

分类号 P289

学校代码 10147

UDC

密 级 公开

硕 士 学 位 论 文

基于 RS 和 GIS 的植被覆盖度估算及动态变化分析—以三北防护林工程区和海河流域为例

Estimation and Dynamic Variations for Vegetation
Fractional Cover in the Three-North region of China
and the Hai River Basin Based on RS and GIS

作者姓名 吴云

指导教师 武文波 教授

申请学位 工学硕士

学科专业 地图制图学与地理信息工程

研究方向 数字制图与地理空间信息表达

辽宁工程技术大学

致 谢

值此论文完成之际，首先向我的导师武文波教授致以最诚挚的敬意，衷心地感谢您两年多来对我的悉心指导；您的平易近人、博学多才、高尚的品行使我终身受益，您严谨而富有创造性的思维方式、独特而富有成效的科研方法、不知疲倦的工作作风将成为我取之不尽、用之不竭的精神财富；感谢您谆谆的教导，使我各方面都有了很大地提高。谢谢您，武老师！

特别感谢中科院遥感应用研究所的曾源博士，是您为我提供了宽松的学习和工作环境。您创新的思维方式、渊博的知识、平易近人的品行和高效的工作作风，为我树立了榜样。在平时的学习和工作中，您总是对我严格要求，使我能快速成长，您的鼓励，使我更有信心的面对未来的路；在论文的撰写过程中，您在百忙之中抽出时间给予我指导，帮我耐心修改；一声“谢谢”希望能表达我对您的感激之情。

感谢中科院遥感应用研究所的导师吴炳方研究员，是您给我机会让我进入了学习遥感和地理信息系统知识的大门，使我开拓了专业领域。吴老师那渊博的学识、勇于探索的精神、乐观积极的工作态度、不知疲倦的工作作风、严格的管理方式都深深地印记在我脑海里。在此对您表示深深的谢意！

感谢中科院遥感所的张喜旺博士、李小松博士、卢善龙博士、李发鹏硕士、袁超硕士和娄雪婷硕士，无论是在一起工作还是在我论文的写作过程都给予了很大的帮助和鼓励，感谢张磊副研究员、李强子副研究员、蒙继华博士、王浩博士、周月敏博士、闫娜娜博士、赵炎博士、魏彦昌博士和钮立明等同事对我学习和工作上的帮助，同时也感谢农业与生态遥感研究室的其他老师和成员，感谢您们一年多来给予我的教诲、支持和帮助，让我顺利完成各项工作任务 and 硕士期间的学习。

感谢师兄王崇昌老师、张凯旋老师、张正鹏硕士、感谢师姐卜丽静博士、姚静硕士以及同级的姬翠翠硕士、李巍岳硕士，感谢实验室其他师兄师弟师妹们对我的真诚友谊和学业上的启迪，是他们给予了我许多精神上的鼓励和生活上的帮助。宿舍各位姐妹的欢声笑语，见证了我们的友谊，感谢你们在我两年半的硕士生活中留下了那么多美好的回忆，感谢你们两年多来对我的帮助与支持。

感谢我的父母和家人多年来给予我的悉心关怀与殷切希望。感谢我的新婚爱人朱迪坤和公婆对我学习上的支持和生活上的照顾。他们默默的、衷心的支持，使我顺利完成了学业。浓浓的亲情是我一辈子最大的财富。

最后，籍此机会，对所有支持、关心和帮助过我的人们致以最诚挚的谢意！

摘 要

植被覆盖度是反映地表植被覆盖状况和监测生态环境的重要指标，是研究区域或全球尺度水文、气象、生态、水保等领域的基础数据。准确监测三北防护林工程区和海河流域植被覆盖度是对其生态环境效应综合评估的基础。

本文通过设置典型研究区，利用 Landsat-TM 和环境星数据，基于改进的像元二分模型，估算了其植被覆盖度。模型检验结果显示：植被覆盖度观测值与估算值之间的相关系数为 0.96，判定系数为 0.92，表明改进的像元二分模型监测区域植被覆盖度是可行的。本研究将像元二分法改进模型推广至三北防护林工程区和海河流域。

利用差值法分析了三北防护林工程区植被覆盖度的时空变化特征，结果表明：2001-2007 年，三北防护林工程区平均覆盖度增加了 2.07%，其中吉林、山西、陕西和宁夏四省变化幅度最为显著，增幅分别达到 27.37%、14.12%、9.29%和 9.22%。该区植被覆盖度增加的主要自然原因是降雨量的增加，主要人为原因是人类意识的提高以及国家出台的封山育林、退耕还林、还草等一系列生态保护政策，特别是三北防护林建设工程的贯彻实施。

利用斜率法分析了海河流域年最大植被覆盖度的时空变化特征，结果表明：海河流域 2000-2007 年，平原农业区植被覆盖度整体较高，fc 介于 0.6-0.8 之间；永定河上游区域植被覆盖度较低，fc 小于 0.3；近 8 年来，海河流域植被覆盖度整体呈增加趋势，只有东南部的部分农田及城市扩展区，植被覆盖度有所减少。

对海河流域植被覆盖度与降水量之间的响应关系进行了初步探讨，结果表明：植被覆盖度与当年 3-8 月的降水总量相关性最高，相关系数为 0.687，绝大多数年份，两者的增减具有一致性。

关键词：植被覆盖度；像元二分模型；动态变化；三北防护林；海河流域

Abstract

Vegetation fractional cover(FC) is an important indicator of vegetation and ecological environment, and is also the basic data of hydrology, meteorology and water-soil protecting in region or global study. Three-North region of China and the Haihe River Basin FC estimated correctly by remote sensing is the basis for integrated assessment of environmental effects of the Three-North Shelter Forest Programme(TNSFP) and the Haihe River Basin.

Based on Landsat-TM and HJ-1 data, using the improved model of dimidiate pixel method, the FC of the typical study area is estimated. By on the spot review of the typical study area, the result of estimation of FC is proved to be valid with a correlation coefficient of the real value and the estimated value of 0.96 and R^2 of 0.92. The result shows that it is feasible to use this improved model for estimating the regional FC. Then we spreaded this improved model to etimate the FC of the Three-North region of China and the Hai River Basin based on MODIS-NDVI products.

This paper analyzed the spatiotemporal changes of the FC in the Three-North region of China using the difference method. The result shows that the FC in this region had an obvious change in 2001-2007. The mean FC increased by 2.07% for the whole region, and the increment in Jilin, Shanxi, Shaanxi, and Ningxia provinces reached to 27.37%, 14.12%, 9.29%, and 9.22%, respectively. The increase of FC was mainly caused by the increasing precipitation and the enhancement of peoples' environmental awareness, as well as the implementation of closing hillsides to facilitate afforestation, returning farmland to forest/grassland, and especially, the Three-North Shelter Forest System Program.

This paper analyzed the spatiotemporal changes of the FC in the Hai River Basin using the slope method for the period of 2000 to 2007. The results show that the FC of the study area is high in cropland of the plain, the value changes from 0.6 to 0.8. While it is lower in the upper basin of Yongding River, FC is less than 0.3. In recent eight years, the FC of Hai River Basin shown a trend of increase, only decreased in some cropland regions located in the Eastsouth of the study area and the urban expand area.

For better understanding the effects of precipitation on FC in the Hai River Basin, we also investigate the relationship between FC and precipitation. Their correlation

coefficient has been calculated in different temporal duration and the results show that the annual maximum of FC is significantly related to the accumulated precipitation from Mar. to Aug. in the same year with a correlation coefficient of 0.687. The change of FC is consistent with that of precipitation for the years we analyzed.

Key Words: vegetation fractional cover; dimidiate pixel method; dynamic variations; Three-North Shelter Forest Programme; Hai River Basin

目 录

致 谢	
摘 要	I
Abstract	II
1 绪论	1
1.1 研究背景与意义	1
1.1.1 研究背景	1
1.1.2 研究植被覆盖度的意义	2
1.2 国内外研究现状与趋势	3
1.2.1 植被覆盖度监测方法进展	3
1.2.2 基于时序遥感数据集的植被动态变化监测方法进展	10
1.2.3 时间序列数据分析方法综述	12
1.3 研究内容与技术路线	16
1.3.1 研究内容	16
1.3.2 技术路线	16
2 植被覆盖度遥感监测模型构建	18
2.1 像元二分模型	18
2.2 遥感信息的选取	19
2.3 利用 NDVI 估算植被覆盖度	21
2.4 NDVI _{soil} 与 NDVI _{veg} 的取值	23
2.4.1 方案一	24
2.4.2 方案二	26
3 研究区概况和数据准备	27
3.1 研究区概况	27
3.1.1 三北防护林工程区概况	27
3.1.2 海河流域研究区概况	28
3.2 数据准备与处理	30
3.2.1 野外观测数据	30

3.2.2	遥感数据与处理	33
3.2.3	辅助数据	37
4	植被覆盖度计算	40
4.1	典型研究区植被覆盖度计算	40
4.1.1	切割影像并删除云覆盖区域	40
4.1.2	计算 NDVI	41
4.1.3	提取各土地覆盖、土壤类型的 NDVI	41
4.1.4	制作 NDVI soil 和 NDVIveg 参数图	42
4.1.5	计算植被覆盖度	45
4.1.6	结合环境影像的植被覆盖估算结果	46
4.1.7	结果验证	46
4.2	三北防护林工程区和海河流域植被覆盖度计算	47
5	三北防护林工程区植被覆盖度动态变化分析	49
5.1	植被覆盖度总体特征	49
5.2	植被覆盖度空间分析	51
5.3	小结	55
6	海河流域植被覆盖度动态变化分析	56
6.1	植被覆盖度动态变化分析方法——斜率法	56
6.2	平均年最大植被覆盖度的时空分布特征	56
6.2.1	空间分布特征	56
6.2.2	时间序列变化趋势	57
6.3	植被覆盖度与降水量的年际变化分析	59
6.4	小结	61
结 论		62
参 考 文 献		64
附录 A	典型研究区土地覆盖分类系统	70
作 者 简 历		71
学位论文数据集		72

1 绪论

1.1 研究背景与意义

1.1.1 研究背景

三北防护林工程是世界上最大的人工造林工程，是我国以国家运作方式实施的第一个重大林业生态工程，其目的是为了改善北方地区恶劣的生态环境，促进区域经济发展和维护边陲地区社会稳定。建设好、经营好三北防护林工程，发挥工程的最大综合效益，促进三北地区的可持续发展，意义十分重大。

三北防护林工程自 1978 年启动以来，各种复杂关系所引起的防护林生态防护效应不能正常发挥的现象一直存在。针对三北地区依然严重的风沙危害与水土流失问题，需要明确其防护效应到底发挥到什么程度，为实现现存防护林和未来营建防护林生态环境效应的高效、稳定与可持续发展，应合理、客观地监测与评估三北防护林的生态环境效应。创建一套适合三北防护林工程生态环境效应综合监测与评估的技术体系。

海河流域地处京畿要地，地理位置十分重要。流域内降雨量少且时空分布极不均匀，历史上洪、涝、旱、碱、淤等自然灾害频发，给流域经济发展造成了很大影响。新中国成立以来，党和政府非常重视海河流域治理，1950 年就开始在山区兴建水库。1963 年海河流域发生特大洪水，在“一定要根治海河”号召与“上蓄、中疏、下排、适当地滞”方针指导下，国家投入了巨大的人力、物力和财力，经过 30 多年的综合治理，到 1980 年初步形成了防洪、排涝骨干体系，改变了海河流域“十年九灾”的局面，扭转了“南粮北运”的格局，保障了京津的用水需求。

伴随着流域内治理工程的大规模兴建与实施，从上世纪 50 年代起流域内生态环境状况从自然平衡阶段(1950-60 年代中期)、平衡转向恶化阶段(60 年代中期—1980 年)，逐渐转向持续恶化阶段(1980 年以后)。目前，流域水资源总开发利用率高达 98%， “有河皆干、有水皆污”已成为海河流域的真实写照。

面对海河流域日益严重的生态环境问题，温家宝总理做出重要批示：“采取综合措施遏制海河流域生态环境恶化已刻不容缓，必须抓紧规划和落实”。2005 年 7

月 19 日通过的《海河流域生态与环境恢复水资源保障规划》提出了海河流域生态环境总体恢复到 20 世纪 70 年代水平的目标，并把南水北调作为海河流域生态恢复的重大战略措施之一。如何更好的利用南水北调工程和社会快速发展的机遇，通过流域内部的综合管理措施来恢复海河流域的活力，就必须在科学评估海河流域治理工程的生态环境效应的基础上，建立模型，模拟流域生态环境变化过程，为流域可持续发展等提供依据。

三北防护林工程区和海河流域植被覆盖度估算是中科院重大工程生态环境效应遥感监测与评估的任务之一，也是土壤侵蚀和蒸散量遥感监测的基础数据。植被覆盖度、土壤侵蚀和蒸散量等生态环境参数的准确监测是三北防护林和海河流域生态环境效应综合评估的基础。因此本文选择三北防护林和海河流域为研究区进行植被覆盖度遥感监测和动态变化分析。

1.1.2 研究植被覆盖度的意义

植被，包括森林、灌丛、草地与农作物，既是生态系统的主要组分，也是生态系统存在的基础，具有截流降雨、减缓径流、防沙治沙、保持水土等功能，联结着土壤、大气和水分等自然过程，在陆地表面的能量交换、生物地球化学循环和水文循环等过程中扮演着重要角色，是全球变化研究中的“指示器”^[1]。

植被覆盖度(vegetation fractional cover，简称 FC)是指植被(包括叶、茎、枝)在地面的垂直投影面积占统计区总面积的百分比^[2]。它是植被对地面的垂直投影比例，对于山坡进行植被覆盖度测量时，应该采用垂直于坡面的角度。植被覆盖度具有强烈的尺度效应，同一片植被，因被纳入统计的范围不同而表现为不同的植被覆盖度。如一个地区的植被覆盖度很高，但平均到全国水平就大大降低了^[3]。

植被覆盖度具有以下几方面的重要意义：植被覆盖度是重要的生态气候参数，许多全球及区域气候数值模型中都需要植被覆盖度的信息，它也是描述生态系统的重要基础数据。植被覆盖度在水文生态模型研究中是一个很重要的变量。在全球循环的模型中经常需要它的时间动态与空间分布，来计算能量或水流动。植被覆盖度是环境与全球变化中的一个敏感因子，从区域到全球尺度上对植被覆盖变化进行监测，可以为环境变化提供有用的信息。在考察地表植被蒸腾和土壤水分蒸发损失总

量、光合作用的过程时，植被覆盖度都作为一个重要的控制因子而存在。植被覆盖度是水土流失的控制因子之一，植被覆盖度的高低很大程度上决定着水土流失的强度。植被覆盖度是评估土地退化、盐渍化和沙漠化的有效指数。

植被动态变化是区域生态系统环境变化的重要指示，对水文、气象、生态和全球变化等领域都具有重要意义，而植被覆盖度是衡量地表植被状况的一个最重要指标，也是影响土壤侵蚀与水土流失的主要因子。植被覆盖度测量方法的改进以及测量精度的提高是各领域发展的需要。

1.2 国内外研究现状与趋势

1.2.1 植被覆盖度监测方法进展

由于植被覆盖度是许多学科的重要参数，为了得到准确的植被覆盖度信息，植被覆盖度监测技术的提高，就成了多个领域发展的需要。根据检测手段，测量植被覆盖度的方法可分为传统的地面测量和新兴的遥感测量两大类。其中，地面测量又可以根据测量原理，分为目估法、采样法、仪器法和模型法；遥感测量依据对植被光谱信息与植被覆盖度所建立的关系不同，可分为物理模型法和统计模型法。统计模型法中使用较多的有植被指数法、回归模型法、像元分解法、分类决策树和人工神经网络法；物理模型法中模型反演法使用最多。

(1) 传统方法

地面测量曾经一度是植被覆盖度监测的最主要方法。主要包括目估法、采样法、仪器法和模型法。虽然遥感技术的发展使地面测量的主导性地位有所降低，但地面测量依然具有其重要性，它不仅是最精确的测量方法，也为遥感测量提供了基础标定数据，是无可替代的。

