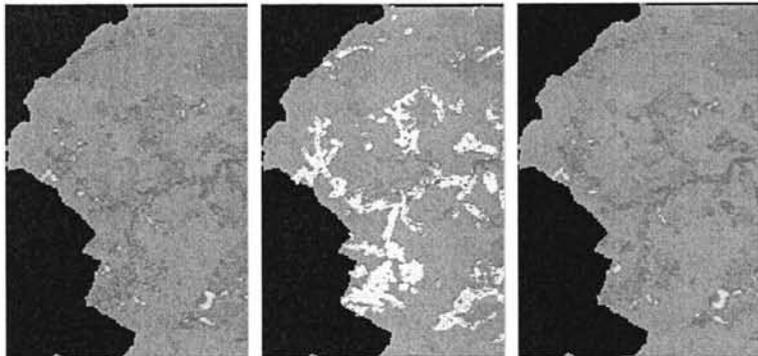


图 6.2 LPOP 模型土地利用空间分配模式 2 示意图

Fig 6.2 The spatial allocation schematic 2 diagram of land use in LPOP model

在格局优化选择模块中，三种优化选择方法被用来获取最终的优化格局，在优化选择方法确定之前，格局特征与水文变量之间的函数关系被通过相关的多元回归分析确定下来，土地利用格局特征指数，例如斑块数目和斑块平均面积，作为自变量，水文变量，峰值流量和径流总量，作为因变量。其后，以峰值流量，径流总量或者分别给峰值流量和径流总量赋以 0.5 的权重来定义目标函数值，以最小化目标函数为最终目标来选择优化格局。每一次迭代当前的最小目标函数值与当前模拟过程的函数值进行比较，如果当前模拟过程的函数值小于最小目标函数值，则当前函数值取代最小目标函数值，成为新的最小函数值，如果当前模拟过程的函数值大于或等于最小目标函数值，则最小目标函数值保持不变。

利用 LPOP 模型来获取优化格局来进行雨洪管理主要分为 4 步：第一步是计算每种土地利用类型的变化总量；第二步是明确土地利用变化的空间分布；第三步是分析格局特征和水文变量之间函数关系，并明确目标函数及格局优化目标；第四步是在土地利用变化的空间区域内随机的改变土地利用类型在空间位点上的位置，每种土地利用类型的面积总量保持不变，并以最小化目标函数为目标来获取最小目标函数值和该函数值所代表的土地利用最优空间格局。

6.1.2 模型输入和输出

模型的输入参数主要包括土地利用变化量参数，土地利用变化空间位点和格局优化目标函数 3 个变量。土地利用变化量参数被用来描述同一土地利用开发强度下，土地利用新格局生成时土地利用类型发生变化的栅格数目。它可以通过直接赋值得到，也可以通过比较待优化预景和初始土地利用格局之间的土地利用比例得到。

土地利用变化位点参数被用来描述同一土地利用开发强度下，土地利用新格局生成时土地利用类型发生变化的空间位置。它可以通过比较待优化预景和初始土地利用格局的集总式土地利用比例，将减少的土地利用类型栅格作为土地利用可能发生变化的空间位点，以土地利用变化量参数来控制每一次变化的范围，也可以通过比较待优化预景和初始

土地利用格局的分布式的土地利用结果，将变化的土地利用栅格作为土地利用发生变化的空间位点。

格局优化目标函数被用来描述土地利用格局特征变化与水文参数变化之间的关系。它可以通过构建多元回归方程得到，因变量为径流总量和峰值流量，自变量为土地利用格局特征参数。

模型输出结果包括最后获取的可用于雨洪管理的最优土地利用格局，它的土地利用格局特征（以景观指数的形式被定量化输出），在特定暴雨强度和降雨历时曲线下呈水文响应。初始格局输出结果以 ASCII 的形式输出，可以通过 ARCGIS 和 ARCVIEW 来进行进一步的数据分析和结果后处理工作。土地利用格局特征通过景观指数来进行表现，并以 TXT 文本的形式输出，土地利用格局在特定暴雨强度和降雨历时曲线下的水文响应以峰值流量和径流总量为目标变量以 TXT 文本的形式输出。

6.2 土地利用格局优化对于土地利用格局特征影响

表 6.1 景观指数与水文参数的回归方程的回归系数

Table 6.1 The regression coefficients of the regression equation based on the relationship between landscape indices and hydrological parameters

| 项 目 | 峰值流量 | 径流总量 |
|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| 常数 | 2.265979 | 7.233 |
| LPI _F | -0.00700975210675724 | - 0.007 |
| TE _F | -4.53729699529414E-07 | - 3.96481170093721E-07 |
| AWMSI _F | 0.0305609857485664 | 0.026 |
| NP _F | 0.000731885143743234 | 0.001 |
| LPI _U | 0.000820904302996351 | — |
| COHESION _w | 0.00145914046666741 | — |
| AWMPFD _A | 0.121080653153859 | — |
| MPS _G | — | -1.67456918036325E-06 |
| R ² | 0.94 | 0.947 |
| P | <0.01 | <0.01 |

（注：NP_F，林地斑块数量；LPI_F，林地最大斑块指数；TE_F，林地斑块总边长；AWMSI_F，林地斑块面积加权平均形状指数；AWMPFD_A，农业用地斑块面积加权平均分形指数；MPS_G，草地斑块平均面积；LPI_U，城市用地最大斑块指数；COHESION_w，水体一致性指数；未达 0.05 显著性水平的变量不在模型中）

本研究基于景观指数与场次暴雨峰值流量和径流总量之间的回归分析发现，峰值流量与农业用地的 AWMPFD，城市用地的 LPI，水体的 COHESION，林地的 NP 和 AWMSI 正相关，而与林地的 LPI 和 TE 负相关；径流总量与林地的 NP 和 AWMSI 正相关，而与草地的 MPS、林地的 LPI 和 TE 负相关(表 6.1)。

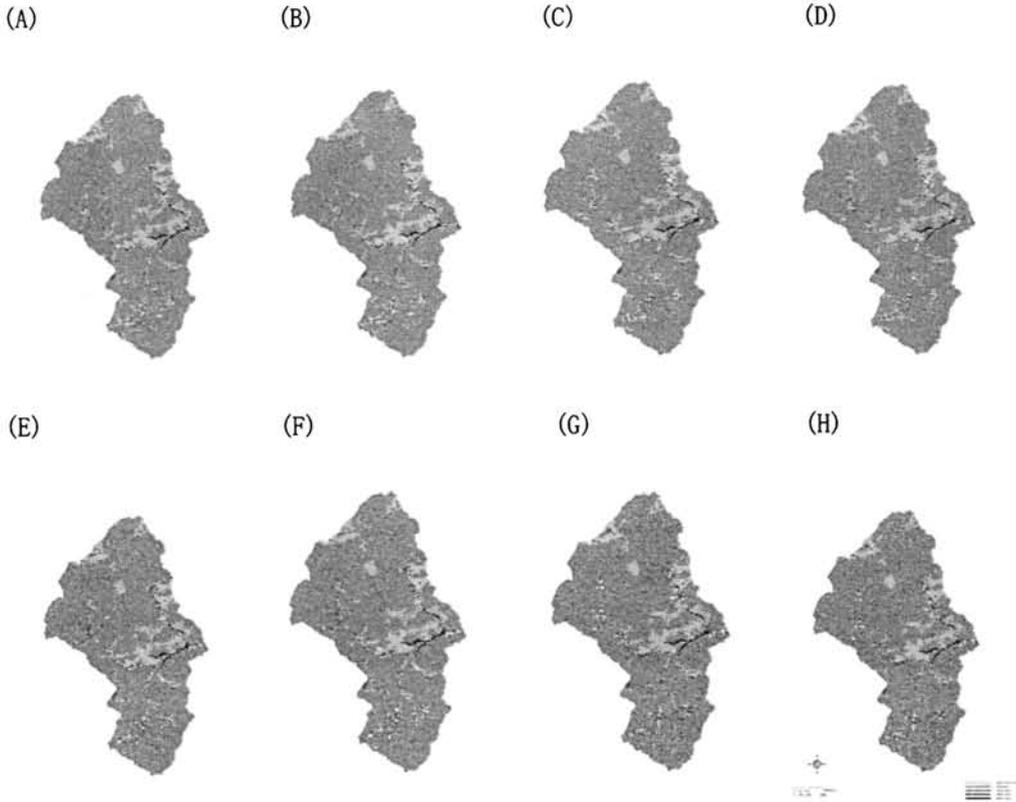


图 6.3 2030 年优化后的土地利用格局

Fig 6.3 The optimized land use pattern in 2030

(注：(A) 基于峰值流量优化后经验前景 (B) 基于径流总量优化后经验前景，
(C) 基于峰值流量优化后低城市化开发前景，(D) 基于径流总量优化后低城市化开发前景，
(E) 基于峰值流量优化后中城市化开发前景，(F) 基于径流总量优化后中城市化开发前景，
(G) 基于峰值流量优化后高城市化开发前景 (H) 基于径流总量优化后高城市化开发前景)

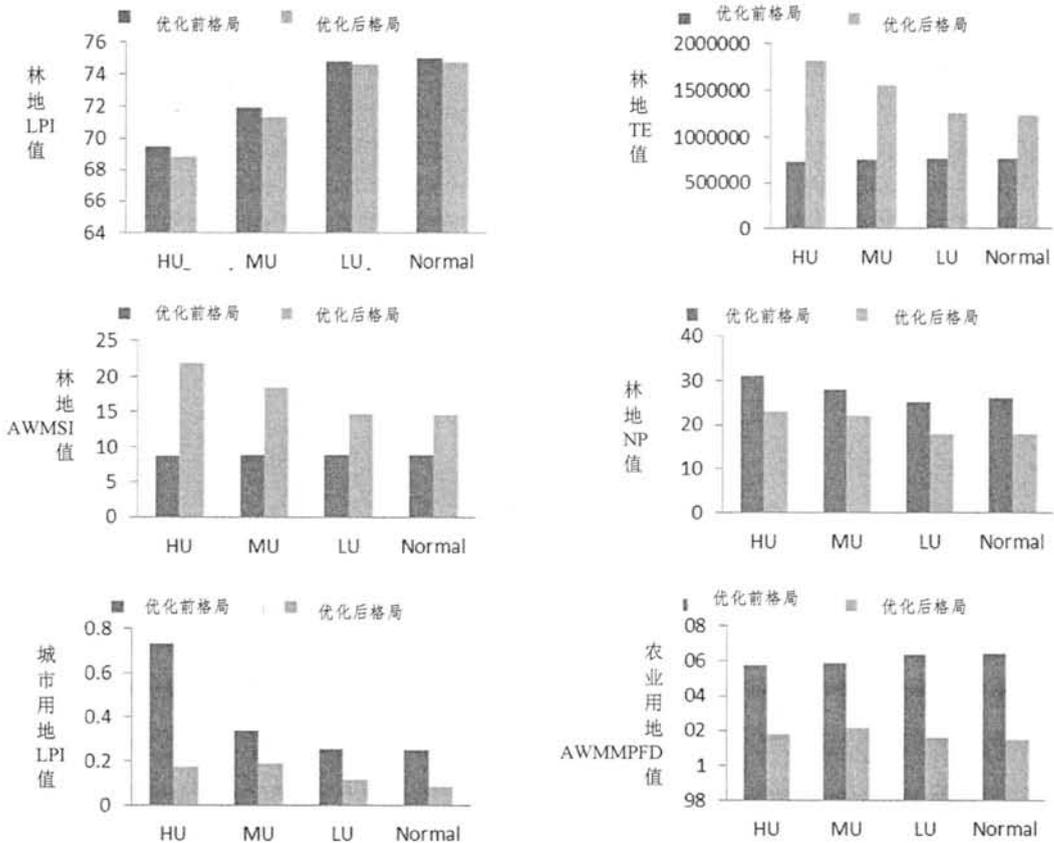


图 6.4 基于最小化峰值流量来进行优化的土地利用格局特征

Fig 6.4 The optimized land use pattern characteristic based on minimizing peak flow