野外实测数据，对植被覆盖度遥感估算模型的建立意义重大，尤其对于回归模型，地表实测数据的误差会被带进模型中，如果实测数据不准，则遥感回归模型也不可靠。此外，遥感监测植被覆盖度的精度评价、结果验证也离不开地表实测数据。

目前，地面测量法只能在小区域尺度进行，不能给出大尺度区域的宏观植被信

息，这是地面测量法的一个普遍局限性。在目前的技术水平下，地面测量法的精度要高于遥感测量法，因而可以作为遥感测量法的基准数据。

(2) 遥感方法

遥感技术为监测大面积区域的植被覆盖度，甚至全球的植被覆盖度提供了可能。由于传感器的空间分辨率、光谱分辨率和时间分辨率各不相同，遥感影像能够反映不同空间尺度上的植被覆盖信息及其变化趋势，由此涌现出较多的植被覆盖度遥感估算方法。依据对植被光谱信息与植被覆盖度所建立的关系不同，可大致分为统计模型法和物理模型法。其中，统计模型法中使用较多的有植被指数法、回归模型法、像元分解法、分类决策树和人工神经网络法；物理模型法主要以模型反演法为主。

①统计模型法

1) 回归模型法

回归模型法是通过将遥感数据的某一波段、波段组合或利用遥感数据计算出的植被指数与植被覆盖度进行回归分析，建立经验模型，并推广模型以求取大范围区域的植被覆盖度。

研究表明植被覆盖度与植被指数具有很强的相关性，相关的形式可能是线性或非线性的^[4]，因而回归的模式，也可能是线性的或非线性的。Gratz 等在半酸性土壤区域进行了植被覆盖率实地测量，并建立了线性回归公式来估算植被覆盖率^[5]；Wittich 等针对不同的土地覆盖类型建立了地表植被覆盖率与 NDVI 的经验模型，并用 NOAA-AVHRR 数据计算研究区的植被覆盖率^[6]；Peter 等使用 ATSR-2 遥感图像数据，对四个波段的数据(555nm, 670nm, 870nm 和 1630nm)分别与植被覆盖度、叶面积指数等进行了线性回归，结果表明使用四个波段组合的线性混合模型估算植被覆盖度比单一植被指数要好^[7]；刘占宇等利用地面实测高光谱数据对所选择的 25 个高光谱特征变量与天然草地植被覆盖度进行相关性分析，并建立了线性与非线性回归模型来估算草地的植被覆盖度^[8]。

回归模型法是基于对卫星同步观测数据统计方法的应用分析，受观测时间、观测地点、观测时大气状况和土壤状况的影响显著，对遥感图像的现势性要求比较高，虽在小范围内具有一定的精度，但在推广应用方面却受到诸多限制。因此，此法适

于局部区域植被覆盖度测量。

2) 植被指数法

植被指数法是指直接利用植被指数近似估算植被覆盖度,所使用的植被指数一般都经过验证,与植被覆盖度具有良好的相关关系。这种方法不需要建立回归模型。

Choudhury 等与 Carlson 等这两组研究人员使用完全不同的方法与数据集不约而同的得到了植被覆盖度 fc 与 N^* 的理想平方关系, $fc = N^{*2}$, 认为可以使用 N^{*2} 来近似估算植被覆盖度^[9]:

$$N^* = (NDVI - NDVI_{soil}) / (NDVI_{veg}) \quad (1.1)$$

式中, $NDVI_{soil}$ 为无植被像元的 $NDVI$, 而 $NDVI_{veg}$ 为全植被覆盖像元的 $NDVI$; 杨胜天等使用 $NDVI$ 将植被覆盖度分为四种类型: 高覆盖度类型(植被覆盖度 > 75%)、中高覆盖度类型(植被覆盖度在 60% 与 75% 之间)、中覆盖度类型(植被覆盖度在 45% 与 60% 之间)、低覆盖度类型(植被覆盖度 < 45%)^[10]; 唐世浩等等研究人员都利用了三波段梯度差植被指数(TGDVI)来直接估算研究区内的植被覆盖度^[11], 其利用 TGDVI 计算植被覆盖度(fc)的公式如下:

$$f_c = TGDVI / TGDVI_{max} \quad (1.2)$$

式中, $TGDVI_{max}$ 为最大三波段梯度差。

植被指数法不需要建立回归模型, 所用的植被指数一般都通过验证, 且与覆盖度具有良好的相关关系。对地表实测数据依赖较小, 可推广到大范围地区, 比回归模型法更具有普遍意义, 此法在局部区域对植被覆盖度的估算精度可能会低于回归模型法, 适合于大范围的粗略估计。

3) 像元分解模型法

像元分解模型法的原理是: 图像中的一个像元实际上可能由多个组分构成, 每个组分对遥感传感器所观测到的信息都有贡献, 因此可以将遥感信息(波段或植被指数)分解, 建立像元分解模型, 并利用此模型估算植被覆盖度。该方法不依赖于实测数据, 对遥感影像的现势性要求不是很高, 因此可以适用于植被覆盖度的遥感动态监测研究。

分解像元的途径是建立遥感信息的混合模型,目前已开发出的模型主要有 5 种,分别为线性模型、概率模型、几何光学模型、随机几何模型和模糊分析模型^[1]。其中最常用的就是线性分解模型。线性模型假定像元信息为各组分信息的线性合成。线性混合模型基于以下假设:在瞬时视场下,各组分光谱线性组合,其比例由相关组分光谱的丰度决定。通过分析残差,使残差最小,完成对混合像元的分解。

Quarmby 等利用 AVHRR 资料,建立了植被指数与植被覆盖率的线性混合转换模式,并认为该法适用于估算农业区的植被覆盖率^[12];马超飞等提出了利用线性混合像元分解的方法对影像逐个像元中的植被覆盖度进行计算和提取,并且指出该方法最大的限制是,为了方便求解,区域内地物类型,特别是主要地物类型不能超过所用遥感数据波段数,否则,将导致结果误差偏大^[13]。

在线性像元分解模型法中有一个最简单的模型,即像元二分模型。像元二分模型假设像元只有两部分构成:植被覆盖部分和无植被覆盖部分。所得的光谱信息也只由这两个组分因子线性合成,它们各自的面积在像元中所占的比率即为各因子的权重,其中植被覆盖地表占像元的百分比即为该像元的植被覆盖度。由于该模型原理与形式比较简单,还能削弱大气、土壤背景与植被类型等的影响,因此应用实例很多^[14-15]。

由于模型中需要有全植被覆盖的像元,这就限制了低分辨率遥感数据的使用,因为对于很多地区,在低分辨率数据中都很难找到全植被覆盖的像元。

Gutman 等在像元二分模型基础上,又提出了利用像元分解密度模型求取植被覆盖度^[16]。陈晋等根据不同像元的植被分布特征,将像元分为均一像元和混合像元,而混合像元又进一步分为等密度、非密度和混合密度亚像元。针对不同的亚像元结构,分别建立不同的植被覆盖度模型^[17]。陈云浩等使用亚像元分解模型提取了北京市海淀区 1975、1991 和 1997 年的植被覆盖度,分析了植被覆盖度的时空变化趋势^[18]。

像元分解法不依赖于实测数据,精度随影像分辨率的不同发生变化,可广泛应用。此法可适用于各种植被类型,也适用于不同分辨率的遥感数据。尤其是基于像元二分法的模型,原理简单易懂、可操作性强、无需估算叶面积指数等需要复杂推导的参数;能削弱大气、土壤背景与植被类型等的影响;具有一定的理论基础,不

受地域的限制，易于推广。

4) 决策树分类法

决策树分类器(Decision Tree Classifier)的原理是模拟人工分类，整个数据集从上而下逐级分类的过程，在预先已知类别样本数据的情况下，根据各类别的相似程度逐级聚类，每一次聚类形成一个树节点，在该节点处选择对其往下细分的有效特征，依次往上发展到根节点，完成对各级各类组的特征选择^[19]，在此基础上再根据已选出的特征对整个影像逐级分类。

决策树分类法在植被覆盖度遥感估算上的应用原理是：首先，由部分样本数据(包括植被覆盖度和对应的其它相关波段、植被指数等信息建立决策树；然后，用另外的样本数据对所建立的决策树进行修剪和验证，形成最终用于估算植被覆盖度的决策树结构；最后根据建立的决策树进行植被覆盖度的估算。Huang 等将高分辨率正射影像的分类结果与 TM 影像叠加，计算出逐个像元的树冠密度，利用 70% 的样本数据作为参考样本数据建立分类决策树模型，在 TM 影像上进行了空间外推，并用其余 30% 的样本数据作为检验数据对外推模型结果进行了精度验证，该方法也适用于估算乔木层的覆盖度^[20]；Hansen 等利用一年的 MODIS 数据，结合分类决策树法和线性回归模型法估算了连续场的森林乔木层覆盖度，研究表明，基于分类决策树模型的均方根误差为 10.8%^[21]。模型结果用高分辨率遥感影像 IKONOS、ETM+ 进行验证，其结果好于 DeFries 等采用线性混合模型法取得的 13.8% 的均方根误差^[22]，这表明分类决策树模型有较高的覆盖度估算精度。与常规的离散冠层覆盖度提取方法相比，此方法在训练数据集上进行了改进，训练数据集不再是一个离散类的标识，而是一个连续变量，最重要的一个创新之处是算法的自动化。Goetz 等采用高分辨率遥感影像 IKONOS 和分类决策树算法估算了乔木层覆盖度，认为运用基于高空间分辨率遥感数据的分类决策树法，估算乔木层覆盖度有较高的精度^[23]。

决策树分类法，可避免数据的冗余，减少数据的维数，更充分地挖掘数据的潜力，因此在未来的植被覆盖度估算中显示了很好的应用前景。但它需要大量样本数据，有阈值要求，超过它则推广性较差。

5) 人工神经网络法

人工神经网络(Artificial Neural Network)简称神经网络，是以模拟人脑神经系

统的结构和功能为基础而建立的一种数据分析处理系统。在进行知识获取时，由研究者提供样本和相应的解，通过特定的学习算法对样本进行训练，通过网络内部自适应算法不断修改权值分布以达到应用要求，在输入模式接近于样本的输入模式时，获取与样本解接近的输出结果^[24]。

Boyd 等采用神经网络法的 MLP、RBF 和 GRNN 的网络类型估算美国太平洋西北部的针叶林覆盖度，在 99% 的置信度下获得了 0.58 的相关性，结果略好于植被指数法和回归分析法^[25]。同时，在对比和分析这三种方法后认为，神经网络法在乔灌木覆盖度的估算中值得应用。Boschetti 等融合机载 2.5m 的高光谱 DAIS、ROSIS 数据和 1m 的全色数据，采用多层感知机的神经网络方法对意大利帕维亚(Pavia)西北部的提契诺(Ticino)公园的林下植被状况分类，研究表明，此方法基本可以解决森林生态系统植被的体散射问题，从而能更有效地识别林下的植被状况信息^[26]。

神经网络不像传统的统计方法对数据有诸多假设，而且在某种程度下，能够容忍噪声，比较容易集成多源数据，更重要的是它能够对使用的判别变量赋予不同的权重，有助于提高遥感估算覆盖度的精度。对输入到网络中的波段和变量赋予不同的权重，利用这些信息可以减少而不是去除输入波段和变量的作用。神经网络的优势在于它提供了一个强大的工具去分析复杂的遥感数据集，同时不需要对数据集作诸多的假设。神经元网络不能描述出整个样本是符合线性规律还是符合指数规律，但它是通过简单非线性函数的高次迭代的形式，实现对复杂函数的逐段、逐次逼近。

神经网络方法能够从遥感影像中较高精度地估算各种植被特征参数。但是，它估算覆盖度时也存在一些问题，现在多数研究者都普遍使用多层感知机这一种网络类型，其他网络形式却应用较少，而且神经网络方法在语义表达上相对较差，建立网络存在着较多的个人主观成分。基于物理黑箱原理的神经网络也难以确定遥感数据和覆盖度的模型关系，估算时也需要大量样本数据。

②物理模型法

1) 模型反演法

植被覆盖度与叶面积指数(LAI)之间存在一个经典物理意义上的转化公式：

$$F_{cover}(\theta) = 1 - e^{-LAI / (2 * \cos \theta)} \quad (1.3)$$

式中, $F_{cover}(\theta)$ 为植被方向覆盖度; θ 为太阳入射天顶角。因此, 只要从遥感影像上反演出 LAI, 即可准确的估算出植被的覆盖度。目前, 基于物理模型反演 LAI 的方法主要是辐射传输模型理论, 如 Verhoef 的 SAIL(任意倾斜叶子散射)模型, 该模型简化了对冠层结构的描述, 模型的主要输入参数有叶子的反射率和透过率、背景土壤的光学特性、LAI、平均叶子倾斜角度和太阳的入射漫散射分量。一般比较复杂的物理模型都不能用来反演 LAI, 而是把 LAI 作为输入值, 采用迭代的方式以优化技术逐步调整模型参数。直到模型输出结果与遥感观测结果的差异小于误差(给定阈值)时, 最后的迭代结果就是反演结果。当模型过于复杂, 为加快反演速度, 常采用查找表(LUT)的方法^[27]。

基于几何光学模型也能成功反演冠层覆盖度, Peter Scarth 等探索在 TM 影像上采用几何光学模型和波谱分离分析相结合的方法研究了澳大利亚的昆士兰州东南部的森林年龄和生长阶段指标^[28]。模型反演了冠层覆盖度、树冠密度、冠幅大小。模型反演使用了波谱分离法获得的地面像元的几何光学模型的四分量, 研究表明, 模型估算的冠层覆盖度、树冠密度、冠幅大小与野外实测和航空影像的解译结果较为一致。Zeng 等分别利用 Li-Strahler 几何光学模型和 Kuusk-Nilson 森林冠层反射模型对森林冠层郁闭度参数进行了反演, 结果表明: 由于反演 Kuusk-Nilson 模型输入参数的限制, 导致提取的郁闭度参量的变化范围十分有限, 而且精度低于 Li-Strahler 几何光学模型反演方法^[29]。

物理模型反演法的每个参数都具有明确的物理含义, 因此, 模型一旦建立就具有较广泛的适用性。物理模型法将辐射传输模型的机理和植被的化学特性相结合, 可从机理上把握植被生化组分对光谱特征的影响, 但通常模型较为复杂, 变量多且难以测量, 会影响植被覆盖度的提取精度。

(3) 植被覆盖度估算方法小结

遥感估算植被覆盖度的已有方法各具特点, 但是提出的理论依据, 具体的研究背景, 使用的遥感数据源, 所用的植被指数或波段都互不相同。目前还没有一种标准的方法用来监测植被覆盖度。

遥感测量中的物理模型法, 涉及植被冠层的结构、辐射传输等复杂问题, 将辐射传输的机理和化学特性相结合, 可以从机理上把握植被生化组分对光谱特征的影响。

响, 但存在模型较为复杂, 变量多且难以测量, 可能会影响覆盖度的提取精度。决策树分类法和神经网络法需要大量样本数据, 有阈值要求, 超过它则推广性较差。回归模型法依赖于对特定区域的实测数据, 虽在小范围内具有一定的精度, 但在推广应用方面却受到诸多限制。

随着遥感影像分辨率的进一步提高, 上述遥感方法估算植被覆盖度的精度也会进一步提高, 进一步探索新方法仍是遥感估算植被覆盖度的研究重点。无论哪一种基于遥感物理模型的反演方法, 其反演精度都与所用模型密切相关。因此高精度的遥感物理模型是成功反演的关键^[30]。

地表实测的方法由于受到其自身局限性的影响, 不适宜作为一种独立的测量方法在较大的空间尺度上进行植被覆盖度研究, 但是它常常作为真值去检验遥感方法估算植被覆盖度的精度。

综合比较之后, 本研究认为植被指数法与像元分解法, 具有不依赖于实测数据的特点, 估算结果精度可以用于宏观植被覆盖度监测, 因此本次研究就要从这两种方法着手, 来建立植被覆盖度遥感监测模型。

1.2.2 基于时序遥感数据集的植被动态变化监测方法进展

利用遥感技术监测植被动态变化, 主要是依据同一地区经过校准的不同时期的遥感影像间存在的光谱特征差异来识别植被的内部、外部条件和状态变化。建立和分析时间序列的植被指数是利用时间序列数据获取植被动态变化信息的重要途径。

在植被定量化监测的长期发展过程中, 一系列稳定的遥感时序数据集被用于植被动态变化监测。应用最早而且广泛的时序遥感数据是 AVHRR 数据集。置于美国气象卫星 NOAA 上的 AVHRR 传感器可以提供逐日的陆表信息, 全球的 AVHRR 数据集由六个置于不同的 NOAA 极轨气象卫星上的 AVHRR 传感器获取, 记录了从 1982 年 7 月到当前的历史陆表信息。NOAA-AVHRR 数据的优势在于它能够探测出植被的生物物理变化, 但由于航迹的不确定性、传感器退化和定标、轨道漂移、有限的光谱和角度采样等多种因素, 存在很大几何和辐射误差。为了改善 AVHRR 数据质量, 多个研究项目被设立, 并生产出多种不同的 AVHRR 数据集。最常用的三种数据集分别是轨道 AVHRR 数据(PAL I and II versions)^[31], 全球监测和建模数据

集(GIMMS)及傅立叶和太阳角度纠正数据(FASIR)^[32]。

此后,改进的全球陆表卫星数据来自于 SPOT 卫星上的 VEGTATION 和 NASA Terra 和 Aqua 卫星上的 MODIS 传感器。由于采用了改进的大气纠正和云掩膜算法,获取的 36 个波段(1~2 波段)、500 m(3~7 波段)和 1 km(8~36 波段)分辨率的 MODIS 数据在辐射和几何特性上相对 AVHRR 有了极大的优化。针对陆地应用,MODIS 生产了多种产品,其中 EVI、NDVI、FPAR 和 LAI 均被应用于植被的监测。NDVI SPOT VGT 数据生产的 NDVI 和 NDWI 产品也被应用于该领域。另外,1997 年发射升空的 SeaStar 卫星搭载的海色卫星 SeaWIFS 生产的 FAPAR 产品等也应用于陆地植被的监测。近年来,有研究采用等长时间序列的中分辨率遥感数据如 TM、ETM 进行植被覆盖变化信息的提取,并探讨不同分辨率的遥感数据集在生态系统变化分析中的有效性和尺度效应。

大尺度、长时序植被动态变化监测及植被长势变化研究一直是生态学研究的重要领域和全球变化研究的热点^[33]。国内外在利用 NDVI 时序数据监测和评价植被长期动态变化方面做了大量工作。

时序遥感数据被广泛应用于监测和评估气候变化敏感区的生态环境变化。高纬度地区是气候变化的敏感区域,该区域的植被活动一直是科学家关注的热点^[34-35]。Huttich 等德国和俄罗斯科学家利用 SPOT-VEGETATION 数据对 1998-2005 年欧亚大陆的不同生态类型、不同季节和不同纬度的 NDVI 进行分析,研究表明北方针叶林区域的春季 NDVI 有显著增加趋势^[36]。

从上世纪九十年代以来,遥感数据一直用于干旱半干旱地区生态环境变化的监测和评估^[37-38]。

近一二十年,几乎所有的发展中国家都经历了前所未有的城市扩张进程,NDVI 时间序列数据也被逐渐用于发展中国家的生态系统变化监测。。除气候变化外,土地利用、土地覆盖变化,基础设施建设和城市扩张等人类活动大大改变了这些地区的生态系统。结合地面观测数据,长时序遥感数据被应用于巴西亚马逊热带雨林的植被活动和树种多样性变化监测等^[39-40]。2008 年阿根廷的科研人员利用 AVHRR 数据对 1982-1999 年间整个南美洲的植被覆盖变化进行趋势分析及生态系统功能变化评估^[41]。

近年来,针对不同的生态区域,研究者不断探索用遥感数据监测和评估生态系统和结构变化的方法,并开发出多种基于时序遥感数据的评价指标进行生态系统变化评估。Ivits 等提出一个基于时序 AVHRR 数据集提取的永久植被覆盖度,作为河岸带生态状况及其变化的评估指标^[42]。Zhao 等提出了一个结合 MODIS 植被指数和水体指数的指标,用于长江三角洲湿地植被退化的监测^[43]。Alcara 等利用 GIMMS-NDVI 数据评估生态系统功能的变化,研究表明植被保护区辐射吸收增加了,生长季和非生长季之间的辐射吸收差别缩减了^[44]。

在采用时序植被指数产品进行植被覆盖动态变化研究领域,我国科技人员也相继开展了许多工作。孙红雨等利用 NOAA 时序数据,分析了中国地表植被覆盖的变化,研究表明植被指数能真实反映地表植被状况,且有明显季节变化和沿经线季相推移规律^[8]。阎福礼等利用 AVHRR 数据,分析了 1981-2001 年间我国西部地区植被覆盖状况,发现西部地区出现整体恶化、局部改善的趋势^[45]。宋怡等利用 SPOT-VEGETATION 数据,分析了我国西北五省近七年来的植被覆盖变化趋势,发现该区域植被普遍存在退化趋势^[46]。陈怀亮等利用 1981-2003 年的 GIMMS-NDVI 数据,多侧面、多角度分析了黄淮海地区植被及不同类型植被覆盖变化特征,研究表明,22 年来全区植被覆盖总体上呈略微增加趋势^[47]。

遥感技术为我们提供了在自然因素和人类活动综合影响下,区域或全球尺度植被变化监测的新手段。与传统的地面调查相比,遥感方法在时效和精度上都有很大提高。然而,由于数据误差、时空分辨率等原因,在全球变化研究中利用 NDVI 时序数据存在一定限制。随着长时序遥感数据集的日渐丰富,将现有的 NDVI 数据集进行比较分析,探讨多源传感器 NDVI 数据集的综合应用,建立 NDVI 时序数据集成体系,提高植被覆盖变化监测的精度,对全球变化研究意义重大。

1.2.3 时间序列数据分析方法综述

为研究长时间序列植被覆盖度的年际变化趋势,需要对一年中各月的植被覆盖度进行进一步处理。年最大植被覆盖度、年最小植被覆盖度、各季节植被覆盖度等都从不同侧面反映出植被年际生长状况的变化。因此,在已有的研究中,这些指数被广泛应用于植被覆盖度的分析中。

年平均植被覆盖度。年平均植被覆盖度作为一年内各月植被覆盖度的均值，能反映一年内植被的平均状况，基于其进行植被年际变化分析能较好的反映出植被覆盖度的年际变化趋势。

年最大植被覆盖度。基于年内最大植被覆盖度进行年际变化比较，能反映出植被的年际变化趋势，同时能反映出植被的真实状况。因此，对于一年 12 月内的植被覆盖度进行排序，选取植被覆盖度最大的值进行合成分析，即为年内最大植被覆盖度。

年最小植被覆盖度。基于年内最小植被覆盖度进行年际变化比较，能反映出植被的基础状况。因此，对于一年 12 月内的植被覆盖度进行排序，选取植被覆盖度最小的值进行合成分析，即为年内最小植被覆盖度。

季平均植被覆盖度。季平均植被覆盖度作为春、夏、秋、冬四季各月植被覆盖度的均值，能反映该季节内植被的平均状况。基于其进行植被季节变化分析能较好的反映出植被覆盖度的季节变化趋势。

不同土地覆盖类型上的年平均植被覆盖度的年际变化分析。分土地覆盖类型计算单位面积的植被覆盖度，进行对比分析，通过曲线图反映出各种土地覆盖类型上植被覆盖度各年的分布状况，找出农、林、草等不同土地覆盖类型上植被的变化趋势。

在利用时序数据进行植被多年动态变化分析时，常用植被长时序分析方法有代数法、傅立叶变换法、小波变换法、回归分析法、相关系数分析法等^[54]。

(1) 代数运算法

数值比较、差值运算、方差计算等都可以归结到这类方法。通过这类方法可以得到诸如植被覆盖度最大值、均值、最小值、变化幅度等多个特征信息。

这类方法的特点是针对每个像元的 FC 数据集进行计算，基本不涉及 FC 时间序列特征(计算中没有时间变量)。因而更多的是表达植被在某一时间段中的变化幅度和波段特征。该类方法中最简单的是差值分析法，即利用时间序列首尾两个时间点 FC 差值的变化来衡量变化的大小。差值分析法的不足在于其完全忽略了 FC 时间序列的中间变化过程，计算全部依赖于时间序列的起始点，因而个别情况下的植被变异可能影响最终的分析结果。因此，差值分析法的结果不能完全反映 FC 在研究时

段的变化趋势和变化特征。但它可以直观的体现一段时期内 FC 的变化多少和幅度。

(2) 傅立叶变换法

傅立叶变换(Fourier Transformation)是一种常用的数字信号处理方法,通过这中变换,可以将 FC 时序数据构成的时域信号变换到频域中,通过频域实现对信号的分解,最后通过选取部分频率分量实现特征提取^[55-57]。

FC 时序数据可以认为由包含生物学特征信息的不同频率分量对应的基波和一系列谐波叠加而成的。对于年内的 FC 时序数据,通过离散傅里叶变换可以得到不同频率分量的幅度和相位。其中,零频率分量是一个常量,与基波相对应,大小等于 FC 的均值;第一个频率分量与第一个谐波对应,表示周期为 12 个月(36 旬)的季节性变化;第二个频率分量与第二个谐波对应,表示周期为 6 个月(18 旬)的季节性变化模式;其它每个频率都对应着相应的谐波,表示一种周期的变化模式。各个分量的信息反映了各个频率成分在整个信号中的相对权值,信息量越大,对应谐波波形起伏越大,原信号中体现出的该周期变化也越明显。

傅立叶变换在揭示植被周期中发挥了重要作用,而且对于植被类型的遥感分类有着积极的作用^[58],但是该方法对于长时期的植被变化特征的描述并不理想。

(3) 小波变换法

小波分析(Wavelet Transform)是傅里叶分析的突破性进展,其采用正交、复正交变换,并应用滤波器对时间序列进行分析,其优于傅立叶分析之处就在于具有良好的局部化性质。小波分析可以用来分析植被年际变化的周期特征。Li 等和 Prasad 等分别用小波变换分析美国和印度的植被年际变化^[59-60]。小波变换是一个很有潜力的植被长时序分析方法,但当前应用主要是分析植被长时序波动周期,其使用途径和傅立叶变换类似,因而该方法的局限性和不足也和傅立叶变换相同。

(4) 回归分析法

回归分析是考察多个变量之间统计联系的一种重要方法,是研究植被长时序变化趋势的重要方法^[61]。对于一组时间自变量 x 与 FC 因变量 y 数据,可以用以下数学模型来表示:

$$y = a + kx_i + \varepsilon_i \quad (1.4)$$

其中 a 、 k 是未知常数, ε_i 是随机误差。利用观测值 $((x_i, y_i)(i=1, 2, \dots, n))$ 可以求出未知参数 k 为:

$$k = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (1.5)$$

其中, $\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$, $\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$ 。

对于 FC 时序数据, 同一像元位置对应相应的一组 FC 监测值, 采用最小二乘法线性拟合后得到相应的线性方程, 方程斜率 k 说明了此像元 FC 值的多年变化趋势及变化幅度, $k > 0$, 植被覆盖度增加, $k < 0$, 植被覆盖度减少; $|k|$ 越大, 植被覆盖度增加的幅度越大, 反之则增加的幅度越小。

(5) 相关系数法

FC 时序数据分析中的相关系数法多指 Person 相关系数法, 即计算 FC 序列和时间序列的相关系数^[62], 相关系数法与回归分析法极其类似, 其数学表达式如下:

$$r_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (1.6)$$

相关系数 r_{xy} 是要素间相关程度的统计指标, 本文中 x 代表时间值(年度), y 代表 FC, $r_{xy} > 0$ 表示正相关, 反映 FC 呈整体增加趋势, $r_{xy} < 0$ 表示负相关, 反映 FC 呈整体降低趋势, $|r_{xy}|$ 越接近 1, 表示 FC 的变化趋势越强。 r_{xy} 是一个归一化的参数, 反映了 FC 随时间变化的特征和趋势。

代数法、傅立叶变换法、小波变换法都无法定量评价和分析 FC 长时序趋势特征, 因而在植被长时序变化研究中不是主要方法。回归分析法和相关系数法是当前 FC 时间序列分析中最主要和最常用的方法。在 FC 时序数据分析中, 它不仅可以定量反映多年度变化趋势, 还可结合地理空间数据分析变化发生的具体空间位置。并且后两种方法计算过程简单、清晰、结果直观、易于解释。由于上述优点, 回归分析法和相关系数法得到了广泛应用, 并且被认为是分析长时间序列植被变化趋势的

最优方法^[63-64]。

1.3 研究内容与技术路线

1.3.1 研究内容

本论文围绕三北防护林工程区和海河流域的植被覆盖度展开，研究这两个地区的植被覆盖度遥感估算方法、植被覆盖度动态变化规律和驱动力分析三个问题。首先，以一景 TM 影像 123-32 覆盖的范围作为它们的典型研究区，构建植被覆盖度的估算模型，在此基础上设计了适合典型研究区的技术路线，基于 TM 影像和环境星数据，对其植被覆盖度进行了遥感估算并对结果进行了验证。然后将模型推广到整个三北防护林工程区和海河流域，基于 MODIS-NDVI 时序数据，对大尺度区域的植被覆盖度进行了估算。最后，基于省界和 TRMM-3B43 数据集，利用差值法分析了三北防护林地区的植被覆盖度动态变化趋势及驱动力；基于海河流域水资源三级分区边界和 TRMM-3B43 数据集，利用斜率法从自然因素和人类活动两个方面展开，对海河流域的植被覆盖度动态变化及驱动力进行了分析。

1.3.2 技术路线

本文的研究工作分为三个部分：

第一，数据准备，包括野外观测数据及野外观测方法，遥感数据及其预处理，辅助数据。

第二，植被覆盖度遥感估算模型的构建和研究区植被覆盖度的估算，基于 Landsat-TM 数据和环境星数据计算典型研究区的植被覆盖度，基于长时间序列的 MODIS-NDVI(2000-2007 年)数据估算三北防护林工程区和海河流域的植被覆盖度。

第三，利用代数法分析三北防护林工程区植被覆盖度的时空变化特征；利用斜率法分析海河流域植被覆盖度的动态变化特征，并基于同期的降水观测数据，利用相关系数法，分析降水等气候变化对海河流域植被动态变化的影响。这三个研究内容自成体系，又相互联系。