(注: HU, 高度城市化前景;

MU, 中等城市化前景; LU, 低等城市化前景 和 Normal, 经验前景)

回归模型被嵌入土地利用格局优化模型来寻找适合雨洪管理的最优土地利用格局。在以最小化峰值流量为目标的土地利用格局优化过程中, 优化后的土地利用格局的林地 TE 值和 AWMSI 值常常高于优化前的土地利用格局的相应特征值, 而优化后土地利用格局的林地 LPI 值和 NP 值, 城市用地的 LPI 值和农业用地的 AWMMPFD 值常常低于优化前的土地利用格局的相应特征值。另外, 随着城市开发强度的增加, 优化前后土地利用格局的, 同一开发

强度下的相应景观指数之间的差异大部分呈现显著增加的趋势，而林地的 LPI 值和 NP 值以及农业用地的 AWMPFD 值之间则没有明显的变化趋势(图 6.4)。

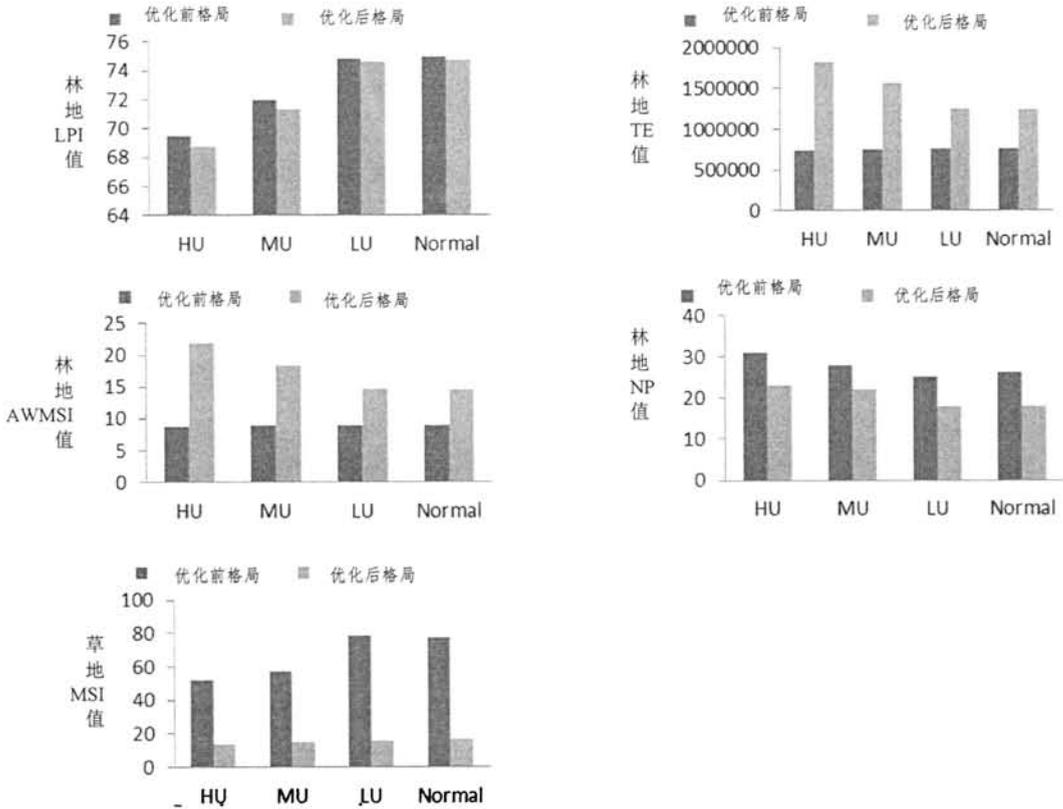


图 6.5 基于最小化径流总量来进行优化的土地利用格局特征

Fig 6.5 The optimized land use pattern characteristics based on minimizing the total runoff

(注: HU, 高度城市化前景;

MU, 中等城市化前景; LU, 低等城市化前景 和 Normal, 经验前景)

在以最小化径流总量的土地利用格局优化过程中, 优化后的林地 TE 值和 AWMSI 值常常高于优化前的土地利用格局的相应特征值, 而优化有的土地利用格局的林地 LPI 值和 NP 值, 草地的 MPS 值则常常低于优化前的土地利用格局的相应特征值。另外, 随着城市

开发强度的增加,优化前后土地利用格局的,同一开发强度下的相应林地 TE 值和 AWMSI 值之间的差异呈现显著增加的趋势,而相应的林地的 LPI 值和 NP 值以及草地的 MPS 值之间的差异呈现显著减少的趋势(图 6.5)。

6.3 土地利用格局优化对于流域雨洪的影响

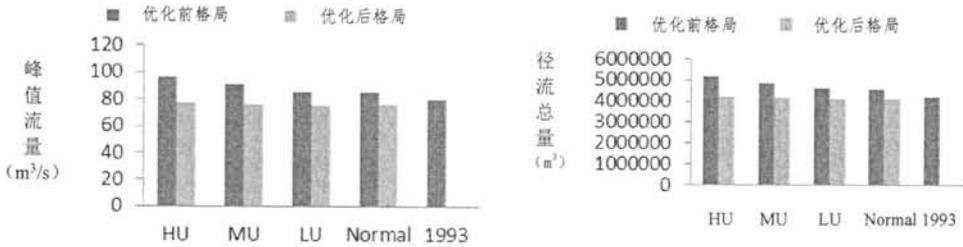


图 6.6 优化前后,不同情景下峰值流量和径流总量对比

Fig 6.6 The peak flow and runoff volume under different scenario and optimized land use pattern

(注: 1993, 1993 年城市情景; HU, 高度城市化情景;

MU, 中等城市化情景; LU, 低等城市化情景 和 Normal, 经验情景)

在以峰值流量最小化为目标的土地利用优化过程中,2030 年优化后的土地利用下的场次暴雨峰值流量与 1993 年土地利用格局下的场次暴雨峰值流量相比,要低 3.17%~5.49%,而与 2030 年优化前的土地利用格局和相应土地利用开发强度下的场次暴雨峰值流量相比,要低 12.17%~23.94%。在以径流总量最小化为目标的土地利用优化过程中,2030 年高城市化情景下的优化后的土地利用下的场次暴雨径流总量与 1993 年土地利用格局下的场次暴雨峰值流量相比,要高 0.22%,而其他情景下的优化后的土地利用下的场次暴雨径流总量与 1993 年土地利用格局下的场次暴雨峰值流量相比,要低 3.17%~5.49%,另外 2030 年优化后与优化前的土地利用格局和相应土地利用开发强度下的场次暴雨峰值流量相比,要低 11.21%~23.29%(图 6.6)。

6.4 土地开发强度对于土地利用格局优化的影响

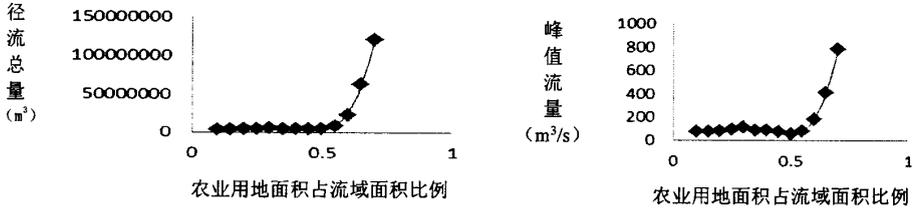


图 6.7 农业土地开发强度对于土地利用格局优化的影响

Fig 6.7 The impact of agricultural land development intensity on landscape pattern optimization

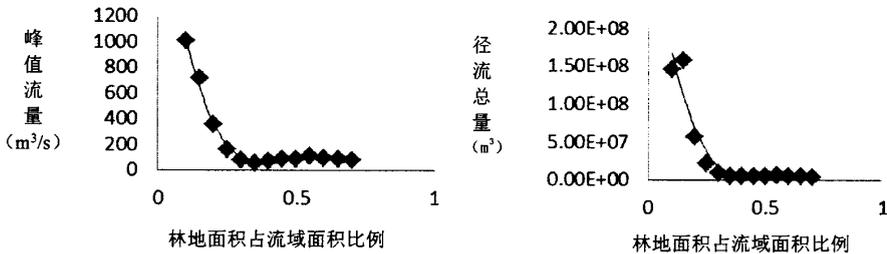


图 6.8 林地开发强度对于土地利用格局优化的影响

Fig 6.8 The impact of forestland development intensity on landscape pattern optimization

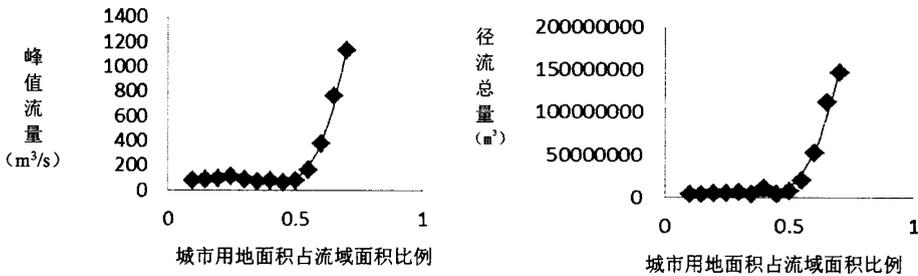


图 6.9 城市用地开发强度对于土地利用格局优化的影响

Fig 6.9 The impact of urban land development intensity on landscape pattern optimization

在不同类型、不同水平的土地利用开发强度下,通过土地利用格局优化,以此来评价土地利用开发强度和类型对于土地利用格局优化的影响。在不同的农业用地开发强度下,农业用地比例低于 55%的土地利用开发前景中,优化后的场次暴雨的峰值流量和径流总量值以一个常数为中心上下波动,分为为 $84.8 \text{ m}^3/\text{s}$ 和 5363903.01 m^3 ,而在农业用地比例介于 55%和 70%之间的土地利用开发前景中,随着土地利用开发强度的增强,优化后场次暴雨的峰值流量和径流总量值则出现了显著增长的趋势(图 6.7)。在不同的林地开发强度下,林地比例高于 30%的土地利用开发前景中,优化后的场次暴雨的峰值流量和径流总量值以一个常数为中心上下波动,分为为 $82.03 \text{ m}^3/\text{s}$ 和 5548175 m^3 ,而在林地低于 30%的土地利用开发前景中,随着土地利用开发强度的提高,优化后场次暴雨的峰值流量和径流总量值则出现了显著增长的趋势(图 6.8)。在不同的城市用地开发强度下,城市用地比例低于 50%的土地利用开发前景中,随着土地利用开发强度的增强,优化后的场次暴雨的峰值流量和径流总量值没有显著的变化,而在城市用地比例高于 50%的土地利用开发前景中,随着土地利用开发强度的增强,优化后场次暴雨的峰值流量和径流总量值则出现了显著增长的趋势(图 6.9)。

6.5 分析与讨论

6.5.1 关键土地利用格局特征

景观指数被用来描述土地利用格局的组成和构型,被认为与径流的相关属性显著相关(Riva-Murray, et al., 2010; Roy et al., 2007; Uriarte et al., 2011)。其中,径流量已经被证明受到土地利用比例的变化显著的累积的影响,不透水面和林地的量和构型与径流量之间被证明有显著性的统计关系,溪流生物完整性和水质被认为与土地利用比例和城市用地、农业用地和林地的构型紧密相关(Lin, Y. P., et al. 2007; Alberti, M., et al. 2007; Lee, S. W., et al., 2009)。NP 和 TE 被用来量化斑块的破碎化特征;LPI 被用来描述某土地利用类型最大斑块占土地利用总面积的比例;MPS 被用来描述某种土地利用类型斑块的离散趋势和集中程度;AWMSI 和 AWMPFD 被用来描述某种土地利用类型个体斑块的边界复杂性和分形特征;COHESION 被用来衡量某种土地利用类型斑块的物理连接度(Chen et al., 2012; Linke et al., 2009; Opdam et al. 2003; Ryu et

al., 2007)。因此, 回归方程中的指数综合指出, 被用于最小化峰值流量的最优土地利用格局, 可以通过控制林地的破碎化水平, 最大城市用地和林地斑块的大小, 林地和农业用地的边界和分形特征以及水体的物理连接度得到, 而被用于最小化径流总量的最优土地利用格局可以通过控制草地斑块的离散和集中程度, 林地斑块的破碎化水平和边界特征以及最大斑块的大小得到。

6.5.2 最优土地利用格局

为了最小化城市化对于径流的影响, 优化的土地利用格局特征被广泛的讨论和研究 (Lin et al. 2009; Tang et al., 2005; Yeo and Guldmann, 2006; Yeo et al., 2007)。如果林地斑块更加的集中, 而且最大的林地斑块占了土地总面积的绝大部分, 林地形状更加复杂, 水质趋向于变得更好 (Lee et al., 2009)。而本研究发现, 最小化峰值流量的土地利用格局优化过程, 会减少林地的 LPI 和 NP 值, 城市用地的 LPI 值, 和农业用地的 AWMPFD 值, 增加林地的 TE 值和 AWMSI 值。结果显示, 如果要减少峰值流量, 林地斑块应该通过将最大的斑块变成较小斑块, 而最小斑块又融合成较大斑块的形式, 更加趋向于破碎化和形状复杂化; 城市用地应该变得更加的破碎化, 而草地的形状应该更加趋向于简单。最小化径流总量的土地利用格局优化过程, 会减少林地的 LPI 和 NP 值, 草地的 MPS 值, 而增加林地的 TE 和 AWMSI 值, 结果显示, 如果要减少径流总量, 林地斑块应该更加的破碎化和形状复杂化, 农业用地斑块在空间上应该更加离散化。

在以峰值流量最小化为目标的土地利用格局优化中, 随着城市化水平的不断提高, 在其优化前后, 在同一个城市化水平下的, 林地 TE 和 AWMSI, 城市用地的 LPI 值相应值之间的差异显著增加。在以径流总量最小化为目标的土地利用格局优化过程中, 随着城市化水平的提高, 优化前后, 在同一个城市化水平下的, 林地 TE 和 AWMSI, 城市用地的 LPI 值相应值之间的差异显著增加。结果显示, 随着城市化的开发的进行, 林地 TE 和 AWMSI, 城市用地的 LPI 比其他景观指数在减少城市化对于流域水文的影响方面更加有潜力。

6.5.3 最优土地利用格局的水文学效应

土地利用优化已经被证明可以影响流域径流(Lin et al., 2009; Yeo et al., 2004, 2007; Yeo and Guldman, 2006)。基于土地利用变化空间流域位置控制, 优化函数被整合入水文模拟模型来寻找最优的土地利用格局, 最优的土地利用格局下的峰值流量相对于优化前的土地利用格局峰值流量而言, 要低15%~20%(Yeo et al., 2004)。然而, 本研究基于土地利用格局结构控制, 2030年优化后土地利用格局下的场次暴雨峰值流量和径流总量, 相对于1993年的土地利用格局下的场次暴雨峰值流量和径流总量而言, 要分别改变-3.17%~-5.49%和-3.17%—0.22%; 相对于2030年, 相应城市化水平下的, 优化前的场次暴雨峰值流量和径流总量而言, 要分别改变12.17%~23.94%和11.21%~23.29%。结果显示, 土地利用格局结构控制是最小化城市化对于水文影响的强有力的工具。

实现径流最小化的土地利用优化已经在多个尺度下被讨论, 特别是在亚流域尺度, 而很少在栅格尺度被讨论(Lin et al., 2009; Yeo et al., 2004, 2007; Yeo and Guldman, 2006)。然而, 在本研究, 通过全分布式水文模型, 基于栅格尺度的土地利用变化和流域尺度的土地利用格局结构变化, 流域出水口的径流被模拟来评价优化后和优化前土地利用格局对径流的影响, 结果显示, 流域尺度的土地利用格局结构可以被用来指导栅格尺度的土地利用规划, 可以为以流域水文管理为目标的特定位点的土地利用规划提供指导。

6.5.4 土地开发阈值

土地利用变化与水文响应之间的关系, 已经被证明表现为非线性的和具有阈值效应(Yeo and Guldman, 2006; Li et al., 2007)。当非林地比例低于50%时, 放牧比例低于70%以及草地比例低于80%时, 土地利用变化对于径流没有显著性影响, 而当这个阈值被超越, 径流量会出现大幅度的增长(Li et al., 2007)。为了在亚流域尺度减少城市化对流域水文的影响, 至少25%的土地应该被保护而不做开发, 城市用地比例不应该超过12%, 农业用地比例不应该超过70%(Yeo and Guldman, 2006)。而在本研究则发现, 基于土地利用格局结构控制来进行最小化城市化对于流域雨洪系统的影响, 当流域农业用地超过55%, 林地低于30%以及城市用地超过50%的时候, 优化后的场次暴雨峰值流量和径

流总量值会出现大幅度的增长,结果显示,30%的流域土地应该被保证为林地来减少城市化对于流域水文的负面影响,城市用地开发和农业用地开发分别不应该超过50%和55%。

6.6 本章小结

一个空间优化模型被开发而且应用于通过土地利用规划来最小化城市化对于流域水文的负面影响。GSSHA 模型被用来进行雨洪径流模拟。回归模型被用来探究土地利用格局结构特征与径流变量之间的关系,指数回归函数被认为可以很好的描述这种关系,拟合优度达到0.94。回归分析结果显示,全分布式水文模型,可以用于探究土地利用格局结构变化对于流域水文的影响,和土地利用格局结构可以被用来作为控制因子,来找到用于最小化流域场次暴雨峰值流量和径流总量的最优土地利用格局。回归方程中的指数综合显示表明,用于最小化场次暴雨峰值流量的最优土地利用格局可以通过控制林地的破碎化程度,城市用地和林地的最大斑块面积,林地和农业用地的边界以及分形特征和水体斑块的物理连接度来找到;用于最小化径流总量的最优土地利用格局可以通过控制草地的离散程度和集中趋势,林地的破碎化程度,林地的边界特征以及最大斑块面积大小来找到。

回归函数在流域尺度下被应用于空间优化模型,目标是为了最小化场次暴雨的峰值流量和径流总量和识别未来发展的最优土地利用格局。结果显示优化可以显著减少场次暴雨的峰值流量和径流总量,通过优化,2030年优化后土地利用格局下的场次暴雨峰值流量和径流总量相对于1993年的土地利用格局而言,分别变化了-3.17%~-5.49%和-3.17%~-0.22%,而相对于2030年相应城市化发展强度下的土地利用开发前景而言,分别减少了12.17%~23.94%和11.21%~23.29%。

在同样的开发强度下,本研究分析了优化前和优化后的土地利用格局结构差异,为土地利用开发政策提供指导,结果显示,为了减少场次暴雨的峰值流量,林地斑块应该更加的破碎化和形状复杂化,通过把最大的斑块打碎成较小斑块,以及把小斑块聚合成较大斑块,城市用地斑块应该更加的破碎化,草地斑块应该在形状上更加简单;为了减少场次暴雨的径流总量,林地斑块应该更加的破碎化和形状复杂化,农业用地斑块应该更加空间离散化。

空间优化的土地利用需求总量通过对在不同类型和不同开发强度下的空间优化过程进行评价获取。结果显示, 30%的流域土地应该被保持为林地来减少城市化对于流域水文的负面影响; 城市用地和农业用地的开发面积应该分别不超过 50%和 55%。

基于栅格尺度的土地利用变化和流域尺度的土地利用格局结构变化进行土地利用格局优化, 流域出水口的径流被模拟用来评价优化前后土地利用格局对于径流特征的影响。因而, 流域尺度的土地利用格局结构应该被作为栅格尺度的土地利用变化的限制, 本研究结果可以为流域水文管理中场地尺度的土地利用规划提供帮助。

7 结论与展望

7.1 主要结论

7.1.1 流域土地利用格局变化的水文学效应

基于本研究的相关结果,首先,在小尺度、破碎化的林地不是简单的与雨洪径流表现为正相关或负相关,而是一部分破碎化特征表现为负相关,而另外一些部分表现为正相关,林地的大斑块特征会反作用于雨洪径流,而集中化的城市斑块则会促进雨洪径流的产生。另外,高集中趋势的水体,复杂形状的城市用地,复杂个体斑块的林地会促进雨洪径流的产生,而集中化的草地会减少雨洪径流的产生。其次,随着尺度的上行,破碎化的林地与径流表现为负相关,而水体和农业用地的大斑块特征开始促进雨洪径流的产生,在某一特定尺度,只有林地的大斑块特征会减少雨洪径流的产生,城市用地和水体的个体斑块的复杂性结构会增加雨洪径流的产生。最后,在大尺度、破碎化的林地与雨洪径流的峰值流量之间没有明显的相关关系,但会促进径流总量的减少,高度集中趋势的草地会促进雨洪径流的产生。另外,林地个体斑块的复杂性结构会促进雨洪径流的减少,集中化的城市用地会促进径流总量的增加。

敏感性分析用来进行评估降雨强度变化对于土地利用格局与水文之间关系的影响。结果显示,土地利用格局特征在不同的降雨强度下都能够有效的作用于雨洪,而且降雨强度越小,效果越好。总得来说,本研究为土地利用格局对于流域水文的影响提供了重要的补充,通过引入描述土地利用结构特征的多个变量和探讨了多尺度下格局与雨洪径流之间的关系。

7.1.2 流域土地利用格局优化后特征分析

GSSHA 模型被用来进行雨洪径流模拟。回归模型被用来探究土地利用格局结构特征与径流变量之间的关系,指数回归函数被认为可以很好的描述这种关系,全分布式水文模型可以用于探究土地利用格局结构变化对于流域水文的影响。土地利用格局结构可以被用来作为控制因子,来找到用于最小化流域场次暴雨峰值流量和径流总量的最优土地利用格局。回归函数在流域尺度下被应用于空间优化模型,目标是为了最小化场次暴雨的峰值流量和径流总量,从而识别未来发展的最优土地利用格局。结果显示优化可以显著减少场次