围绕论文的研究内容，总体技术路线如图 1.1 所示。

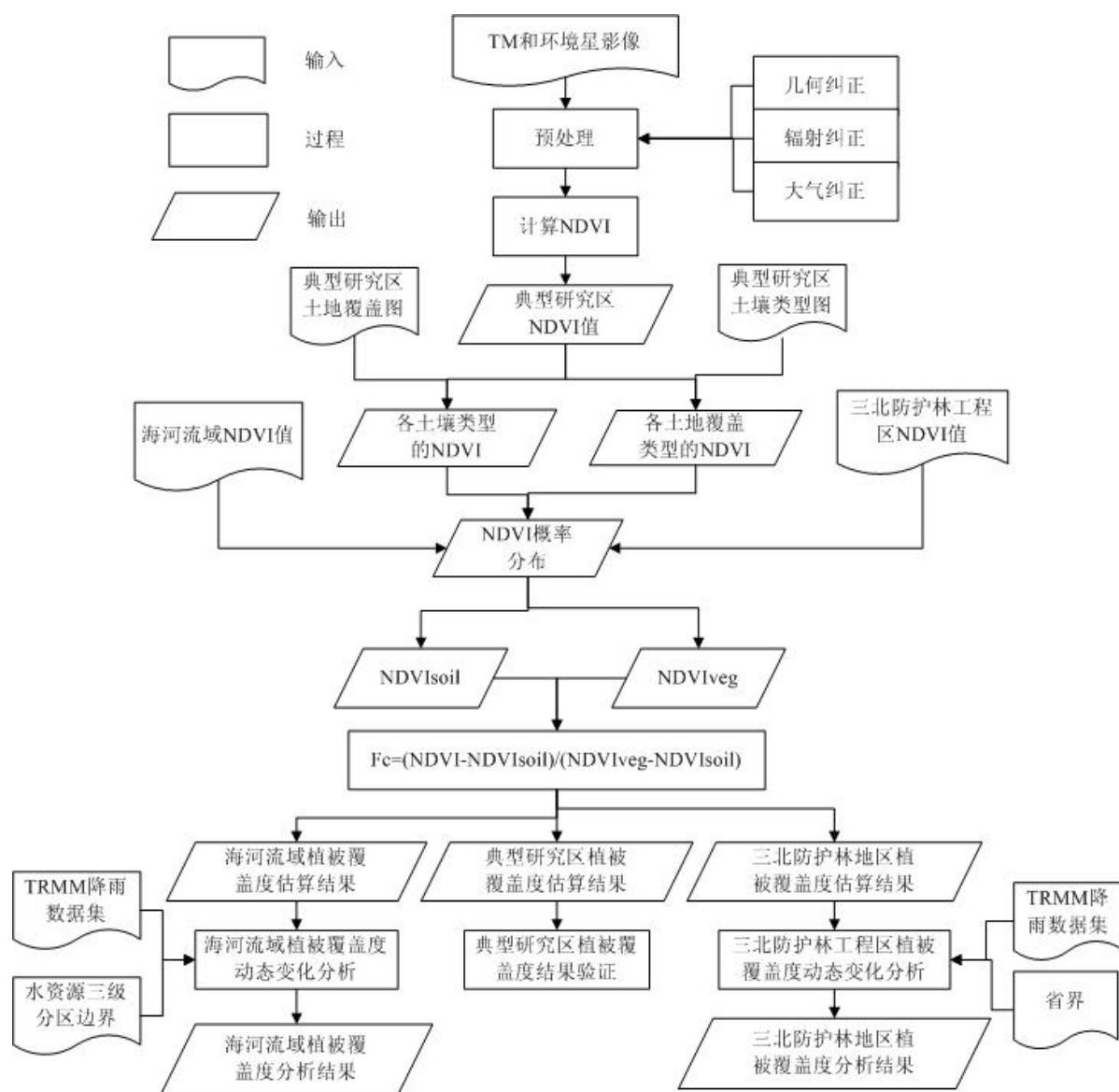


图 1.1 总体技术路线图

Fig. 1.1 Flowchart of general methodology used in this study

2 植被覆盖度遥感监测模型构建

2.1 像元二分模型

像元二分模型假设影像像元由两部分构成：植被覆盖部分和无植被覆盖部分，光谱信息代表了两个组分的线性合成。

根据像元二分模型的原理，通过遥感传感器所观测到的信息 S ，可表达为由绿色植被部分所贡献的信息 S_v ，和由裸土部分所贡献的信息 S_s 两部分，将即：

$$S = S_v + S_s \quad (2.1)$$

设一个像元中有植被覆盖的面积比例为 f_c ，即该像元的植被覆盖度，则裸土覆盖的面积比例为 $1-f_c$ 。假设全部由植被所覆盖的纯像元，所得的遥感信息为 S_{veg} ，则混合像元的植被部分所贡献的信息 S_v 可表示为 S_{veg} 与 f_c 的乘积：

$$S_v = f_c \cdot S_{veg} \quad (2.2)$$

同理，假设全部由土壤所覆盖的纯像元，所得的遥感信息为 S_{soil} ，则混合像元的土壤部分所贡献的信息 S_s 可表示为 S_{soil} 与 $1-f_c$ 的乘积：

$$S_s = (1 - f_c) \cdot S_{soil} \quad (2.3)$$

将公式(2.2)与(2.3)代入公式(2.1)，可得：

$$S = f_c \cdot S_{veg} + (1 - f_c) \cdot S_{soil} \quad (2.4)$$

对公式(2.4)进行变换，可得到以下计算植被覆盖度的公式：

$$f_c = (S - S_{soil}) / (S_{veg} - S_{soil}) \quad (2.5)$$

其中 S_{soil} 与 S_{veg} 是像元二分模型的两个参数，因此，只要知道这两个参数就可以根据公式(2.5)利用遥感信息来估算植被覆盖度。

本模型表达了遥感信息与植被覆盖度的线性关系，可以将公式(2-5)改写为以下形式：

$$f_c = aS + b \quad (2.6)$$

其中 a 表示斜率, b 为截距, a 、 b 的表达式分别为:

$$a = 1 / (S_{veg} - S_{soil}) \quad (2.7)$$

$$b = -S_{soil} / (S_{veg} - S_{soil}) \quad (2.8)$$

像元二分模型与线性回归模型同样地表达了遥感信息与植被覆盖度的线性关系,从形式上看没有什么本质上的不同,二者之间的主要区别就在于参数的确定上。线性回归模型中的参数 a 与 b 是通过与实测植被覆盖度回归得到的,并没有包含实际的物理意义,参数的确定完全依赖于实测数据,受地域的限制,所得模型也难以推广;而像元二分模型的参数 S_{soil} 与 S_{veg} 则具有实际含义,即土壤与植被的纯像元所反映的遥感信息,模型具有一定的理论基础,不受地域的限制,模型易于推广。从这一点上说,像元二分模型要比线性回归模型更为优越。

此外,像元二分模型还有一大优点,就是削弱了大气、土壤背景与植被类型等的影响。遥感信息普遍都受到这些因素的影响,如何消除这些影响一直是研究者们急于解决的问题。像元二分模型是通过引入参数 S_{soil} 与 S_{veg} ,来削弱这些影响的。 S_{soil} 包含了土壤的信息,包括土壤类型、颜色、亮度、湿度等因素对于遥感信息的贡献;而 S_{veg} 包含了植被的信息,包括植被类型、植被结构等有关植被的因素对于遥感信息的贡献;两者又同时受到大气的的影响,均包含了一定的大气对遥感信息的贡献。像元二分模型实际上是基于 S_{soil} 与 S_{veg} 这两个调节因子所做的线性拉伸,即将大气、土壤背景与植被类型等对遥感信息的影响降至最低,只留下植被覆盖度的信息。

2.2 遥感信息的选取

像元二分模型提出了一种利用遥感信息估算植被覆盖度的思路,并没有对使用什么样的遥感信息做出限制。但通过上面的分析可以看出,所用的遥感信息应该与植被覆盖度具有较好的线性关系。

使用单波段的遥感信息一方面信息量比较少,不利于植被覆盖度信息的提取,另一方面也限制了遥感数据的使用,进而影响模型在不同研究尺度下的推广。植被

指数是一些比较成熟的波段组合，它们一般都具有一定的理论基础，和实践检验，因而选取适合植被覆盖度计算的植被指数是本文的研究重点之一。

植被指数比用单波段来探测绿色植被更具有灵敏性，但它没有一个统一的值，这是由于大气、遥感定标、传感器观测条件、太阳高度角、土壤湿度和亮度等都影响和制约着植被指数。而且大部分像元是混合像元，表达的是植被和其他成分的混合光谱，致使植被指数的研究更加复杂。因此，在实际应用中，对植被指数的取舍要相当谨慎。分析已发展的各种植被指数的优势与局限性，将有助于遥感技术的应用和未来植被指数的发展。高光谱和热红外遥感技术将拓宽植被指数的研究领域。我们选择植被指数的原则是：能充分反映出地表植被的分布状况，且不存在饱和现象；最大限度的排除大气等因素的干扰；方便快捷，能满足实时操作的需要。

尽管许多新的植被指数考虑了土壤、大气等多种因素并得到发展，但是应用最广的还是 NDVI(Normalized Difference Vegetation Index)——归一化植被指数，并经常用它作参考来评价基于遥感影像、地面测量或模拟的新的植被指数。NDVI 在植被指数中占有重要的位置，Bradley 将 NDVI 与植被覆盖度作线性相关分析，肯定了 NDVI 与植被覆盖度有良好的相关性^[65]。此项研究表明 NDVI 符合像元二分模型的条件，可以代入模型。并且 NDVI 具有植被检测灵敏度高；植被覆盖度的检测范围宽；能消除地形和群落结构的阴影和辐射干扰；削弱太阳高度角和大气所带来的噪音等优点。

虽然垂直植被指数 PVI(Perpendicular Vegetation Index)、土壤调节植被指数 SAVI(Soil-Adjusted Vegetation Index)、修改型土壤调节植被指数 MSAVI(Modified Soil-Adjusted Vegetation Index)、转换土壤调节植被指数 TSAVI(Transformed Soil-Adjusted Vegetation Index)这四种指数具有一定的削弱土壤背景的影响，而可见光抗大气指数 VARI(Visible Atmospherically Resistant Index)与全球环境监测指数 GEMI(Global Environment Monitoring Index)则能消除部分大气的影响。然而，像元二分模型本身就可以减少土壤背景与大气的背景影响，模型本身就可以弥补 NDVI 在这些方面的不足。Leprieur 等检验了 NDVI、MSAVI 与 GEMI 在估算植被覆盖度方面的能力，结果表明在监测低植被覆盖度时 NDVI 与 GEMI 的效果比较好，随着植被覆盖度的增加，NDVI 与 MSAVI 对于植被覆盖度的测量要优于 GEMI^[66]。从

Leprieur 等的研究中可以看出，尽管 MSAVI 考虑了土壤的影响，GEMI 考虑了大气的影响，但在植被覆盖度测量的实际应用中，NDVI 仍具有它的优势。

环境植被指数 EVI(Environment Vegetation Index)又叫差值植被指数 DVI(Difference Vegetation Index)只对 15%~25%的植被覆盖度敏感，而比值植被指数 RVI(Ratio Vegetation Index)只对大于 50%的植被覆盖度敏感，如果将它们代入像元二分模型，将大大限制模型的适用范围，不利于模型的推广。

植被条件指数 VCI(Vegetation Condition Index)，是对 NDVI 时间上的调节，只反映植被覆盖度随年际气候变化的波动，可以用于研究气候对于植被的影响。同时，它也从一个侧面肯定了 NDVI 的作用。

综上所述，本文选择 NDVI 进行植被覆盖度遥感监测。NDVI 是植物生长状态和植被空间分布的指示因子，与地表植被的覆盖率成正比关系，对于同一种植被，NDVI 越大，表明植被覆盖率越高^[67]。

2.3 利用 NDVI 估算植被覆盖度

归一化植被指数 (NDVI)，又称标准化植被指数，定义为近红外波段 NIR(0.7-1.1 μ m)与可见光红波段 R(0.4-0.7 μ m)数值之差和这两个波段数值之和的比值，计算公式为：

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R) \quad (2.9)$$

其中 NIR 为近红外波段，R 为红波段。表 2.1 为不同遥感数据的 NDVI 计算公式。

由于 NDVI 也是一种由遥感传感器所接收的地物光谱信息推算而得的反映地表植被状况的定量值。根据像元二分模型，一个像元的 NDVI 值可以表达为由绿色植被部分所贡献的信息 NDVI_{veg}，与裸土部分所贡献的信息 NDVI_{soil} 这两部分组成，同样满足公式(2.4)的条件，因此可以将 NDVI 代入(2.5)得：

$$f_c = (NDVI - NDVI_{soil}) / (NDVI_{veg} - NDVI_{soil}) \quad (2.10)$$

Qi J 等曾利用公式(2.10)估算植被覆盖度，并使用了三种数据：Landsat-TM5、

SPOT –VGT 与机载数据对该方法进行了检验，认为此方法可以适用于各种植被类型，也适用于不同分辨率遥感数据对植被覆盖度的估算^[68]。

表 2.1 不同遥感数据的 NDVI 计算公式
Tab. 2.1 Formulas of NDVI based on different remote sensing data

遥感数据	可见光红波段（R） （0.4~0.7μm）	近红外波段（NIR） （0.7~1.1μm）	NDVI 计算公式
NOAA/AVHRR	波段 1(0.58-0.68 μm)	波段 2 (0.72-1.0 μm)	$\frac{AVHRR2- AVHRR1}{AVHRR2+AVHRR1}$
MODIS	波段 1(0.62-0.67 μm)	波段 2 (0.84-0.88 μm)	$\frac{MODIS2- MODIS1}{MODIS2+MODIS1}$
TM	波段 3(0.63-0.69 μm)	波段 4 (0.76-0.90 μm)	$\frac{TM4-TM3}{TM4+TM3}$
ETM	波段 3(0.63-0.69 μm)	波段 4 (0.75-0.90 μm)	$\frac{ETM4-ETM3}{ETM4+ETM3}$
Landsat			$\frac{MSS6- MSS5}{MSS6+MSS5}$
MSS	波段 5(0.6-0.7 μm)	波段 6 (0.7-0.8μm)或 波段 7 (0.8-1.1 μm)	或 $\frac{MSS7- MSS5}{MSS7+MSS5}$
SPOT 多光谱	波段 1(0.5~0.59μm) 或 波段 2(0.61~0.68μm)	波段 3 (0.79~0.89μm)	$\frac{SPOT3- SPOT1}{SPOT3+SPOT1}$ 或 $\frac{SPOT3- SPOT2}{SPOT3+SPOT2}$
SPOT VEGETATION	波段 1(0.45~0.52μm) 或 波段 2(0.61~0.68μm)	波段 3 (0.78~0.89μm)	$\frac{VEG3- VEG1}{VEG3+VEG1}$ 或 $\frac{VEG3- VEG2}{VEG3+VEG2}$
ASTER	波段 1(0.52~0.60μm) 或 波段 2(0.63~0.69μm)	波段 3 (0.76~0.86μm)	$\frac{ASTER3- ASTER1}{ASTER3+ASTER1}$ 或 $\frac{ASTER3- ASTER2}{ASTER3+ASTER2}$

NDVI 是用于监测植被变化的最经典植被指数，有许多学者在研究中都对使用

NDVI 估算植被覆盖度的方法作了检验。而且该方法原理简单、易懂，可操作性强，无需估算叶面积指数等需要复杂推导的参数。使用该方法估算植被覆盖度的关键是确定参数 NDVIsoil 与 NDVIveg 两个参数。

2.4 NDVIsoil 与 NDVIveg 的取值

对于大多数类型的裸地表面，NDVIsoil 理论上应该接近零。但由于受地表湿度、粗糙度、土壤类型、土壤颜色等众多因素影响，NDVIsoil 的变化范围一般在 -0.1-0.2^[65]。NDVIveg 代表着全植被覆盖像元的最大值。由于植被类型影响，NDVIveg 值也会随着时间和空间而改变。因此，计算植被覆盖度时，即使同一景影像，NDVIsoil 和 NDVIveg 也不能取固定值^[69]。

此外，NDVI 是一个分数的植被指数，它可以直接由原始数字数据、大气辐射、反射或地表反射计算出来。当数据类型(辐射、原始数字数据或大气反射或辐射的最高值)不同时，NDVIveg 也会有所不同。

在实际应用中，植被覆盖类型随土地利用类型而变化，对于某一土地利用类型，由于植被类型相近，其 NDVIveg 也相近；而对于特定的土壤类型，其 NDVIsoil 值也是相近的。因此，土地覆盖图和土壤类型图可以作为计算 NDVIveg 和 NDVIsoil 的基础。