暴雨的峰值流量和径流总量。在以峰值流量最小化为目标的土地利用优化过程中, 2030年优化后的土地利用下的场次暴雨峰值流量与1993年土地利用格局下的场次暴雨峰值流量相比, 要低3.17%~5.49%, 而与2030年优化前的土地利用格局和相应土地利用开发强度下的场次暴雨峰值流量相比, 要低12.17%~23.94%。在以径流总量最小化为目标的土地利用优化过程中, 2030年高城市化远景下的优化后的土地利用下的场次暴雨径流总量与1993年土地利用格局下的场次暴雨峰值流量相比, 要高0.22%, 而其他远景下的优化后的土地利用下的场次暴雨径流总量与1993年土地利用格局下的场次暴雨峰值流量相比, 要低3.17%~5.49%, 另外2030年优化后与优化前的土地利用格局和相应土地利用开发强度下的场次暴雨峰值流量相比, 要低11.21%~23.29%。

在同样的开发强度下, 本研究分析了优化前和优化后的土地利用格局结构差异, 为土地利用开发政策提供指导, 结果显示, 为了减少场次暴雨的峰值流量, 林地斑块应该更加的破碎化和形状复杂化, 通过把最大的斑块打碎成较小斑块, 以及把小斑块聚合成较大斑块, 城市用地斑块应该更加的破碎化, 草地斑块应该在形状上更加简单; 为了减少场次暴雨的径流总量, 林地斑块应该更加的破碎化和形状复杂化, 农业用地斑块应该更加空间离散化。

空间优化的土地利用需求总量, 通过对在不同类型和不同开发强度下的空间优化过程进行评价获取。结果显示, 30%的流域土地应该被保持为林地来减少城市化对于流域水文的负面影响; 城市用地和农业用地的开发面积应该分别不超过50%和55%。

7.2 研究创新点

7.2.1 基于土地利用格局和水量关系的流域关键景观结构识别

以往关于土地利用与流域水文之间关系的研究, 总是基于土地利用类型和土地利用空间位置来进行探讨的, 而关于土地利用格局结构特征与流域水文之间的关系, 主要是集中在探讨水质方面, 而对于土地利用格局结构与场次暴雨水量的关系则鲜有研究。本研究通过景观指数定量为土地利用格局的结构特征, 并通过回归建模和水文模型进行土地利用格局水文学效应评价, 探讨了土地利用格局特征与流域水文之间的关系, 结果证明, 某些土地利用格局结构与流域水文之间呈显著相关, 通过土地利用格局结构控制, 使得更多的

径流渗入地下，我们可以有效的补给地下水资源和减少非点源污染的威胁，削弱城市化对于流域水系统的负面影响，提高流域水资源的利用率。

7.2.2 流域最优土地利用开发模式识别

以往关于土地利用格局优化来实现流域雨洪管理的研究往往是基于土地利用空间位置控制来实现，其本质是找到流域中对出水口径流具有重要意义区域来进行保护以实现雨洪管理，而鲜有研究是基于土地利用格局结构优化来对流域雨洪进行管理。本研究基于土地利用格局结构与场次暴雨径流变量之间的关系来构建土地利用格局优化模型来筛选土地利用结构，找到最优的土地利用格局来进行雨洪管理，研究结果提供了基于雨洪管理目标的土地利用格局优化的新方法和新工具，用于流域雨洪管理最优的土地利用格局的相关特征，为未来流域土地利用开发模式提供指导和参考，为可持续的城市化进程提供了保障。

7.2.3 基于土地利用格局优化的流域土地开发阈值识别

以往关于流域土地开发阈值的分析，是基于土地利用量的变化和空间位置的变化与流域水文之间的关系得出的，目的是为了探讨流域土地开发不破坏自然生态过程的最大限度，相关研究得出了基于土地利用量控制和土地利用空间位置控制来减少城市化对于自然生态过程影响最大承载力，然而在土地利用量不变的情况下，基于土地利用格局控制来进行流域雨洪管理的最大承载力，前人并没有相关研究。本研究基于土地利用格局结构特征和流域水文之间的关系，通过在不同类型和不同水平的城市开发强度下进行土地利用格局优化，找到了土地利用格局优化进行雨洪管理的不同类型土地利用开发阈值，为未来流域的城市开发强度的控制提供相关的参考和指导，为利用土地利用格局结构优化来进行雨洪管理提供了前提条件，为城市土地开发提供了潜在的土地资源。

7.3 研究展望

7.3.1 研究对象有待扩展

本研究因受数据获取和模型本身的限制，选取了清水站控制小流域作为研究区域，然而，其无法回答如何在岸边缓冲带，社区，大流域，城市开发区等特定尺度下利用土地利

用结构优化来进行流域雨洪管理的问题,不同幅度大小的研究尺度,其土地利用格局特征的变化规律是不一样的。同时,由于清水站区域只代表了流域的一种类型,具有地貌类型以山地为主,城市化水平不高,人口密度低等特征。同时也无法回答在城市化水平高的地区,人口密度高的平原,土地利用格局与水文过程的关系。事实上,经济、文化和社会已经被证明可显著的影响生态学过程和土地利用变化过程,在某一处特定区域的土地利用格局与水文过程的关系并不适用于所有的区域。另外,由于本研究所选用的水文模型和运行模型所用的电脑存在局限性,其无法模拟更加精细尺度的水文过程,而城市对于雨洪管理的要求往往发生在更小的尺度,如何协调好流域尺度和人尺度在雨洪管理方面的投入和产出关系,也是急需解决的课题。在此基础上,未来的研究应该首先进行更广泛的尺度探讨和流域特征分析,定义不同幅度和粒度下、不同流域开发水平下、不同流域自然条件下的土地利用结构和流域水文的关系特征,进而将研究结果推广到相似的地区来进行应用,对特定对象实现多尺度,分区空间异质化土地利用结构管理来进行雨洪管理。

7.3.2 土地利用分类体系有待细化

本研究因受计算机性能的限制,仅将土地利用分类分成五大类:即农业用地、林地、草地、建设用地和水体。只能为土地利用开发提供一个大大的笼统的关于土地利用格局结构的建议和参考,而实际的土地利用开发过程所涉及的土地利用类型十分繁杂,诸如商业用地、工业用地、居住用地等,故本研究无法回答基于特定类型的土地利用来进行雨洪管理对于土地利用结构的要求,换言之,日后研究时宜在土地利用类型进行进一步细分的基础上进行,为未来的某种特定类型的土地利用规划提供更加直接的指导和参考。

7.3.3 土地利用优化格局的水文学效应有待验证

本研究关于土地利用格局的水文学评价是通过水文模型来实现的,而水文模型,即使经过校正和验证过程,也会因为具体雨洪条件的变化,而发生一定程度的误差,且根据前人的相关研究,往往某种特定因素的出现,会使结果出现很大的偏差。本研究通过对水文模型来进行校正和验证,可以模拟流域在基本水文条件不变,只改变土地利用格局下水文产出情况,而现实情况的变化则远超出模型模拟所能表达的限制。本研究探讨了土地利用格局优化的土地利用量的变化,而对其他的水文条件则未有提及,诸如低温会极大地改变

流域的水文属性及其流域的渗透、蒸发等过程，而拟优化其水文学效应的影响却又研究条件的限制，故研究中未予提及，有待今后研究中补救，特别在不同的流域条件下，宜通过实际观测数据来对土地利用格局优化的效果来进行评价，以验证通过格局优化可以有效管理雨洪的研究假设。

7.3.4 土地利用优化模型中土地利用分配规则有待完善

在本研究中，土地利用分配的原则是采取随机的模式来进行变化的，即某种减少的土地利用类型栅格随机的转化为某种增加的土地利用类型栅格，其转化量等于预先设定的土地利用变化量。而在实际土地利用变化的过程中，空间中每个栅格转化为某种土地利用类型的概率的是不一样的，靠近城市用地的栅格其转化为城市用地的概率远高于转化为其他土地利用类型的概率，因而，在进行土地利用分配时，每个栅格的转化为不同土地利用类型的概率应该被考虑进优化模型，转化概率高的栅格优先被用于转化成相应的土地利用类型。这就要求未来的研究应该在土地利用分配模块上进行空间分化，而不是给每一个栅格都赋以相同的转化概率，考虑通过引入逻辑斯蒂模型、人工神经网络等方法来给栅格进行概率赋值，进而对概率高的栅格进行优先分配，使得优化模型模拟结果可以直接应用于实际的规划工作当中，为实际规划工作中，基于雨洪管理和城市开发目标的，土地利用类型的选址提供参考。

参考文献

- Aguilera F, Valenzuela LM, Botequilha-Leitao A. Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area [J]. *Landscape Urban Plan.* 2011, 99(3-4):226-38.
- Alphan H. Land-use change and urbanization of Adana, Turkey[J]. *Land Degrad Dev.* 2003, 14(6):575-86.
- Alberti M, Booth D, Hill K, Coburn B, Avolio C, Coe S, et al. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins[J]. *Landscape Urban Plan.* 2007, 80(4):345-61.
- Al-Kharabsheh A, Ta'any R. Influence of urbanization on water quality deterioration during drought periods at South Jordan[J]. *J Arid Environ.* 2003, 53(4):619-30.
- Andren H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat - a Review[J]. *Oikos.* 1994, 71(3):355-66.
- Andren H. Can One Use Nested Subset Pattern to Reject the Random Sample Hypothesis - Examples from Boreal Bird Communities[J]. *Oikos.* 1994, 70(3):489-91.
- Andres-Domenech I, Montanari A, Marco JB. Efficiency of Storm Detention Tanks for Urban Drainage Systems under Climate Variability[J]. *J Water Res Pl-Asce.* 2012, 138(1):36-46.
- Armenteras D, Gast F, Villareal H. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia[J]. *Biol Conserv.* 2003, 113(2):245-56.
- Auel C, Berchtold T, Boes R. Sediment Conveyance in Solis Reservoir Using a Bypass Tunnel[J]. *Wasser wirtschaft.* 2010, 100(4):119-21.
- Beaujouan V, Durand P, Ruiz L. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments[J]. *Ecol Model.* 2001, 137(1):93-105.
- Borah DK, Yagow G, Saleh A, Barnes PL, Rosenthal W, Krug EC, et al. Sediment and nutrient modeling for TMDL development and implementation[J]. *T Asabe.* 2006, 49(4):967-86.
- Bogaart PW, Van Balen RT, Kasse C, Vandenberghe J. Process-based modelling of fluvial system response to rapid climate change - I: model formulation and generic applications[J]. *Quaternary Sci Rev.* 2003, 22(20):2077-95.
- Breuer L, Huisman JA, Frede HG. Monte Carlo assessment of uncertainty in the simulated hydrological response to land use change. *Environ Model Assess[J].* 2006, 11(3):209-18.

- Brown DG, Pijanowski BC, Duh JD. Modeling the relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA. *J Environ Manage*[J]. 2000, 59(4):247-63.
- Brennan SP, Schnell GD. Relationship between bird abundances and landscape characteristics: The influence of scale. *Environ Monit Assess*[J]. 2005, 105(1-3):209-28.
- Breuer L, Huisman JA, Frede HG. Monte Carlo assessment of uncertainty in the simulated hydrological response to land use change. *Environ Model Assess*[J]. 2006, 11(3):209-18.
- Buyantuyev A, Wu JG, Gries C. Multiscale analysis of the urbanization pattern of the Phoenix metropolitan landscape of USA: Time, space and thematic resolution. *Landscape Urban Plan*[J]. 2010, 94(3-4):206-17.
- Calder IR, Reid I, Nisbet TR, Green JC. Impact of lowland forests in England on water resources: Application of the Hydrological Land Use Change (HYLUC) model[J]. *Water Resour Res*. 2003, 39(11).
- Camorani G, Castellarin A, Brath A. Effects of land-use changes on the hydrologic response of reclamation systems[J]. *Phys Chem Earth*. 2005, 30(8-10):561-74.
- Castella JC, Verburg PH. Combination of process-oriented and pattern-oriented models of land-use change in a mountain area of Vietnam[J]. *Ecol Model*. 2007, 202(3-4):410-20.
- Chen CN, Tsai CH, Tsai CT. Reduction of discharge hydrograph and flood stage resulted from upstream detention ponds[J]. *Hydrol Process*. 2007, 21(25):3492-506.
- Chen HS, Liu JW, Zhang W, Wang KL. Soil hydraulic properties on the steep karst hillslopes in northwest Guangxi, China[J]. *Environ Earth Sci*. 2012, 66(1):371-9.
- Chen XD, Xia J, Xu Q. Differential Hydrological Grey Model (DHGM) with self-memory function and its application to flood forecasting[J]. *Sci China Ser E*. 2009, 52(4):1039-49.
- Chen Y, Xu YP, Yin YX. Impacts of land use change scenarios on storm-runoff generation in Xitiaoxi basin, China[J]. *Quatern Int*. 2009, 208:121-8.
- Cheng MS, Coffman LS, Zhang YP, Licsko ZJ. Comparison of hydrological responses from low impact development with conventional development[J]. *Protection and Restoration of Urban and Rural Streams*. 2004:419-30.
- Chu HJ, Lin YP, Huang CW, Hsu CY, Chen HY. Modelling the hydrologic effects of dynamic land-use change using a distributed hydrologic model and a spatial land-use allocation model[J]. *Hydrol Process*. 2010, 24(18):2538-54.

- Coffman L, Clar M, Weinstein N. Overview low impact development for stormwater management[J]. *Water Resources and the Urban Environment*. 1998:16-21.
- Dewan AM, Yamaguchi Y. Land use and land cover change in Greater Dhaka, Bangladesh: Using remote sensing to promote sustainable urbanization[J]. *Appl Geogr*. 2009, 29(3):390-401.
- Deng JS, Wang K, Hong Y, Qi JG. Spatiotemporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization[J]. *Landscape Urban Plan*. 2009, 92(3-4):187-98.
- Dietz ME. Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions[J]. *Water Air Soil Poll*. 2007, 186(1-4):351-63.
- Doe WW, Saghafian B, Julien PY. Land-use impact on watershed response: The integration of two-dimensional hydrological modelling and geographical information systems[J]. *Hydrol Process*. 1996, 10(11):1503-11.
- Donner SD, Kucharik CJ. Evaluating the impacts of land management and climate variability on crop production and nitrate export across the Upper Mississippi Basin[J]. *Global Biogeochem Cy*. 2003, 17(3).
- Downs PW, Thorne CR. Design principles and suitability testing for rehabilitation in a flood defence channel: The River Idle, Nottinghamshire, UK[J]. *Aquat Conserv*. 1998, 8(1):17-38.
- Downer CW, Ogden FL, Martin WD, Harmon RS. Theory, development, and applicability of the surface water hydrologic model CASC2D[J]. *Hydrol Process*. 2002, 16(2):255-75.
- Downer CW, Ogden FL. Prediction of runoff and soil moistures at the watershed scale: Effects of model complexity and parameter assignment[J]. *Water Resour Res*. 2003, 39(3).
- Downer CW, Ogden FL. Appropriate vertical discretization of Richards' equation for two-dimensional watershed-scale modelling[J]. *Hydrol Process*. 2004, 18(1):1-22.
- Downer, C. W., Ogden, F. L., and Byrd, A.R. 2008, GSSHAWIKI User's Manual, Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis Version 4.0 for WMS 8.1, ERDC Technical Report, Engineer Research and Development Center, Vicksburg, Mississippi[R].
- Downer CW, Ogden FL. GSSHA: Model to simulate diverse stream flow producing processes[J]. *J Hydrol Eng*. 2004, 9(3):161-74. Sharif et al., 2010,
- Echols S. Split-flow theory: Stormwater design to emulate natural landscapes[J]. *Landscape Urban Plan*. 2008, 85(3-4):205-14.

- Emerson CH, Welty C, Traver RG. Watershed-scale evaluation of a system of storm water detention basins[J]. *J Hydrol Eng*. 2005, 10(3):237-42.
- Erickson TO, Stefan HG. Natural Groundwater Recharge Response to Urbanization: Vermillion River Watershed, Minnesota[J]. *J Water Res Pl-Asce*. 2009, 135(6):512-20.
- Estrada-Pena A, Acevedo P, Ruiz-Fons F, Gortazar C, de la Fuente J. Evidence of the Importance of Host Habitat Use in Predicting the Dilution Effect of Wild Boar for Deer Exposure to *Anaplasma* spp[J]. *Plos One*. 2008, 3(8).
- Ferguson BK. The Failure of Detention and the Future of Stormwater Design[J]. *Landscape Archit*. 1991, 81(12):76-9.
- Ferguson PAS, Runacres AJ, Hill NA. London Docklands - Ground Conditions and Tunneling Methods[J]. *P I Civil Eng Pt 1*. 1991, 90:1179-201.
- Fletcher TD, Deletic A, Mitchell VG, Hatt BE. Reuse of urban runoff in Australia: A review of recent advances and remaining challenges[J]. *J Environ Qual*. 2008, 37(5):S116-S27.
- Forman RTT, Gordon M. *Landscape Ecology*[M]. New York: Willey, 1986.
- Forman RTT. Some General-Principles of Landscape and Regional Ecology[J]. *Landscape Ecol*. 1995, 10(3):133-42.
- Fohrer N, Haverkamp S, Frede HG. Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions: development of sustainable land use concepts for low mountain range areas[J]. *Hydrol Process*. 2005, 19(3):659-72.
- Franklin JE, Forman RTT. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles[J]. *Landscape Ecol*. 1987, 1(1):5-18.
- Gardner RH, Milne BT, Turner MG, O'Neill RV. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern[J]. *Landscape Ecol*. 1987, 1(1):19-28.
- Gardner RH, O'Neill RV, Turner MG, Dale VH. Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models[J]. *Landscape Ecol*. 1989, 3(3-4):217-27.
- Gardner RH, Turner MG, Oneill RV, Lavorel S. Simulation of the Scale-Dependent Effects of Landscape Boundaries on Species Persistence and Dispersal[J]. *Ecotones*. 1991:76-89.
- Gotway CA, Ferguson RB, Hergert GW, Peterson TA. Comparison of kriging and inverse-distance methods for mapping soil parameters[J]. *Soil Sci Soc Am J*. 1996, 60(4):1237-47.
- Gardner CL. Theory and simulation of the smooth quantum hydrodynamic model[J]. *Vlsi Des*. 1999, 9(4):351-5.

- Gardner RH, Urban DL. Neutral models for testing landscape hypotheses[J]. *Landscape Ecol.* 2007, 22(1):15-29.
- Grayson RB, Moore ID, McMahon TA. Physically Based Hydrologic Modeling .1. A Terrain-Based Model for Investigative Purposes[J]. *Water Resour Res.* 1992, 28(10):2639-58.
- Guo JCY. Off-Stream Detention Design for Storm-Water Management[J]. *J Irrig Drain E-Asce.* 2012, 138(4):371-6.
- Gustafson EJ, Parker GR. Relationships between Landcover Proportion and Indexes of Landscape Spatial Pattern[J]. *Landscape Ecol.* 1992, 7(2):101-10.
- Gustafson EJ, Gardner RH. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization[J]. *Ecology.* 1996, 77(1):94-107.
- Hagen-Zanker A. An improved Fuzzy Kappa statistic that accounts for spatial autocorrelation[J]. *Int J Geogr Inf Sci.* 2009, 23(1):61-73.
- Hatt BE, Fletcher TD, Deletic A. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale[J]. *J Hydrol.* 2009, 365(3-4):310-21.
- Hargis CD, Bissonette JA, David JL. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation[J]. *Landscape Ecol.* 1998, 13(3):167-86.
- Herold M, Scepan J, Clarke KC. The use of remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land uses[J]. *Environ Plann A.* 2002, 34(8):1443-58.
- Herzog F, Lausch A, Muller E, Thulke HH, Steinhardt U, Lehmann S. Landscape metrics for assessment of landscape destruction and rehabilitation[J]. *Environ Manage.* 2001, 27(1):91-107.
- He CY, Pan YZ, Shi PJ, Li XB, Chen J, Li YC, et al. Developing land use scenario dynamics model by the integration of system dynamics model and cellular automata model[J]. *Igarss 2004: Ieee International Geoscience and Remote Sensing Symposium Proceedings, Vols 1-7.* 2004:2647-50.
- He HS, Mladenoff DJ, Gustafson EJ. Study of landscape change under forest harvesting and climate warming-induced fire disturbance[J]. *Forest Ecol Manag.* 2002, 155(1-3):257-70.
- Hogeweg P. Cellular Automata as a Paradigm for Ecological Modeling[J]. *Appl Math Comput.* 1988, 27(1):81-100.
- Holler JD. Storm Water Detention Basin Nutrient Removal Efficiency[J]. *J Water Res Pl-Asce.* 1989, 115(1):52-63.

- Hufkens K, Ceulemans R, Scheunders P. Estimating the ecotone width in patchy ecotones using a sigmoid wave approach[J]. *Ecol Inform.* 2008, 3(1):97-104.
- Hurkmans RTWL, Terink W, Uijlenhoet R, Moors EJ, Troch PA, Verburg PH. Effects of land use changes on streamflow generation in the Rhine basin[J]. *Water Resour Res.* 2009, 45.
- Huisman JA, Breuer L, Bormann H, Bronstert A, Croke BFW, Frede HG, et al. Assessing the impact of land use change on hydrology by ensemble modeling (LUCHEM) III: Scenario analysis[J]. *Adv Water Resour.* 2009, 32(2):159-70.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2010. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change, 2007[R]. Cambridge: Cambridge University Press. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml
- Jarvie HP, Withers PJA, Hodgkinson R, Bates A, Neal M, Wickham HD, et al. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance[J]. *J Hydrol.* 2008, 350(3-4):166-86.
- Jenicek M. Runoff Changes in Areas Differing in Land-Use in the Blanice River Basin - Application of the Deterministic Model[J]. *J Hydrol Hydromech.* 2009, 57(3):154-61.
- Julien PY, Saghafian B, Ogden FL. Raster-Based Hydrologic Modeling of Spatially-Variied Surface Runoff[J]. *Water Resour Bull.* 1995, 31(3):523-36.
- Johnson PG. Spatial and temporal variability of ice-dammed lake sediments in alpine environments[J]. *Quaternary Sci Rev.* 1997, 16(7):635-47.
- Kabir MA, Dutta D, Hironaka S. Process-based distributed modeling approach for analysis of sediment dynamics in a river basin[J]. *Hydrol Earth Syst Sc.* 2011, 15(4):1307-21.
- Konrad CP, Burges SJ. Hydrologic mitigation using on-site residential storm-water detention[J]. *J Water Res Pl-Asce.* 2001, 127(2):99-107.
- La Sorte FA, Hawkins BA. Range maps and species richness patterns: errors of commission and estimates of uncertainty. *Ecography.* 2007, 30(5):649-62.
- Lavorel S, Oneill RV, Gardner RH. Spatiotemporal Dispersal Strategies and Annual Plant-Species Coexistence in a Structured Landscape[J]. *Oikos.* 1994, 71(1):75-88.
- Lambin EF, Rounsevell MDA, Geist HJ. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity[J]? *Agr Ecosyst Environ.* 2000, 82(1-3):321-31.
- Lambin EF. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions[J]. *Prog Phys Geog.* 1997, 21(3):375-93.