对于给定区域 A 内的任何两个像元 a1 和 a2，它们的植被覆盖度已知，分别为 fc1 和 fc2，分别对这两个像元应用公式 2.10 得：

$$f_{c1} = (NDVI_1 - NDVI_{soil}) / (NDVI_{veg} - NDVI_{soil}) \quad (2.11)$$

$$f_{c2} = (NDVI_2 - NDVI_{soil}) / (NDVI_{veg} - NDVI_{soil}) \quad (2.12)$$

由以上两式联立可求得：

$$NDVI_{soil} = (f_{c2} \cdot NDVI_1 - f_{c1} \cdot NDVI_2) / (f_{c2} - f_{c1}) \quad (2.13)$$

$$NDVI_{veg} = [(1 - f_{c2}) \cdot NDVI_2 - (1 - f_{c1}) \cdot NDVI_1] / (f_{c2} - f_{c1}) \quad (2.14)$$

原则上像元 a1 和 a2 可以取影像中的任意像元，但从公式(2.13)中可以看出，如

果 $fc_2 - fc_1$ 的值越大, 则计算所得的 $NDVI_{soil}$ 与 $NDVI_{veg}$ 的误差越小。当 $fc_1=0$ 且 $fc_2=1$ 时, 即此时像元 a_1 为无植被像元, 而像元 a_2 为完全植被覆盖像元, 将 fc_1 与 fc_2 代入公式(2.2)与公式(2.3), 得 $NDVI_{soil}=NDVI_1$, $NDVI_{veg}=NDVI_2$, 正好符合 $NDVI_{soil}$ 与 $NDVI_{veg}$ 的定义。

取 $NDVI_1$ 为 $NDVI_{min}$, $NDVI_2$ 为 $NDVI_{max}$; fc_1 取 fc_{min} , fc_2 取 fc_{max} , 代入公式(2.13)与公式(2.14)得:

$$NDVI_{soil} = (f_{cmax} \cdot NDVI_{min} - f_{cmin} \cdot NDVI_{max}) / (f_{cmax} - f_{cmin}) \quad (2.15)$$

$$NDVI_{veg} = [(1 - f_{cmin}) \cdot NDVI_{max} - (1 - f_{cmax}) NDVI_{min}] / (f_{cmax} - f_{cmin}) \quad (2.16)$$

此时, 我们已将对 $NDVI_{soil}$ 与 $NDVI_{veg}$ 的确定, 转化为对 fc_{max} 、 fc_{min} 、 $NDVI_{max}$ 和 $NDVI_{min}$ 四个参数的确定。

fc_{max} 与 fc_{min} 为区域 A 中像元植被覆盖度可能的最大值与最小值。植被覆盖度的最大值与最小值与地区、时相、图像空间分辨率和植被类型等都有关系。

不同的地区, 植被覆盖度的最大值会有所不同, 如干旱地区, 植被覆盖度的最大值就可能达不到 100%, 而对于温带、亚热带与热带地区, 通常情况下都可以取 100%; 不同的季节, 植被覆盖度的最大值也会不同, 如同一地区温带季风气候区的冬季与夏季植被覆盖度相差很大, 或者热带地区的干季与湿季, 植被覆盖度相差也很大。

对于同一地区, 同一个季节, 由于图像空间分辨率的不同, 植被覆盖度的最大值与最小值也会随之变化, 如在 30m 分辨率下, 一个地区的植被覆盖度最大值可以达到 100%, 但到了 1km 分辨率下, 由于这一地区缺少大片的森林或草地, 就很可能达不到 100%。植被覆盖度的最小值一般都取零, 但对于植被覆盖比较好的地区, 在低分辨率下, 也有可能取不到零。

根据植被覆盖度的最大值与最小值的不同取值, 有两种情况:

2.4.1 方案一

当 fc_{max} 可以近似得取 100%, 且 fc_{min} 可以近似得取 0% 时, 将参数 fc_{max} 与 fc_{min} 代入公式(2.15)与(2.16)得:

$$NDVI_{soil} = NDVI_{min} \quad (2.17)$$

$$NDVI_{veg} = NDVI_{max} \quad (2.18)$$

由于图像中不可避免的存在着噪声，NDVI 的极值并不一定是 $NDVI_{max}$ 与 $NDVI_{min}$ ，因此，本文对其取值时，并不是直接取区域 A 中 NDVI 的最大值与最小值，而是给定置信区间内的最大值与最小值，置信度的取值主要由图像大小，图像清晰度等情况来决定。

使用以上模型估算植被覆盖度的过程为：

第一步：利用公式(2.9)计算 NDVI。

第二步：确定一个置信度，做出图像中每个区域(区域中像元的 $NDVI_{soil}$ 与 $NDVI_{veg}$ 都是相同或相近的)像元的 NDVI 概率分布，计算置信区间内的最大值与最小值 $NDVI_{max}$ 与 $NDVI_{min}$ 。

第三步：取 $NDVI_{soil}=NDVI_{min}$ ， $NDVI_{veg}=NDVI_{max}$ ，代入公式(2.10)计算每个区域的植被覆盖度。

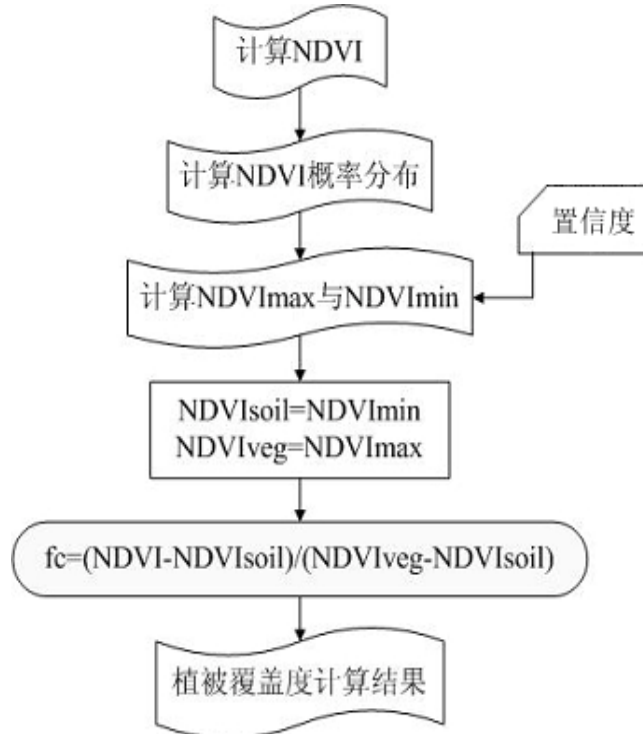


图 2.1 植被覆盖度估算流程图(1)

Fig. 2.1 Flowchart of the FC estimation when $fc_{max}=100$ and $fc_{min}=0$

2.4.2 方案二

当 fc_{max} 与 fc_{min} 不能近似得取 100%与 0%时, 如果有一定量的实测数据, 那么只需取一组实测数据中的植被覆盖度的最大值与最小值, 作为 fc_{max} 与 fc_{min} , 并在图像中找到这两个实测数据所对应像元的 NDVI 值, 分别作为 $NDVI_{max}$ 与 $NDVI_{min}$ 。其余实测数据作为检验值。

在没有实测数据的情况下, 就只能取 $NDVI_{max}$ 与 $NDVI_{min}$ 为图像中给定置信区间内的最大值与最小值, 而 fc_{max} 与 fc_{min} 则根据经验进行估计, 只是这样的结果准确度可能会降低。

使用该模型估算植被覆盖度的过程为:

第一步: 利用公式(2.9)计算 NDVI。

第二步: 取实测数据中的植被覆盖度的最大值与最小值, 作为 fc_{max} 与 fc_{min} 。

第三步: 在图像中找到这两个实测数据所对应像元的 NDVI 值, 分别作为 $NDVI_{max}$ 与 $NDVI_{min}$ 。

第四步: 将 fc_{max} 、 fc_{min} 、 $NDVI_{max}$ 与 $NDVI_{min}$ 四个参数代入公式(2.15)与公式(2.16), 计算 $NDVI_{soil}$ 与 $NDVI_{veg}$ 。

第五步: 将 $NDVI_{soil}$ 与 $NDVI_{veg}$ 代入公式(2.10)计算每个区域的植被覆盖度。

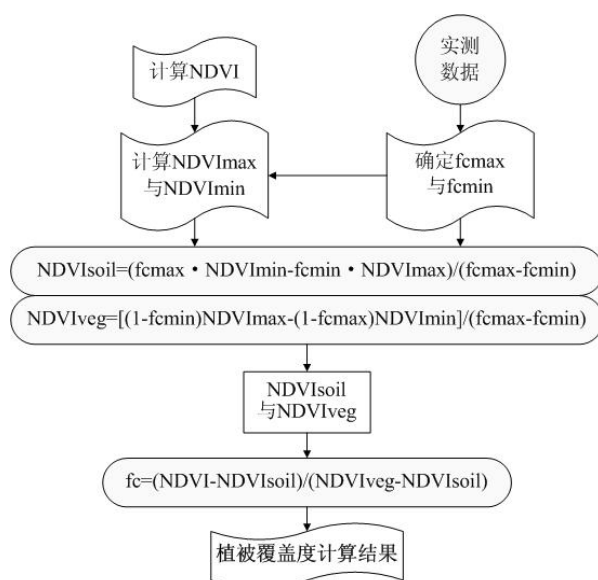


图 2.2 植被覆盖度估算流程图(2)

Fig. 2.2 Flowchart of the FC estimation when $fc_{max} \neq 100$ and $fc_{min} \neq 0$

3 研究区概况和数据准备

3.1 研究区概况

本文的研究区共有两个，三北防护林工程区和海河流域研究区。其中，选取一景 TM 影像(轨道号为 123-32)覆盖的范围作为它们的典型研究区。各研究区的关系如图 3.1 所示。

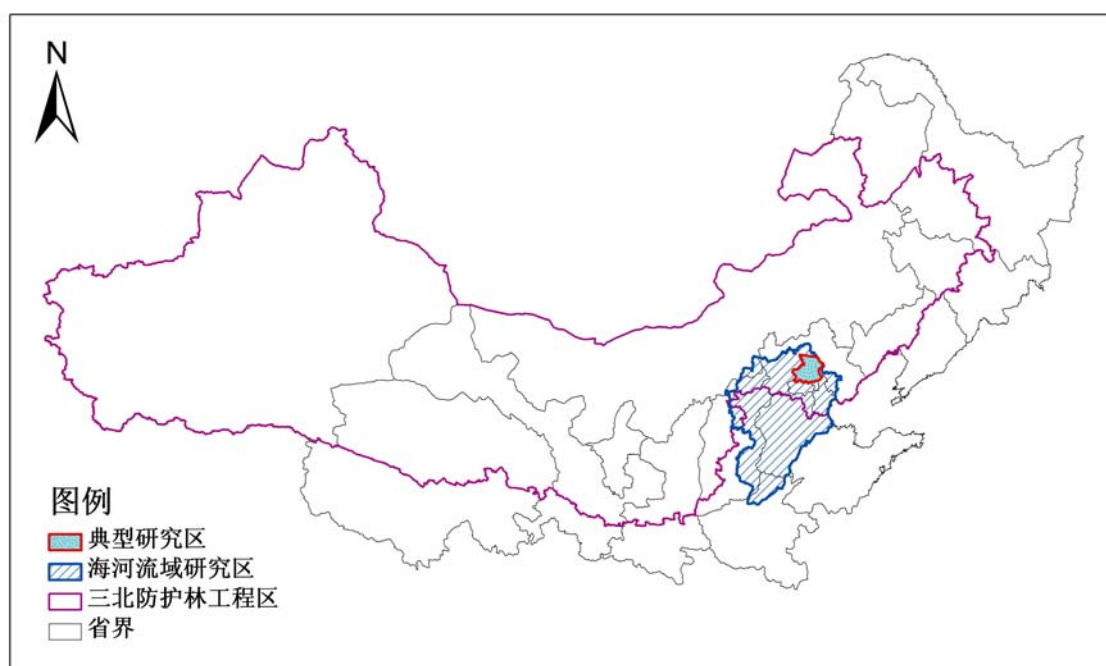


图 3.1 研究区地理位置示意图

Fig. 3.1 Location of the study areas

3.1.1 三北防护林工程区概况

三北防护林工程区是一个特定的区域概念，建设范围东起黑龙江省的宾县，西至新疆的乌孜别里山口，东西长 4480 km，南北宽 560~1440 km，包括西北、华北、东北 13 个省(自治区、直辖市)的 551 个县(旗、市、区)，区域总面积 406.9 万 km²，占国土面积的 42.4%^[70]。规划期限为 1978~2050 年，共 73 年时间，分 3 个阶段、8 期工程，共需造林 0.377 亿公顷。根据三北地区的地形、气候、植被、土壤、水资源情况等自然特征；生态环境脆弱程度及灾害类型；生态环境建设的主导需求及

不同地区的经济特征；可将整个三北地区防护林体系建设在地域上区划为蒙新地区、黄土高原地区、华北北部地区和东北地区 4 个防护林体系建设区(图 3.2)。

三北防护林工程区西高东低，海拔高度在 100~5000m 之间。山地与丘陵占全区总面积的 27%，平原占 11%，高原占 25%。中国的八大沙漠、四大沙地都分布在三北防护林工程区内。这些山地、高原、丘陵、平原、盆地与沙漠戈壁交错排列，构成错综复杂的地貌类型。各地气温温差较大，年平均温度由东北角-2℃到南端的 14℃，大部分地区在 2~8℃之间。风力和风向受大气环流等因素的影响，各地有较大变化。基本上以西风、西北风和东风为主。区内降雨量由东向西，从南到北递减。干旱半干旱地区占三北防护林工程区的 2/3，严重地制约着其生态治理。



图 3.2 三北防护林工程区地理位置及其四大建设区示意图

Fig. 3.2 Location of the Three-North shelter forest and its four construction regions

3.1.2 海河流域研究区概况

海河流域地处我国北部，东临渤海，西倚太行，南界黄河，北接蒙古高原，位于东经 112°~120°，北纬 35°~43°，流域总面积约 31.78 万 km²，占全国总面积的

3.3%。海河流域包括海河、滦河和徒骇马颊河三大水系。本文选择海河水系为研究区，主要包括 5 个子流域：北三河、永定河、大清河、子牙河、漳卫河，总面积约 23.46 万 km²。海河流域的主要河流和水资源三级分区如图 3.3 所示，本文的分析均按此区划进行。

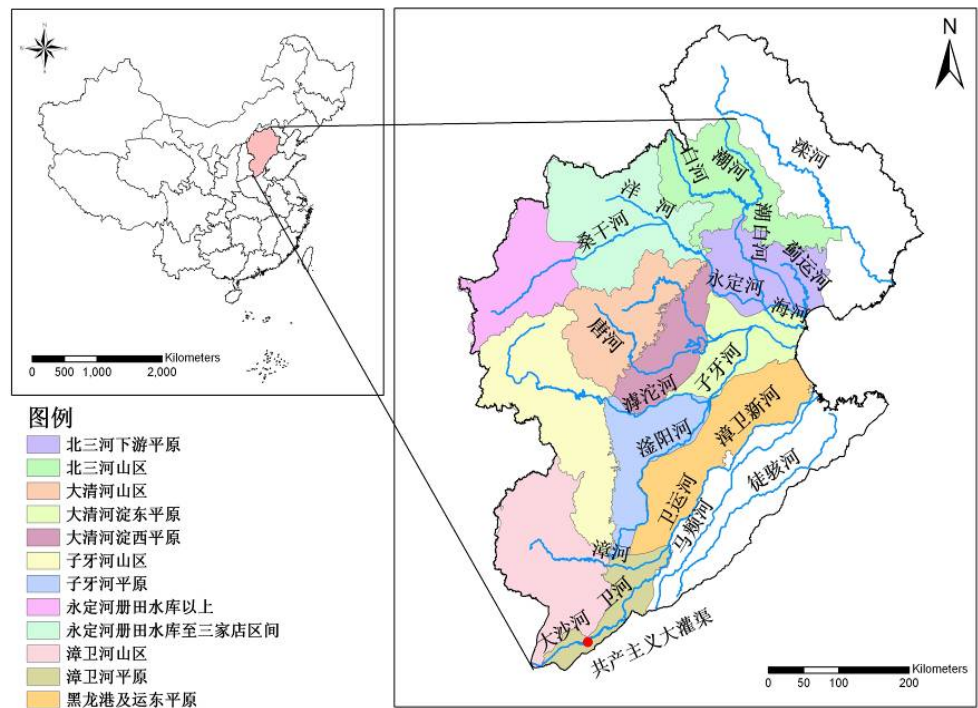


图 3.3 海河流域河流及水资源三级分区图

Fig. 3.3 Rivers in Hai River Basin and its water function zones

海河流域位于温带半干旱季风气候区，四季分明，冬季盛行北风和西北风，夏季多东南风，年平均气温为 10.4℃，年平均降雨量为 547.8mm，且年内分配很不均匀，75%~85%集中在 6~9 月的汛期，降雨量的年际变化很大，丰枯年降雨量相差 2.23 倍。海河流域是我国东部沿海地区年降雨量最少的地区，流域多年平均水面蒸发量为 1000~1400mm，人均水资源量为 300m³·a⁻¹，相当于全国平均水平的七分之一^[71]，水资源紧缺已成为该地区经济发展的制约因素。