- Leutloff D, Roesner KG. Impact Focusing in Water[J]. *Z Angew Math Mech.* 1990, 70(5):T421-T4.
- Legesse D, Vallet-Coulomb C, Gasse F. Hydrological response of a catchment to climate and land use changes in Tropical Africa: case study South Central Ethiopia[J]. *J Hydrol.* 2003, 275(1-2):67-85.
- Lesschen JP, Stoorvogel JJ, Smaling EMA, Heuvelink GBM, Veldkamp A. A spatially explicit methodology to quantify soil nutrient balances and their uncertainties at the national level[J]. *Nutr Cycl Agroecosys.* 2007, 78(2):111-31.
- Lee SW, Hwang SJ, Lee SB, Hwang HS, Sung HC. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics[J]. *Landscape Urban Plan.* 2009, 92(2):80-9.
- Li H, Franklin JF, Swanson FJ, Spies TA. Developing Alternative Forest Cutting Patterns - a Simulation Approach[J]. *Landscape Ecol.* 1993, 8(1):63-75.
- Li HB, Reynolds JF. A Simulation Experiment to Quantify Spatial Heterogeneity in Categorical Maps[J]. *Ecology.* 1994, 75(8):2446-55.
- Li XZ, He HS, Wang XG, Bu RC, Hu YM, Chang Y. Evaluating the effectiveness of neutral landscape models to represent a real landscape[J]. *Landscape Urban Plan.* 2004, 69(1):137-48.
- Li XZ, He HS, Bu RC, Wen QC, Chang Y, Hu YM, et al. The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns[J]. *Pattern Recogn.* 2005, 38(12):2626-38.
- Li HB, Gartner DI, Mou P, Trettin CC. A landscape model (LEEMATH) to evaluate effects of management impacts on timber and wildlife habitat[J]. *Comput Electron Agr.* 2000, 27(1-3):263-92.
- Li HB, Wu JG. Use and misuse of landscape indices[J]. *Landscape Ecol.* 2004, 19(4):389-99.
- Li KY, Coe MT, Ramankutty N, De Jong R. Modeling the hydrological impact of land-use change in West Africa[J]. *J Hydrol.* 2007, 337(3-4):258-68.
- Li XZ, He HS, Wang XG, Bu RC, Hu YM, Chang Y. Evaluating the effectiveness of neutral landscape models to represent a real landscape[J]. *Landscape Urban Plan.* 2004, 69(1):137-48.
- Lin YP, Hong NM, Wu PJ, Wu CF, Verburg PH. Impacts of land use change scenarios on hydrology and land use patterns in the Wu-Tu watershed in Northern Taiwan[J]. *Landscape Urban Plan.* 2007, 80(1-2):111-26.

- Lin YP, Verburg PH, Chang CR, Chen HY, Chen MH. Developing and comparing optimal and empirical land-use models for the development of an urbanized watershed forest in Taiwan[J]. *Landscape Urban Plan.* 2009, 92(3-4):242-54.
- Lin YP, Wu PJ, Hong NM. The effects of changing the resolution of land-use modeling on simulations of land-use patterns and hydrology for a watershed land-use planning assessment in Wu-Tu, Taiwan[J]. *Landscape Urban Plan.* 2008, 87(1):54-66.
- Linke J, McDermid GJ, Pape AD, McLane AJ, Laskin DN, Hall-Beyer M, et al. The influence of patch-delineation mismatches on multi-temporal landscape pattern analysis[J]. *Landscape Ecol.* 2009, 24(2):157-70.
- Liu Q, Wang ZJ, Peng H. LUCC and its impact on water environment in middle and lower reaches of Liaohe River[J]. *Igarss 2004: Ieee International Geoscience and Remote Sensing Symposium Proceedings, Vols 1-7.* 2004:3394-7.
- Liu M, Hu YM, Chang Y, He XY, Zhang W. Land Use and Land Cover Change Analysis and Prediction in the Upper Reaches of the Minjiang River, China[J]. *Environ Manage.* 2009, 43(5):899-907.
- Lloyd SD, Wong THF, Porter B. The planning and construction of an urban stormwater management scheme[J]. *Water Sci Technol.* 2002, 45(7):1-10.
- Luo GP, Yin CY, Chen X, Xu WQ, Lu L. Combining system dynamic model and CLUE-S model to improve land use scenario analyses at regional scale: A case study of Sangong watershed in Xinjiang, China[J]. *Ecol Complex.* 2010, 7(2):198-207.
- Loague KM, Freeze RA. A Comparison of Rainfall-Runoff Modeling Techniques on Small Upland Catchments[J]. *Water Resour Res.* 1985, 21(2):229-48.
- Loague K, Kyriakidis PC. Spatial and temporal variability in the R-5 infiltration data set: Deja vu and rainfall-runoff simulations[J]. *Water Resour Res.* 1997, 33(12):2883-95.
- Loague K. Changing Ideas in Hydrology - the Case of Physically Based Models - Comment[J]. *J Hydrol.* 1990, 120(1-4):405-7.
- Lorup JK, Refsgaard JC, Mazvimavi D. Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: Case studies from Zimbabwe[J]. *J Hydrol.* 1998, 205(3-4):147-63.
- Luck M, Wu JG. A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA[J]. *Landscape Ecol.* 2002, 17(4):327-39.

- Mccuen RH. Urban Storm Water Detention - Regional Approach[J]. *Eos T Am Geophys Un.* 1974, 55(4):249-50.
- McColl C, Aggett G. Land-use forecasting and hydrologic model integration for improved land-use decision support[J]. *J Environ Manage.* 2007, 84(4):494-512.
- McGarigal, K, Marks BJ. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure[R]. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Mendoza M, Bocco G, Bravo M. Spatial prediction in hydrology: status and implications in the estimation of hydrological processes for applied research[J]. *Prog Phys Geog.* 2002, 26(3):319-38.
- Morvan H, Pender G, Ervine A. Three-dimensional simulation of river flood flows[J]. *Int Ser Prog Wat Res.* 2001, 5:43-52.
- Moiwo JP, Lu WX, Zhao YS, Yang YH, Yang YM. Impact of land use on distributed hydrological processes in the semi-arid wetland ecosystem of Western Jilin[J]. *Hydrol Process.* 2010, 24(4):492-503.
- Moloney KA, Levin SA. The effects of disturbance architecture on landscape-level population dynamics. *Ecology*[J]. 1996, 77(2):375-94.
- Millington J, Romero-Calcerrada R, Wainwright J, Perry G. An Agent-Based Model of Mediterranean Agricultural Land-Use/Cover Change for Examining Wildfire Risk[J]. *Jasss.* 2008, 11(4).
- Myers GA. Naming and placing the other: Power and the urban landscape in Zanzibar[J]. *Tijdschr Econ Soc Ge.* 1996, 87(3):237-46.
- Nicklow JW, Ozkurt O, Bringer JA. Control of channel bed morphology in large-scale river networks using a genetic algorithm[J]. *Water Resour Manag.* 2003, 17(2):113-32.
- Ogden FL, Asce AM, Saghaffian B. Hydrologic modeling within GRASS-r.hydro.CASC2D[J]. *Water Resources Engineering, Vols 1 and 2.* 1995:892-6.
- Ogden FL, Sharif HO, Senarath SUS, Smith JA, Baeck ML, Richardson JR. Hydrologic analysis of the Fort Collins, Colorado, flash flood of 1997[J]. *J Hydrol.* 2000, 228(1-2):82-100.
- Ogden FL, Pradhan NR, Downer CW, Zahner JA. Relative importance of impervious area, drainage density, width function, and subsurface storm drainage on flood runoff from an urbanized catchment[J]. *Water Resour Res.* 2011, 47.

- Ogden FL, Saghafian B. Green and Ampt infiltration with redistribution[J]. *J Irrig Drain E-Asce*. 1997, 123(5):386-93.
- Olang LO, Furst J. Effects of land cover change on flood peak discharges and runoff volumes: model estimates for the Nyando River Basin, Kenya[J]. *Hydrol Process*. 2011, 25(1):80-9.
- O'neill RV, Gardner RH, Turner MG. A Hierarchical Neutral Model for Landscape Analysis[J]. *Landscape Ecol*. 1992, 7(1):55-61.
- Opdam P, Verboom J, Pouwels R. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity[J]. *Landscape Ecol*. 2003, 18(2):113-26.
- Ott B, Uhlenbrook S. Quantifying the impact of land-use changes at the event and seasonal time scale using a process-oriented catchment model[J]. *Hydrol Earth Syst Sc*. 2004, 8(1):62-78.
- Overmars KP, Verburg PH, Veldkamp TA. Comparison of a deductive and an inductive approach to specify land suitability in a spatially explicit land use model[J]. *Land Use Policy*. 2007, 24(3):584-99.
- Palmer MW. The Coexistence of Species in Fractal Landscapes[J]. *Am Nat*. 1992, 139(2):375-97.
- Paudel M, Nelson EJ, Downer CW, Hotchkiss R. Comparing the capability of distributed and lumped hydrologic models for analyzing the effects of land use change[J]. *J Hydroinform*. 2011, 13(3):461-73.
- Parker DC, Manson SM, Janssen MA, Hoffmann MJ, Deadman P. Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: A review[J]. *Ann Assoc Am Geogr*. 2003, 93(2):314-37.
- Peng J, Wang YL, Zhang Y, Wu JS, Li WF, Li Y. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns[J]. *Ecol Indic*. 2010, 10(2):217-23.
- Peters NE. Effects of urbanization on stream water quality in the city of Atlanta, Georgia, USA[J]. *Hydrol Process*. 2009, 23(20):2860-78.
- Pickett STA, Cadenasso ML. Landscape Ecology - Spatial Heterogeneity in Ecological-Systems[J]. *Science*. 1995, 269(5222):331-4.
- Poor CJ, McDonnell JJ. The effects of land use on stream nitrate dynamics[J]. *J Hydrol*. 2007, 332(1-2):54-68.
- Priess JA, de Koning GHJ, Veldkamp A. Assessment of interactions between land use change and carbon and nutrient fluxes in Ecuador. *Agr Ecosyst Environ*[J]. 2001, 85(1-3):269-79.

- Ragab R, Bromley J. IHMS-Integrated Hydrological Modelling System. Part 1. Hydrological processes and general structure[J]. *Hydrol Process*. 2010, 24(19):2663-80.
- Rawls WJ, Brakensiek DL. Estimating Soil-Water Retention from Soil Properties[J]. *J Irr Drain Div-Asce*. 1982, 108(2):166-71.
- Rameshwaran P, Willetts BB. Conveyance prediction for meandering two-stage channel flows[J]. *P I Civil Eng-Water*. 1999, 136(3):153-66.
- Riva-Murray K, Riemann R, Murdoch P, Fischer JM, Brightbill R. Landscape characteristics affecting streams in urbanizing regions of the Delaware River Basin (New Jersey, New York, and Pennsylvania, U.S.) [J]. *Landscape Ecol*. 2010, 25(10):1489-503.
- Roy AH, Freeman BJ, Freeman MC. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams[J]. *Landscape Ecol*. 2007, 22(3):385-402.
- Roy AH, Wenger SJ, Fletcher TD, Walsh CJ, Ladson AR, Shuster WD, et al. Impediments and solutions to sustainable, watershed-scale urban stormwater management: Lessons from Australia and the United States[J]. *Environ Manage*. 2008, 42(2):344-59.
- Rodriguez W, August PV, Wang YQ, Paul JF, Gold A, Rubinstein N. Empirical relationships between land use/cover and estuarine condition in the Northeastern United States[J]. *Landscape Ecol*. 2007, 22(3):403-17.
- Ryu SR, Chen J, Zheng D, Lacroix JJ. Relating surface fire spread to landscape structure: An application of FARSITE in a managed forest landscape[J]. *Landscape Urban Plan*. 2007, 83(4):275-83.
- Sample DJ, Heaney JP. Integrated management of irrigation and urban storm-water infiltration[J]. *J Water Res Pl-Asce*. 2006, 132(5):362-73.
- Saura S, Martinez-Millan J. Landscape patterns simulation with a modified random clusters method[J]. *Landscape Ecol*. 2000, 15(7):661-78.
- Schroder B. Pattern, process, and function in landscape ecology and catchment hydrology - how can quantitative landscape ecology support predictions in ungauged basins[J]? *Hydrol Earth Syst Sc*. 2006, 10(6):967-79.
- Schulze R. Transcending scales of space and time in impact studies of climate and climate change on agrohydrological responses[J]. *Agr Ecosyst Environ*. 2000, 82(1-3):185-212.
- SegarraGarcia R, ElBashaRivera M. Optimal estimation of storage-release alternatives for storm-water detention systems[J]. *J Water Res Pl-Asce*. 1996, 122(6):428-36.

- Seppelt R, Schroder B. Pattern and processes of dynamic mosaic landscapes[J]. *Ecol Model.* 2006, 199(4):377-8.
- Senarath SUS, Ogden FL, Downer CW, Sharif HO. On the calibration and verification of two-dimensional, distributed, Hortonian, continuous watershed models[J]. *Water Resour Res.* 2000, 36(6):1495-510.
- Seto KC, Fragkias M. Quantifying spatiotemporal patterns of urban land-use change in four cities of China with time series landscape metrics[J]. *Landscape Ecol.* 2005, 20(7):871-88.
- Sharif HO, Hassan AA, Bin-Shafique S, Xie HJ, Zeitler J. Hydrologic Modeling of an Extreme Flood in the Guadalupe River in Texas[J]. *J Am Water Resour As.* 2010, 46(5):881-91.
- Sharif HO, Sparks L, Hassan AA, Zeitler J, Xie HJ. Application of a Distributed Hydrologic Model to the November 17, 2004, Flood of Bull Creek Watershed, Austin, Texas[J]. *J Hydrol Eng.* 2010, 15(8):651-7.
- Shao GF, Wu JG. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data[J]. *Landscape Ecol.* 2008, 23(5):505-11.
- Shi CX. Tendency of channel adjustment and flood hazards in the lower Yellow River[J]. *River Sedimentation: Theory and Applications.* 1999:849-54.
- Singh RB. Geographical Information System for environmental monitoring and management[J]. *Environmental Management in Hydro Electric Projects, Proceedings.* 2000:119-25.
- Singh G, Kandasamy J. Evaluating performance and effectiveness of water sensitive urban design[J]. *Desalin Water Treat.* 2009, 11(1-3):144-50.
- Smaling EMA, Fresco LO. A Decision-Support Model for Monitoring Nutrient Balances under Agricultural Land-Use (Nutmon) [J]. *Geoderma.* 1993, 60(1-4):235-56.
- Smith MB, Vidmar A. Data Set Derivation for Gis-Based Urban Hydrological Modeling[J]. *Photogramm Eng Rem S.* 1994, 60(1):67-76.
- Sun G, McNulty SG, Myers JAM, Cohen EC. Impacts of Multiple Stresses on Water Demand and Supply Across the Southeastern United States[J]. *J Am Water Resour As.* 2008, 44(6):1441-57.
- Syphard AD, Clarke KC, Franklin J. Using a cellular automaton model to forecast the effects of urban growth on habitat pattern in southern California[J]. *Ecol Complex.* 2005, 2(2):185-203.
- Tang J, Wang L, Zhang S. Investigating landscape pattern and its dynamics in Daqing, China[J]. *Int J Remote Sens.* 2005, 26(11):2259-80.

- Tischendorf L. Can landscape indices predict ecological processes consistently[J]? *Landscape Ecol.* 2001, 16(3):235-54.
- Turner MG, O'Neill RV, Gardner RH, Milne BT. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern[J]. *Landscape Ecol.* 1989, 3(3-4):153-62..
- Turner MG, Gardner RH, Oneill RV. Potential Responses of Landscape Boundaries to Global Environmental-Change[J]. *Ecotones.* 1991:52-75.
- Turner MG, Wu YG, Romme WH, Wallace LL. A Landscape Simulation-Model of Winter Foraging by Large Ungulates[J]. *Ecol Model.* 1993, 69(3-4):163-84.
- Turner MG, Romme WH. Landscape Dynamics in Crown Fire Ecosystems[J]. *Landscape Ecol.* 1994, 9(1):59-77.
- Turner MG, Arthaud GJ, Engstrom RT, Hejl SJ, Liu JG, Loeb S, et al. Usefulness of Spatially Explicit Population-Models in Land Management[J]. *Ecol Appl.* 1995, 5(1):12-6.
- Vick RA, Tufts M. Low-Impact Land Development: The Practice of Preserving Natural Processes[J]. *J Green Build.* 2006, 1(4):28-38.
- Uriarte M, Yackulic CB, Lim Y, Arce-Nazario JA. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis[J]. *Landscape Ecol.* 2011, 26(8):1151-64.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs. 2012. World urbanization prospects: The 2011 revision: Highlights[R]. New York: United Nations. <http://esa.un.org/unup/>
- United Nations Population Fund. 2003. Global Population and Water. New York: United Nations Population Fund[R]. http://www.unwater.org/downloads/190_filename_globalwater_eng.pdf
- Unucka J, Adamec M. Modeling of the land cover impact on the rainfall-runoff relations in the Olse catchment[J]. *J Hydrol Hydromech.* 2008, 56(4):257-71.
- Uuemaa E, Roosaaere J, Mander U. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments[J]. *Ecol Indic.* 2005, 5(4):350-69.
- Verburg PH, Soepboer W, Veldkamp A, Limpitad R, Espaldon V, Mastura SSA. Modeling the spatial dynamics of regional land use: The CLUE-S model[J]. *Environ Manage.* 2002, 30(3):391-405.
- Verburg PH, Veldkamp A, Rounsevell MDA. Scenario-based studies of future land use in Europe[J]. *Agr Ecosyst Environ.* 2006, 114(1):1-6.
- Verburg PH, Eickhout B, van Meijl H. A multi-scale, multi-model approach for analyzing the future dynamics of European land use[J]. *Ann Regional Sci.* 2008, 42(1):57-77.

- Verbunt A, Zwaafink MG, Gurtz J. The hydrologic impact of land cover changes and hydropower stations in the Alpine Rhine basin[J]. *Ecol Model*. 2005, 187(1):71-84.
- Viney NR, Sivapalan M. Modelling catchment processes in the Swan-Avon river basin[J]. *Hydrol Process*. 2001, 15(13):2671-85.
- Wassenaar T, Gerber P, Verburg PH, Rosales M, Ibrahim M, Steinfeld H. Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest[J]. *Global Environ Chang*. 2007, 17(1):86-104.
- Wear DN, Turner MG, Naiman RJ. Land cover along an urban-rural gradient: Implications for water quality[J]. *Ecol Appl*. 1998, 8(3):619-30.
- Weng YC. Spatiotemporal changes of landscape pattern in response to urbanization[J]. *Landscape Urban Plan*. 2007, 81(4):341-53.
- Wiatkowski M. Changes of Selected Indicators on Water Quality in the Prosna River Flowing by the Psurow Reservoir[J]. *Proceedings Ecopole*. 2010, 4(2):495-500.
- Wiens JA, Stenseth NC, Vanhorne B, Ims RA. Ecological Mechanisms and Landscape Ecology[J]. *Oikos*. 1993, 66(3):369-80.
- With KA, Crist TO. Critical Thresholds in Species Responses to Landscape Structure[J]. *Ecology*. 1995, 76(8):2446-59.
- With KA. The application of neutral landscape models in conservation biology[J]. *Conserv Biol*. 1997, 11(5):1069-80.
- With KA, Gardner RH, Turner MG. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments[J]. *Oikos*. 1997, 78(1):151-69.
- With KA, King AW. The use and misuse of neutral landscape models in ecology[J]. *Oikos*. 1997, 79(2):219-29.
- Wiens JA, Schooley RL, Weeks RD. Patchy landscapes and animal movements: Do beetles percolate[J]. *Oikos*. 1997, 78(2):257-64.
- Wu F. An empirical model of intrametropolitan land-use changes in a Chinese city[J]. *Environ Plann B*. 1998, 25(2):245-63.
- Wu JG, Loucks OL. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology[J]. *Q Rev Biol*. 1995, 70(4):439-66.
- Wu JG, Hobbs R. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis[J]. *Landscape Ecol*. 2002, 17(4):355-65.