由于气候、地形等因素的影响，该地区降水量的分布呈较为明显的地带性差异。沿太行山、燕山山脉迎风坡有一条年降雨量达 600mm 的弧形多雨带。西北部的燕北和冀北山地大部分地区降水量为 400~500 mm，平原地区降雨量一般为 500~600mm^[72]。

3.2 数据准备与处理

3.2.1 野外观测数据

(1) 野外考察线路

2008 年 9 月 4 日至 10 日，对华北水源涵养林典型研究区进行了野外考察及样地布设。考察范围包括北京密云县、怀柔县，河北滦平县、丰宁县、隆化县、围场县以及内蒙的多伦县，收集照片数百张。采样信息详见图 3.4。

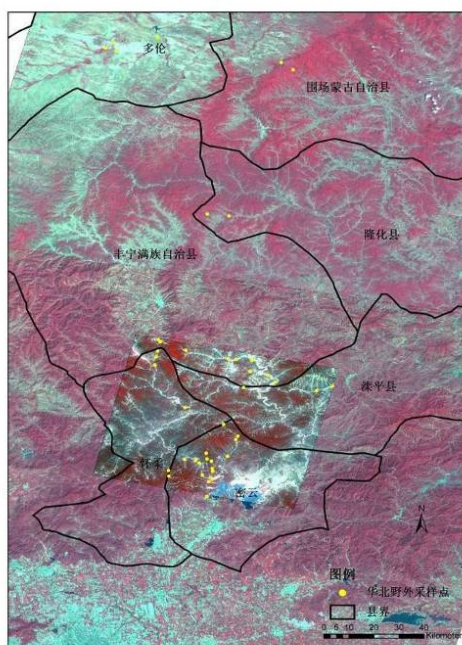


图 3.4 典型研究区野外采样点

Fig. 3.4 Field measured sample sites of the typical study area

2008 年 9 月 14 日至 19 日，考察队伍先后前往新疆吐鲁番、乌鲁木齐、阜康、米泉、昌吉、呼图壁、玛纳斯、石河子及沙湾等具有代表性的市县，对三北防护林的建设情况以及不同地域的典型植被进行了观测。同时，还走访了位于 150 团场的莫索湾治沙站以及位于阜康的中科院荒漠生态站，收集了相关资料。共收集到 18 个样地信息，采集照片数百张。研究区及采样信息详见图 3.5。

2008 年 9 月 20 日至 27 日，考察队伍对甘肃、宁夏、陕西、山西的农田防护林、防风固沙林、水土保持林进行了联合线路考察。先后经过张掖、临泽、高台、永昌、

武威、古浪、景泰、中卫、中宁、同心、盐池、定边、靖边、安塞、延安、延长、吉县、大宁、隰县、交口、孝义、汾阳、文水、清徐、太原、阳曲、忻州、定襄、五台、应县、大同等市县。总共观测得到 57 个样地信息，收集照片上千张。研究区及采样信息详见图 3.6，照片见图 3.7。

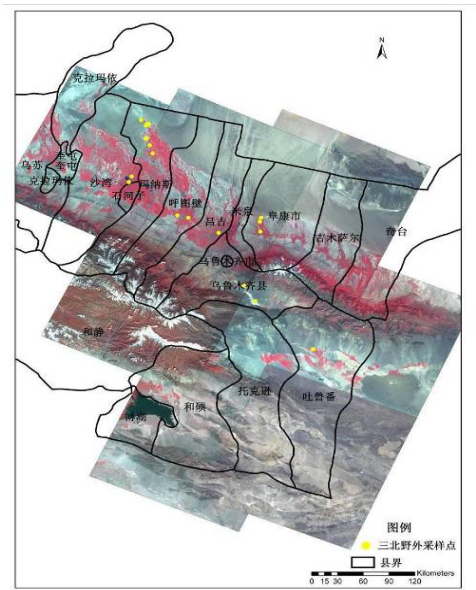


图 3.5 新疆地区野外采样信息图

Fig. 3.5 Field measured sample sites of Sinkiang province

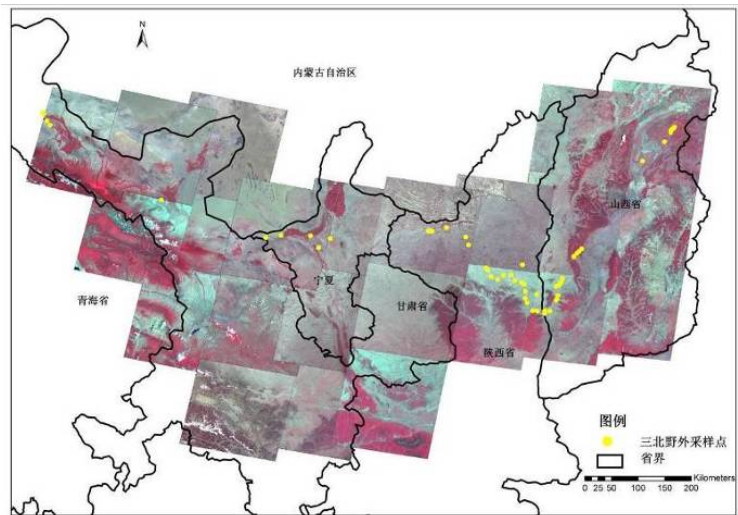


图 3.6 黄土高原地区野外采样信息图

Fig. 3.6 Field measured sample sites of the Loess Plateau



图 3.7 黄土高原地区野外照片

Fig. 3.7 Field photoes of the Loess Plateau

2009 年 8 月 2 日至 8 日在延河流域进行野外考察工作。考察路线涉及延长、延安和安塞的 18 个乡镇(图 3.8)。最终共获得 55 个样点信息, 其中包括 27 个详细采样点, 28 个随机采样点, 收集照片 2000 多张。

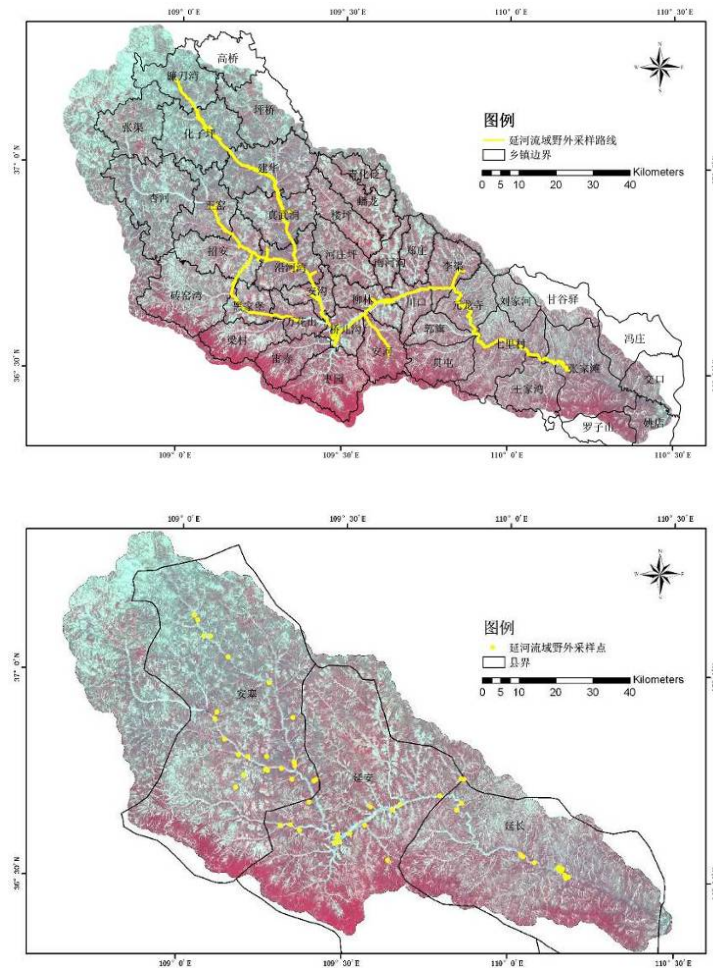


图 3.8 延河流域地区采样信息图

Fig. 3.8 Field measured sample sites of the Yan river

(2) 植被覆盖度观测方法

在野外采样中，为了不与邻近像元光谱混合，尽量选取大面积同质植被的中心位置作为采样点，用鱼眼相机垂直拍摄，分类获取采样点真实植被覆盖度。按乔、灌、草的高度不同，将相机垂直向上和向下的方式进行测量(图 3.9)，同时填写野外调查表对植被特征进行描述。样地面积大小为 $100\times 100\text{m}^2$ ，在每个样地内分别布设乔木、灌木、草本样方各 3 个，面积为 $30\times 30\text{m}^2$ ，样方的覆盖度以多个测量点求平均的结果作为该位置的覆盖度。

野外观测时，对大于 1.5m 的植被(主要是乔木)，在所选 $30\text{m}\times 30\text{m}$ 样方内选大于 3 个测量点的地方，用鱼镜头垂直向上拍摄，同时按不同路线，多测几次求平均值；小于 1.5m 的植被(主要是草地)，用相机在所选 $30\text{m}\times 30\text{m}$ 样方内选大于 3 个观测点的地方，垂直向下拍摄照片，之后进行分析，从照片中计算绿色像素和整个像素的比例，求几个地点的平均值，得到其植被覆盖度。

通过野外考察，对西北、华北地区三北防护林现状及其相关生态环境特征有了详细的了解和较为深刻的认识，为研究区植被覆盖度等生物物理参数的遥感反演奠定了基础。



图 3.9 乔、灌、草的鱼眼照片

Fig. 3.9 Photos of tree, shrub and grass obtained by pearl-eye camera

3.2.2 遥感数据与处理

(1) Landsat TM 数据

①数据源

美国陆地卫星五号(Landsat5)于 1984 年 3 月 1 日发射，每 24 小时绕地球 15 圈，其上携带专题制图扫描仪 TM(Thematic Mapper)，所成影像包含 7 个波段，表 3-1 给出了 Landsat5/TM 影像 7 个波段的各个参数值。

表 3.1 Landsat5/TM 的波段设置

Tab. 3.1 Wave-bands of Landsat5/TM

波段号	波段	频谱范围(μm)	分辨率(m)
B1	Blue-Green	0.45-0.52	30
B2	Green	0.52-0.60	30
B3	Red	0.63-0.69	30
B4	Near	0.76-0.90	30
B5	SWIR	1.55-1.75	30
B6	LWIR	10.40-12.5	120
B7	SWIR	2.08-2.35	30

②预处理

遥感主要通过对反映地物电磁波辐射水平的灰度信息来进行地物识别和专题研究。由于传感器的灵敏度特性、太阳高度、地形、大气等因素的影响，多光谱遥感影像上实际的图像灰度值与地物辐射电磁波能量大小并不一致，其中还包含着上述因素作用的结果。因此，为正确评价地物的反射特性及辐射特性，消除上述因素的影响，必须对其进行校正，主要包括辐射校正和几何校正。前者包括传感器灵敏度引起的校正、太阳高度角和地形引起的畸变校正以及大气校正等。而几何校正则是指消除遥感影像中的几何畸变的过程，其主要方式有系统校正、非系统性校正(利用控制点校正)及复合校正。

1) 几何纠正

采用控制点校正方式，以 1: 50000 地形图为参考影像对所用到的 TM 影像图进行几何纠正，采用二项式运算方法进行点的重采样，拟合误差控制在 0.5 个像元以内。

2) 辐射纠正

传感器获得的遥感影像含有大量地物特征信息，在影像上这些地物特征信息以灰度 DN 值(Digital number)的形式表现出来，一般在 0 和 255 之间，数值越大，亮度越大。必须首先把 DN 值转化为相应的热辐射强度值，才能反演地表反照率和地

表温度等参数。Landsat/TM 传感器在设计制造时已考虑到把所接收到的辐射强度转化为相对应的 DN 值问题。对于 TM5 数据，所接收到的辐射强度与其 DN 值有如下关系：

$$L_{\lambda} = (\frac{L_{\max} - L_{\min}}{255}) \cdot DN + L_{\min} \tag{3.1}$$

上式中， L_{λ} 为 TM 遥感器所接收到的辐射强度(W/m²/sr/μm)， $L_{\max}$ 和 $L_{\min}$ 的值如表所示。TM 遥感影像经过上述计算后，各波段的光谱值便得到了校正。辐射校正需要用到的参数见表 3.2。

表 0.2 TM5 的 $L_{\min}$ 和 $L_{\max}$ 值^[73]
Tab. 3.2 $L_{\min}$ and $L_{\max}$ value of TM5^[73]

波段	$L_{\min}(\text{W/m}^2/\text{sr}/\mu\text{m})$	$L_{\max}(\text{W/m}^2/\text{sr}/\mu\text{m})$	ESUN λ
1	-1.5	152.1	1957
2	-2.8	296.8	1829
3	-1.2	204.3	1557
4	-1.5	206.2	1047
5	-0.37	27.19	219.3
6	1.238	15.6	-
7	-0.15	14.38	74.52

3) 大气纠正

由于气象和太阳高度角的变化形成大气条件的变化，必然影响和改变地面的光谱反射，从而影响影像上地物光谱的真实表达，为了减小大气层的影响，需要进行大气纠正。本文采用 ERDAS9.0 所带的 ATCOR2 模块进行 TM 影像的大气纠正和辐射纠正。大气纠正的参数采用 TM 影像头文件中的参数，主要包括：数据接收时间(包括年、月、日、时)、太阳高度角、影像的经纬度。

(2) 环境星数据

①数据源

本文使用的环境星数据是中国资源卫星中心提供的 HJ1A-CCD2 数据，时相为：

2008 年 9 月 20 日，轨道号为 2/64。

“环境与灾害监测预报小卫星星座” A、B 两颗卫星于 2008 年 9 月 6 日在太原卫星发射中心发射升空。卫星投入使用后，将实现灾害与环境的快速监测和预报，对我国的防灾减灾起到不可替代的作用^[74]。

本次发射的 HJ-1A 和 HJ-1B 采用近中午(约为 10:30AM)太阳同步轨道，轨道高度为 650km，相位呈 180 度分布，相互间过境时间间隔为 50min 左右。两颗光学星上分别装有两台宽覆盖多光谱可见光相机(简称 CCD 相机)，CCD 相机 96h 对全球覆盖一次(HJ-1A 与 HJ-1B 卫星组网后为 48h)，地面像元分辨率为 30m，单台 CCD 相机的幅宽为 360 km，两台幅宽为 710 km，其波谱范围为 0.43-0.9 μm ，分为 4 个波段(0.43-0.52, 0.52-0.60, 0.63-0.69, 0.76-0.90)。CCD 相机宽幅、中高分辨率的特点，适用于区域的大范围中尺度覆盖监测。

在两颗卫星协同工作的情况下，可实现至少 2 天一次对同一个地区进行重复观测^[75]，这是国际上目前在 30m 分辨率上实现同一地区连续、高频率观测能力最强的对地观测系统，这一能力不但使系统可以实时监测环境与灾害事件，还具备了对作物生长进行动态、连续监测的能力。