- Wu JG, Shen WJ, Sun WZ, Tueller PT. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics[J]. *Landscape Ecol.* 2002, 17(8):761-82.
- Wu JG. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations[J]. *Landscape Ecol.* 2004, 19(2):125-38.
- Wu WC. Land use and cover changes in the critical areas in Northwestern China[J]. *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology V.* 2004, 5232:245-56.
- Yang M, Zhang HX, Li YF, Zhang SF, Wang DC, Liu YL. Hydraulic and Hydrodynamic Research on Excavated Channel on the Yellow River Downstream[J]. *Proceedings of the 1st International Yellow River Forum on River Basin Management, Vol V.* 2004:267-71.
- Yeo IY, Gordon SI, Guldmann JM. Optimizing Patterns of Land Use to Reduce Peak Runoff Flow and Nonpoint Source Pollution with an Integrated Hydrological and Land-Use Model[J]. *Earth Interact.* 2004, 8.
- Yeo IY, Guldmann JM. Land-use optimization for controlling peak flow discharge and nonpoint source water pollution[J]. *Environ Plann B.* 2006, 33(6):903-21.
- Yeo IY, Guldmann JM, Gordon SI. A hierarchical optimization approach to watershed land use planning[J]. *Water Resour Res.* 2007, 43(11).
- Yilmaz KK, Gupta HV, Wagener T. A process-based diagnostic approach to model evaluation: Application to the NWS distributed hydrologic model[J]. *Water Resour Res.* 2008, 44(9).
- Yuan Y, Bingner RL, Theurer FD, Kolian S. Water quality simulation of rice/crawfish field ponds within annualized AGNPS[J]. *Appl Eng Agric.* 2007, 23(5):585-95.
- Zhang LQ, Wu JP, Zhen Y, Shu H. A GIS-based gradient analysis of urban landscape pattern of Shanghai metropolitan area, China[J]. *Landscape Urban Plan.* 2004, 69(1):1-16.
- Zhang LQ, Wang HZ. Planning an ecological network of Xiamen Island (China) using landscape metrics and network analysis[J]. *Landscape Urban Plan.* 2006, 78(4):449-56.
- Zhao M, Liu X, Zheng BF, Zhao JZ. Landscape pattern analysis and management research in the Lugu Lake area[J]. *Int J Sust Dev World.* 2008, 15(1):36-41.
- Zhen J, Shoemaker L, Riverson J, Alvi K, Cheng MS. BMP analysis system for watershed-based stormwater management[J]. *J Environ Sci Heal A.* 2006, 41(7):1391-403.
- 北京市水文总站. 2012. 北京市水资源公报 [R]. 北京: 北京市水务局. <http://www.bjwater.gov.cn/tabid/207/Default.aspx>

- 北京经济发展计划委员会, 北京市规划委员会. 2001. 北京市“十五”时期城市化发展规划[R]. 北京. <http://zhengwu.beijing.gov.cn/ghxx/swjh/t888295.htm>
- 北京市国土资源局. 2008. 北京市土地利用总体规划(2006-2020年)文本说明[R]. 北京. <http://www.bjgtj.gov.cn/tabid/3195/InfoID/60349/Default.aspx>
- 北京市环境保护局. 1995. 北京市环境质量公报[R]. 北京. <http://www.bjepb.gov.cn/portal0/tab181/>
- 北京市环境保护局. 2000. 北京市环境质量公报[R]. 北京. <http://www.bjepb.gov.cn/portal0/tab181/>
- 中国地下水信息中心[Z]. 2002. 北京. <http://gw.cigem.gov.cn/>
- 北京市水利局. 北京水旱灾害[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 1999.
- 北京市潮白河管理处. 潮白河水旱灾害[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2004
- 北京市北运河管理处. 北运河水旱灾害[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2003
- 陈仁升, 康尔泗, 杨建平, 等. 内陆河流域分布式日出山径流模型[J]. 地球科学进展, 2003, 18(2): 198~205.
- 陈昌笃. 论地生态学[J]. 生态学报. 1986, 6(4): 289-294
- 丁飞, 潘剑君. 分布式水文模型 SWAT 的发展与研究动态[J]. 水土保持研究. 2007. 14(1): 33-37.
- 韩文权, 常禹, 胡远满, 等. 景观格局优化研究进展[J]. 生态学杂志, 2005, 24(12): 1487-1492.
- 何春阳, 史培军, 陈晋等. 北京地区土地利用/覆盖变化研究[J]. 地理研究, 2001, 20(6): 679-688.
- 霍亚贞, 杨作民, 孟德政. 北京自然地理[M]. 北京: 北京师范学院出版社, 1989.
- 蓝永超, 康尔泗, 徐忠民. 龙羊峡水库年入库径流的 Markov 预测模型[J]. 中国沙漠, 2000, (1): 95-97.
- 沈清基. 城市生态规划若干重要议题思考[J]. 城市规划学刊, 2009, 2: 23-30.
- 王绪高, 李秀珍, 贺红士, 胡远满. 中中性景观模型与真实景观的一致性[J]. 应用生态学报, 2004, 15(6): 973-978.

- 王秀兰,包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨[J]. 地理科学进展, 1999, 18(1):81~86.
- 吴险峰, 刘昌明. 流域水文模型研究若干进展[J]. 地理科学进展, 2002, 21 (4):341-348.
- 邬建国. 景观生态学—格局、过程、尺度与等级[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- 邬建国. 景观生态学中的十大研究论题[J]. 生态学报, 2004, 24(9): 2074-2076.
- 熊利亚, 常斌, 周相广. 基于地理元胞自动机的土地利用变化研究[J]. 资源科学, 2005, 27(4): 38-43
- 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级. 2版[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007.
- 俞孔坚,李迪华. 论景观生态规划——纪念麦克哈格逝世两周年. 见:俞孔坚,李迪华主编. 景观设计:专业、学科与教育[M]. 北京:建工出版社,2003. 70~92.
- 俞孔坚. 景观:文化、生态与感知[M]. 北京:北京科学技术出版社,1998
- 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局[J]. 生态学报, 1999, 19(1): 8-15.
- 张华, 张勃. 国际土地利用/覆盖变化模型研究综述[J]. 自然资源学报, 2005, 20(3): 422-431.
- 张建军,纳磊,张波. HEC-HMS 分布式水文模型在黄土高原小流域的可应用性[J]. 北京林业大学学报. 2009, (3) :52-57
- 张时煌, 彭公炳, 黄玫. 基于地理信息系统技术的土壤质地分类特征提取与数据融合[J]. 气候与环境研究, 2004, 9(1): 65-79.

作者简介

姓名：章戈 性别：男 出生日期：1984.11.01

毕业学校：浙江大学 专业：生态学

通讯地址：浙江大学紫金港校区生命科学学院 241 室 邮编：310058

联系电话：13805731894 Email:gezhang13@gmail.com

教育背景

- 2006.9~至今 博士 浙江大学生命科学学院生态学专业生态规划方向
- 2002.9~2006.7 学士 西南大学农学及生命科学学院生命科学专业

研究情况

景观规划设计项目研究：

- 河北唐山市曹妃甸生态城战略研究项目主持人
- 新疆吐鲁番科技园开发项目策划阶段主持人
- 广东观音山国家森林公园旅游房产开发项目项目主持人
- 浙江杭州西湖畔一湿地公园旅游房产开发项目项目主持人
- 京杭大运河杭州段旅游开发项目总体规划主要参与者，生态组主持人
- 浙江省安吉县中南百草园（国家4A级旅游景区）二期规划案的编制
- 山西蟒河国家级自然保护区度假村策划项目策划阶段主要参与者，生态组主持人
- 安徽碧云湖国际旅游度假区开发项目承担策划案编制、总体规划案编制、景观大道设计和人工湿地系统设计任务
- 安徽省南屏山森林公园开发项目控制性详细规划与修建性详细规划主要参与者，生态组主持人
- 山东青岛海都农业园开发项目策划阶段主持人，修建性详细规划阶段主要参与者
- 浙江金华万象农业科教休闲基地开发项目中承担修建性详细规划编制和单体景观设计任务
- 浙江杭州富春明园生态养生度假区开发项目承担策划案编制任务
- 江苏苏州藏书羊文化产业园项目策划阶段主要参与者，生态组主持人
- 浙江温岭东浦农业园开发项目策划阶段主要参与者，总体规划主要参与者
- 浙江余杭生态园开发项目生态组主持人
- 福建白沙生态休闲园策划阶段主持人，概念性规划主要参与者
- 浙江湖州南浔丁家桥都市农业观光园策划阶段主持人，总体规划主要参与者
- 江苏连云港赣榆农业园项目总体规划主要参与者
- 温州瑞安生态农业园概念行规划主要参与者

会议和讲座主要参与情况

- 第八届全国生物多样性保护与持续利用研讨会

- 第四届长三角科技论坛——京杭运河品质保护专题研究
- 生态花园与植物设计讲座
- 净化发展机制和水资源化讲座
- 日本的节能水处理讲座
- 建设农业生态环境论坛
- 农业生态旅游可持续发展研讨会

国家自然科学基金支持项目的研究

- 基于DNDC模型的农田养分流失机理及其定量分析研究（在此课题中担任田间取样和室内分析工作）
- 南方丘陵山区坡地植物篱控制水土流失的效应及其机理研究（在此课题中承担部分田间作业和数据处理工作）

论文发表情况

- 章戈, 严力蛟. 森林风景区景观生态规划研究及其展望. 林业科学, 2009, 45(1): 144~151
- 章戈, 严力蛟. 试论森林风景区景观生态规划的拓展与流变, 科技通报, 2009, 25(4): 492~502
- 朱晓光, 房元勇, 严力蛟, 章戈, 黄璐. 高捕捞强度环境下海洋鱼类生态对策的演变. 科技通报, 2009, 25(1): 51~55
- 章戈, 严力蛟. 人工湿地的生态美学. 中国体卫艺教育论坛, 2008, (1): 28~29
- 章戈, 严力蛟, 张秀成. 景观道路的“四维生命空间”设计——以云南沾益九龙生态旅游区景观大道为例. 现代城市, 2008, 3(1): 7~12
- 章戈, 严力蛟. 人工湿地系统的构建. 蓝天园林, 2008, (2): 19~23
- 严力蛟, 何奇江, 赵路, 章戈. 杭州市蔬菜中农药的残留现状、问题与对策建议. 生态系统健康与生态产业建设(朱圣潮等主编). 北京: 气象出版社, 2007. 284~287
- 严力蛟, 章戈. 生态规划学, 2013. (待出版书)
- Ge Zhang, Subhro Guhathakurta, Gang Dai, Lingying Wu, Lijiao Yan. Control of Land-Use Patterns for Stormwater Management at Multiple Spatial Scales." Environmental management 51.3 (2013): 555-570.
- Subhro Guhathakurta, Ge Zhang. Walk route: A new methodology to find the optimal route for walkers in city of Atlanta. 13th edition of the International Conference on Computers in Urban Planning and Urban Management (录用)
- Ge Zhang, Gang Dai, Lingying Wu, Lijiao Yan. Landscape ecological approach to the ecological significance of cultural heritage sites. Life Science Journal. (录用)
- Ge Zhang, Subhro Guhathakurta, Amy Moore, Susana Lee, Lijiao Yan. Grid-Based Land-use Composition and Configuration Optimization for Watershed Stormwater Management. Water resources management (外审)

社会活动情况

- 2007年2月，策划并组织浙江大学生命科学学院研究生体育文化月活动，充分调动了广大硕士生和博士生的积极性。
- 2007年4月~5月，策划并组织浙江大学第八届研究生体育文化节之电子竞技赛，最高参与人数达900人，永谦小剧场座无虚席。
- 2007年3月，策划并组织浙江大学第四届博士生创新论坛《农业*环境*健康*生命》分论坛“现代农业”主题活动。
- 参与组织浙江大学第八届“登攀节”之系列讲座，深入了解企业校园市场推广的策略和需求；培养了与人沟通协作能力、团队领导能力以及分析问题和决策能力。

获奖情况

- 2002~2007年多次获得学习奖学金和专业奖学金，西南大学优秀毕业生
- 2004年代表西南大学篮球校队获全国大学生篮球联赛（CUBA）重庆赛区第三名
- 2005年被评为重庆市体育先进个人
- 2006年代表浙江大学篮球校队获全国大学生篮球联赛（CUBA）浙江赛区第二名
- 2006年代表浙江大学篮球校队获浙江省大学生运动会获篮球组第三名

英语、计算机及其他特长：

- 通过国家四六级考试。
- 掌握 autoCAD、Photoshop、3DMAX、ArcGIS 等软件的运用。
- 浙江省手风琴等级考试七级