②预处理

数据获取后对数据进行了辐射纠正、大气纠正和几何精纠正等处理。其中辐射校正利用中国资源卫星中心公布的环境减灾星座 A/B 星各载荷在轨决对辐射定标系数，利用绝对定标系数将图像 DN 值转换为辐亮度的公式为 $L = \text{DN}/a + L_0$ ，其中 L 为辐亮度，a 为绝对定标系数增益， L_0 为偏移量，转换后辐亮度单位为 $\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1} \cdot \mu\text{m}^{-1}$ 。大气纠正采用常用的 6S 模型(Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum)^[76]，对主要大气效应： H_2O 、 O_3 、 O_2 、 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 等气体的吸收、大气分子和气溶胶的散射都进行了考虑，经过辐射标定和大气纠正最后得到了环境星 CCD 数据 4 个波段的地表反射率。几何纠正使用 ERDAS 遥感图像处理软件，为使真实与模拟环境星数据的空间匹配达到较好效果，以 2007 年 10 月 3 日的 TM 数据为参考图像进行了环境星数据的几何纠正，纠正后几何误差低于 1 个像元。

(3) MODIS 植被指数产品

1999 年 12 月 18 日和 2002 年 5 月 4 日，美国分别发射 Terra 和 Aqua 两颗卫星，

都载有“中分辨率成像光谱仪”(MODIS)。MODIS 具有 36 个波段, 计划中的数据产品共 44 种, 其中包括植被指数产品(MOD13)(Terra MODIS, MODIS homepage)。MODIS VI 产品是在已有的植被指数的基础上改进设计的, 以便适用于全球范围, 并增强对植被的敏感度, 减少外部影响因素(如大气、观测角和云等)和内部的非植被因素(如叶冠背景、垃圾等)影响。MODIS 数据生成两种全球陆地植被指数: 一种是标准的归一化植被指数(NDVI), 是 NOAA/AVHRR—NDVI 的延续。另一种是增强植被指数(EVI), 它可以提高对高生物量群体的敏感度, 通过削弱叶冠背景信号和降低大气的影响来改善对植被的监测。MODIS 植被指数产品是 16 天合成的一组产品, 基本产品是 250~1000 m 的两种植被指数: 归一化植被指数(NDVI)和增强型植被指数(Enhanced Vegetation Index, EVI)。

本文所使用数据为从 NASA(National Aeronautics and Space Administration)的数据免费下载网站(<https://wist.echo.nasa.gov/api/>)获取的 2000-2007 年的空间分辨率为 1km 的 MODIS-NDVI 产品(Terra 平台, 16 天合成)。由于年最大 NDVI 可以较好反映该年度植被长势最好季节地表的植被覆盖状况, 因而本文采用最大值合成法, 将每年的最大 NDVI 用于海河流域长时间序列植被覆盖度的遥感估算和动态变化分析。

3.2.3 辅助数据

(1) 土地覆盖数据

本文利用面向对象的分类软件 eCognition 对 TM 影像进行分类, 获取了典型研究区 2007 年的土地覆盖图(图 3.10), 土地利用分类系统见附表。基于 2008 年 MODIS 数据, 利用计算机自动分类和目视解译相结合的方法, 获得了 250m 的海河流域土地覆盖图(图 3.11)。根据野外观测验证, 土地利用分类的精度均达到 80%以上。可以作为植被覆盖度估算模型中阈值确定和植被覆盖度类型分析的基础数据。

面向对象的分类方法突破了传统分类方法中以像元为基本分类和处理单元的局限性, 以含有更多语义信息的多个相邻像元组成的对象(含超级对象和子对象)为处理单元, 可以实现较高层次的遥感图像分类和目标地物提取。通过该方法对遥感图像进行分割, 首先得到同质对象(或基元), 再根据遥感图像分类或目标地物提取

的具体要求，检测和提取目标地物的多种特征，以达到对遥感图像进行分类的目的。

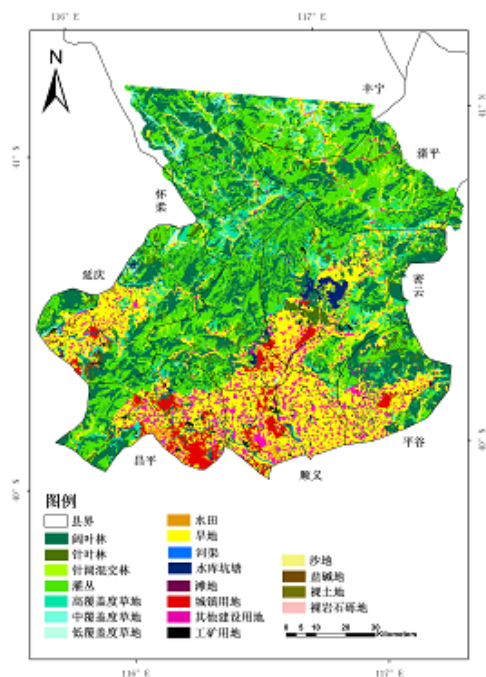


图 3.10 2007 年典型研究区土地覆盖图

Fig. 3.10 Landcover of the typical study area in 2007

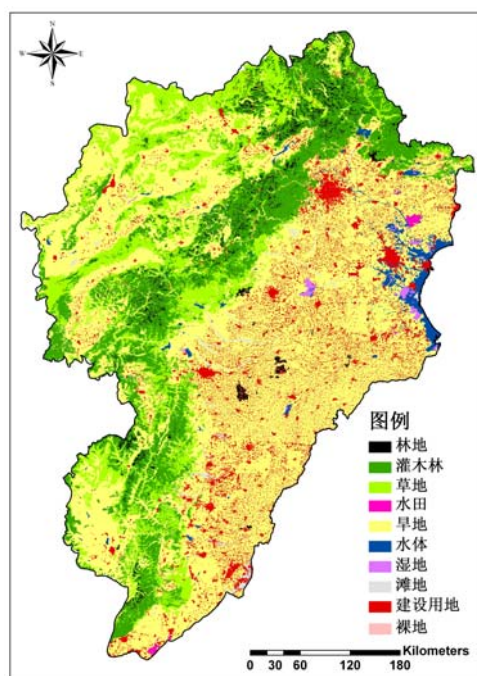


图 3.11 2007 年海河流域土地覆盖图

Fig. 3.11 Landcover of Hai River Basin in 2007

(2) TRMM 3B43 降雨数据

TRMM 卫星是 1997 年 11 月 27 日发射成功的。它是由美国 NASA(National Aeronautical and Space Administration)和日本 NASDA(National Space Development Agency)共同研制的试验卫星。它最显著的特点是覆盖面广，能得到降雨云内部的详细空间结构。

本研究所用的降雨资料为 2000-2007 年的 TRMM 卫星产品 3B43 数据集，空间分辨率为 $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ 。由于 TRMM 数据空间分辨率低，使用地面观测的降雨数据对 TRMM 数据进行标定时，传统的点上的降雨观测数据由于观测尺度太小，很难达到要求。本文基于多普勒雷达偏振参数和降水强度之间的关系，根据偏振参数阈值对降水粒子进行分类取降水率，通过地基多普勒雷达观测得到降雨数据，以该数据对 TRMM 数据进行标定，实现地基与空基相结合的降雨量遥感监测。

(3) 土壤数据

收集典型研究区全国第二次土壤普查土壤类型图及其理化分析资料。其分类系统按《全国第二次土壤普查技术规范》，采用六级制，即土纲、土类、亚类、土属、土种、变种，本次植被覆盖度估算利用的是土类信息，如图 3.12。其成图比例为 1:100000。从图 3.12 中可以看出典型研究区以褐土、棕壤和潮土为主。

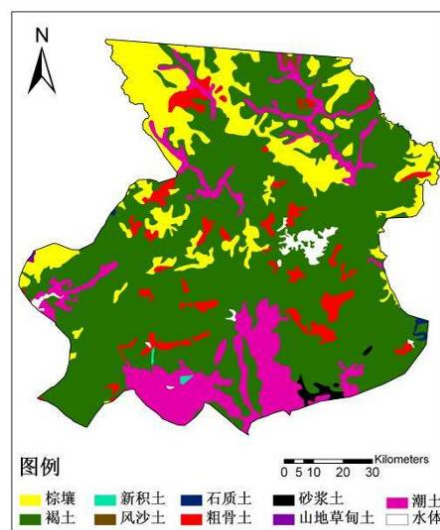


图 3.12 典型研究区土壤类型图

Fig. 3.12 Soil-types of the typical study area

4 植被覆盖度计算

4.1 典型研究区植被覆盖度计算

典型研究区首先使用一景 TM 影像(轨道号为 123-32, 时间为 2007 年 10 月 3 日)在众多的多光谱数据中, 对典型研究区采用 TM 数据, 主要基于以下两个原因: TM 数据的空间分辨率是 30 米, 与样方大小一致, 便于进行野外观测数据和相应地理位置的遥感光谱信息的分析; TM 影像各个波段范围的设置使其对植被较其它数据敏感。综合这两个原因, 本文使用 TM 数据对典型研究区进行植被覆盖度反演。

由于影像获取时植被生长比较旺盛, 所用影像的空间分辨率为 30m。因此, fc_{max} 可以近似取 100%, 且 fc_{min} 可以近似取 0%, 选择方案一进行典型研究区植被覆盖度计算。

根据方案一, 估算植被覆盖度的主要步骤包括: 切割影像删除云覆盖区域; 计算 NDVI; 提取各土地利用类型和土壤类型的 NDVI; 制作 NDVI 概率分布; 确定 $NDVI_{max}$ 与 $NDVI_{min}$; 制作 $NDVI_{veg}$ 与 $NDVI_{soil}$ 参数图; 计算植被覆盖度。

4.1.1 切割影像并删除云覆盖区域

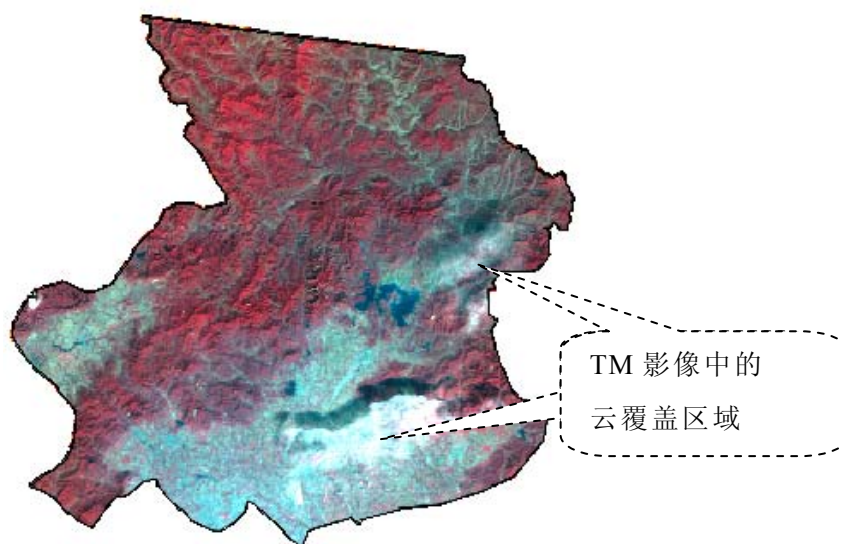


图 4.1 2007 年 10 月 3 日典型研究区 TM 影像

Fig. 4.1 TM image of the typical study area(2007-10-03)

根据典型研究区的边界(Shape 格式),利用 ERDAS 软件中的 AOI 工具,在 Subset 模块中对 2007 年的 TM 影像进行切割,得到典型研究区的影像(图 4.1)。

由于 2007 年的 TM 影像中存在云覆盖部分,为消除云区域对图像的影响,尤其是为了避免在计算 NDVI 概率分布时,引进错误数据,一定要在计算前将图像中的云区域删去。

4.1.2 计算 NDVI

对切割并去云后的 TM 影像,利用公式(2.9)计算 NDVI。其中,近红外波段 NIR 对应于 TM 影像中的第 4 波段($0.75\text{-}0.90\mu\text{m}$),红波段 R 对应于第 3 波段($0.63\text{-}0.69\mu\text{m}$)。具体可在 ERDAS 遥感图像处理软件中的 Interpreter 模块中实现,得到 2007 年典型研究区的 NDVI 图像(图 4.2)。



图 4.2 典型研究区云去除后的 NDVI 影像

Fig. 4.2 Free-cloudy NDVI of the TM image

4.1.3 提取各土地覆盖、土壤类型的 NDVI

根据典型研究区的土地覆盖图,提取每种土地覆盖类型的 NDVI 值。首先,在 ArcGIS9.3 软件中将 Shape 格式的典型研究区土地覆盖图转化为 Image 图像;然后,利用 ERDAS 中的 Modeler 模块编写 Model 进行提取(图 4.3);最后,得到典型研究区内各土地覆盖类型的 NDVI 图像(图 4.4)。同理,可得各土壤类型的 NDVI 图像。

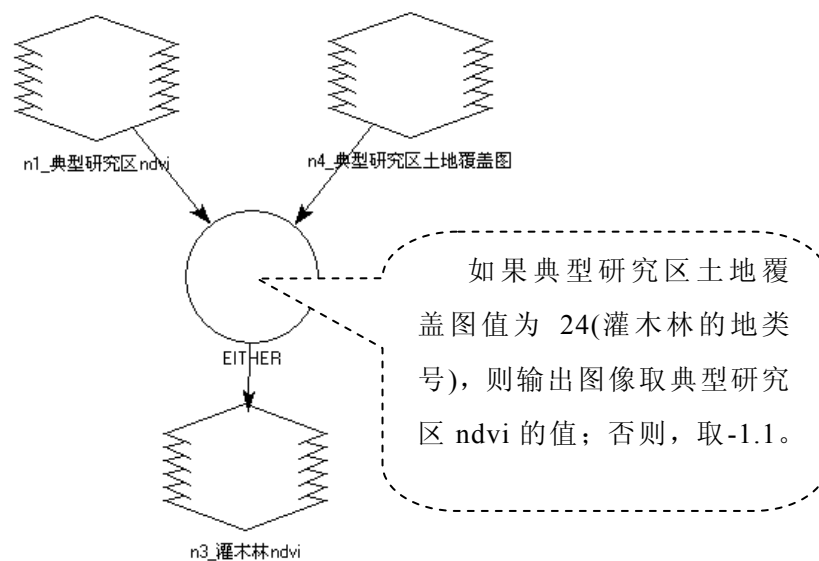


图 4.3 提取各土地利用类型 NDVI 的 model

Fig. 4.3 Model for retrieval the NDVI of different soil-types

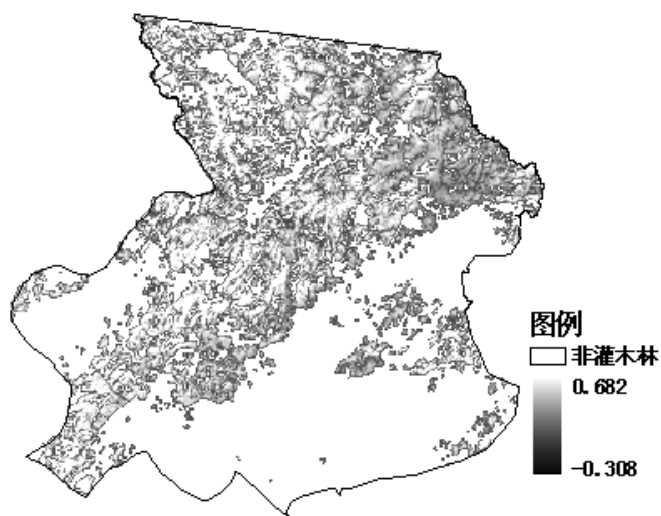


图 4.4 典型研究区内灌木林的 NDVI 图像

Fig. 4.4 NDVI of shrub in the typical study area

4.1.4 制作 NDVI soil 和 NDVIveg 参数图

首先利用 ENVI 软件, 对每种土地覆盖类型和土壤类型的 NDVI 图像进行统计, 做出典型研究区范围内每种土地覆盖类型和土壤类型的 NDVI 概率分布。在概率统计过程中总像元个数不能太少(本次研究中不低于十万个像元), 否则概率统计意义不大。如果图像中某一土地覆盖类型像元个数太少, 则取相近类型的计算结果或几

个相近类型并为一类做概率分布统计。

本次研究中，取置信度为 0.5%。根据各土地覆盖类型的 NDVI 概率统计表，各土地覆盖类型内取累积频率为 0.5%附近的 NDVI 值为 NDVI_{max}。同理，各土壤类型内取累积频率为 0.5%附近的 NDVI 值为 NDVI_{min}。最后，得到典型研究区范围内各土地覆盖类型的 NDVI_{max} 参数表和各土壤类型的 NDVI_{min} 参数表(表 4.1、表 4.2)。

表 4.1 典型研究区各土地覆盖类型的 NDVI_{max} 参数表

Tab. 4.1 NDVI_{max} of different landcover-types in the typical study area

耕地	阔叶林	针叶林	针阔混交林	灌丛	草地
0.471	0.575	0.544	0.531	0.592	0.514

表 4.2 典型研究区各土壤类型的 NDVI_{min} 参数表

Tab. 4.2 NDVI_{min} of different soil-types in the typical study area

棕壤	褐土	粗骨土	潮土	其它
0.085	-0.07	0.024	-0.1	0.021

注：考虑到典型研究区中新积土、风沙土、石质土、砂浆土和山地草甸土的像元数均低于 10 万个，因此将它们合并为一类(其它)计算参数。

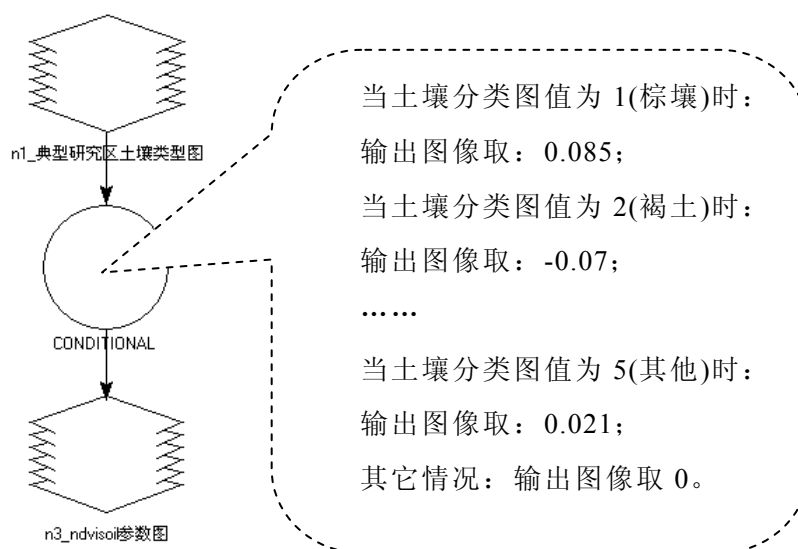


图 4.5 生成 NDVIsoil 参数图的 model

Fig. 4.5 Model of creating NDVIsoil

根据参数表 4.1 和 4.2 为图像中的每一个像元都设置它的 NDVIveg 与 NDVIsoil 参数($\text{NDVIveg}=\text{NDVI}_{\text{max}}$, $\text{NDVIsoil}=\text{NDVI}_{\text{min}}$)。利用 ERDAS 遥感图像处理软件中的 Modeler 模块编写 Model 实现(图 4.5), 得到 NDVIveg(图 4.6)与 NDVIsoil 参数图(图 4.7)。

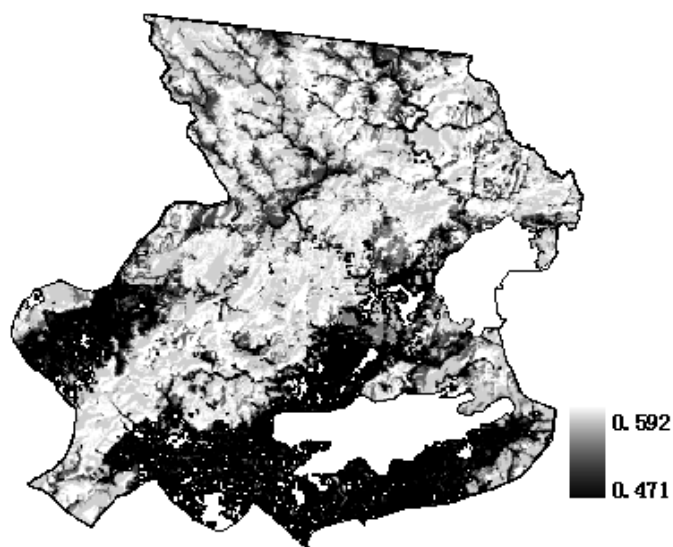


图 4.6 典型研究区 NDVIveg 参数图

Fig. 4.6 Map of NDVIveg in the typical study area



图 4.7 典型研究区 NDVIsoil 参数图

Fig. 4.7 Map of NDVIsoil in the typical study area

4.1.5 计算植被覆盖度

根据公式(2.10)计算植被覆盖度。利用 ERDAS 遥感图像处理软件的 Modeler 模块编写 Model 实现(图 4.8)，运行模型得到典型研究区植被覆盖度图像(图 4.9)。

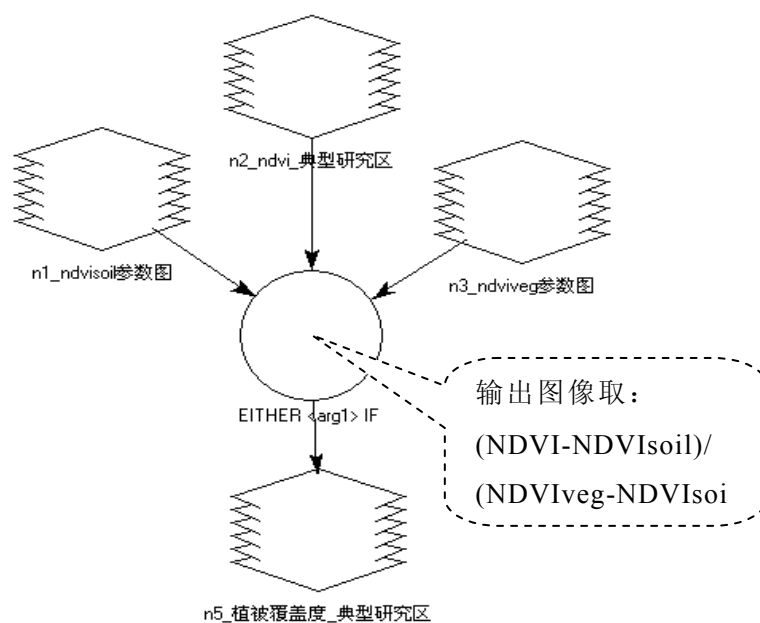


图 4.8 计算植被覆盖度的 model

Fig. 4.8 Model of estimating vegetation fractional cover

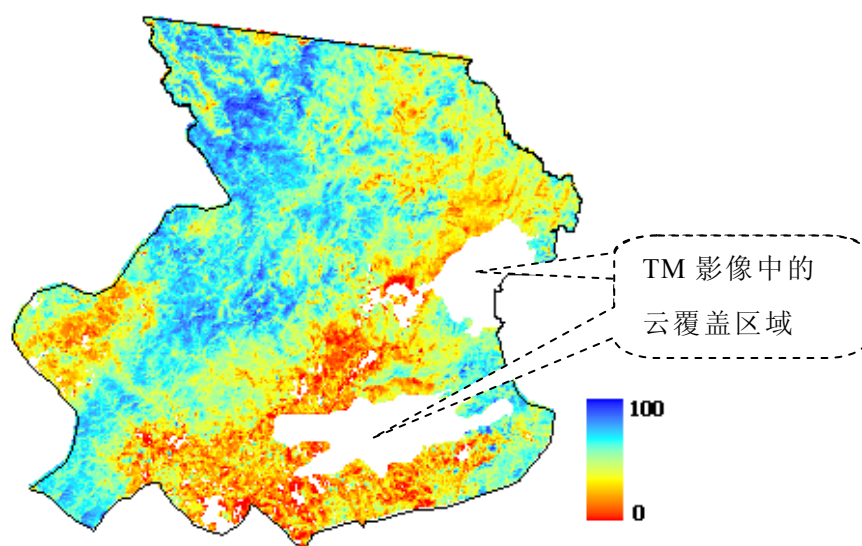
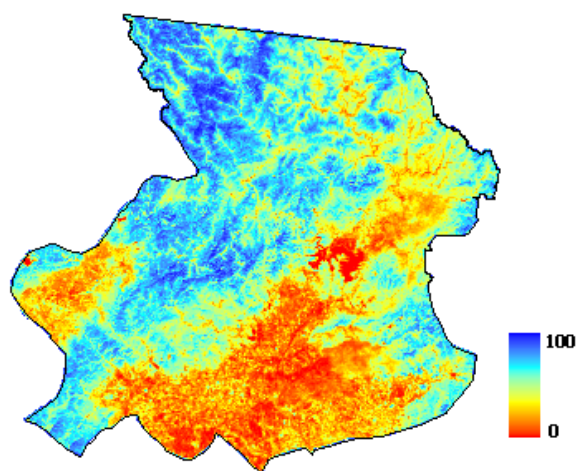


图 4.9 典型研究区 TM 影像植被覆盖度图像

Fig. 4.9 FC map of the typical study area based on TM image

4.1.6 结合环境星影像的植被覆盖度估算结果

由于 TM 影像中存在云覆盖区域，云覆盖部分用空间分辨率相同、时相相差不大的环境星数据代替。本文所选环境星影像，轨道号为 2/64，时间为 2008 年 9 月 20 日。用环境星数据计算植被覆盖度的过程同上，将环境星影像计算出的植被覆盖度代替 TM 影像中的云覆盖区域，并对接边做一定的调整，使图像间的过渡不太明显。



4.10 典型研究区植被覆盖度图像

Fig. 4.10 FC map of the typical study area based on TM and HJ-1 images

4.1.7 结果验证

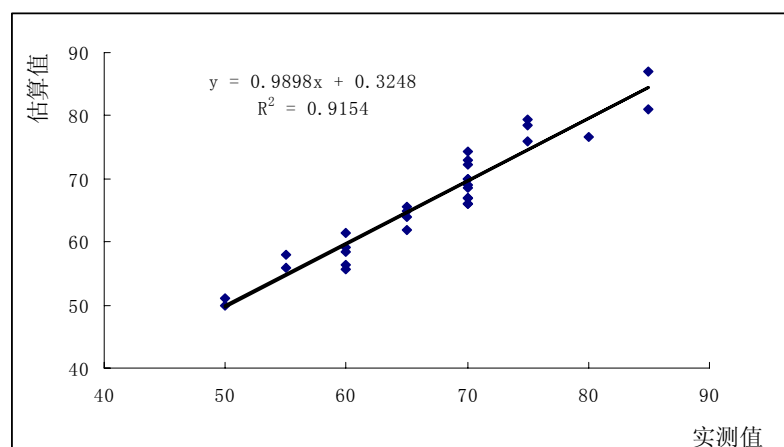


图 4.11 2007 年典型研究区实测值与估算值散点图

Fig. 4.11 Comparison between estimating value and the real value

根据典型研究区植被覆盖度实测数据与遥感估算数据散点图(图 4.11)。实测值与估算值之间的相关系数为 0.96, 判定系数为 0.92。充分说明植被覆盖度估算的准确性, 使用改进的像元二分模型的方案一估算植被覆盖度是可行的。

4.2 三北防护林工程区和海河流域植被覆盖度计算

本文研究区所用数据为 1km 的 MODIS-NDVI 产品, 由于缺少对应的土地覆盖和土壤类型信息, 因而无法进行第四个步骤——提取各土地利用类型的 NDVI, 与第五个步骤——提取各土壤类型的 NDVI, 而是对整景 NDVI 图像计算其概率分布, 所以一幅图像只有一套参数。

为便于长时间序列的变化分析, 获得植被覆盖度的变化趋势, 本文结合野外实地考察数据和每景影像的概率统计, 一个研究区选一套参数。

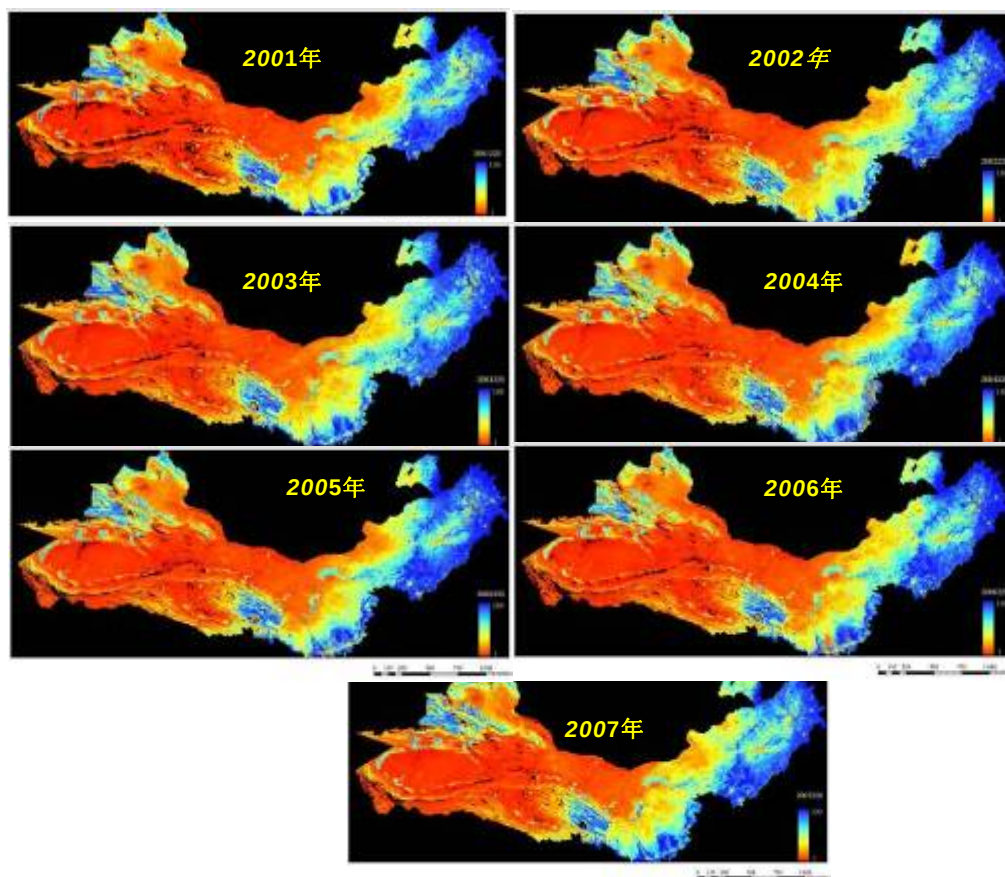


图 4.12 三北防护林地区 2001-2007 年 8 月植被覆盖度监测结果

Fig. 4.12 FC maps of TNSFP from 2001 to 2007

除此之外，其它步骤与技术路线相同。最终得到两个研究区的植被覆盖度图像：三北防护林工程区计算得到 2001-2007 年每 16 天的植被覆盖度产品，共 60 期；海河流域计算得到 2000-2007 年生长季(4-10 月)的月度植被覆盖度产品，共 56 期。

由于年最大植被覆盖度可以较好反映该年度植被长势最好季节地表的植被覆盖状况，因而本文将年最大被覆盖度用于分析研究区植被覆盖度的年际变化。其中三北地区选择植被生长旺盛的第 225-240 天的植被覆盖度(代表 8 月的植被生长状况)进行研究(图 4.12)，海河流域采用最大值合成法求得年最大植被覆盖度进行研究(图 4.13)。

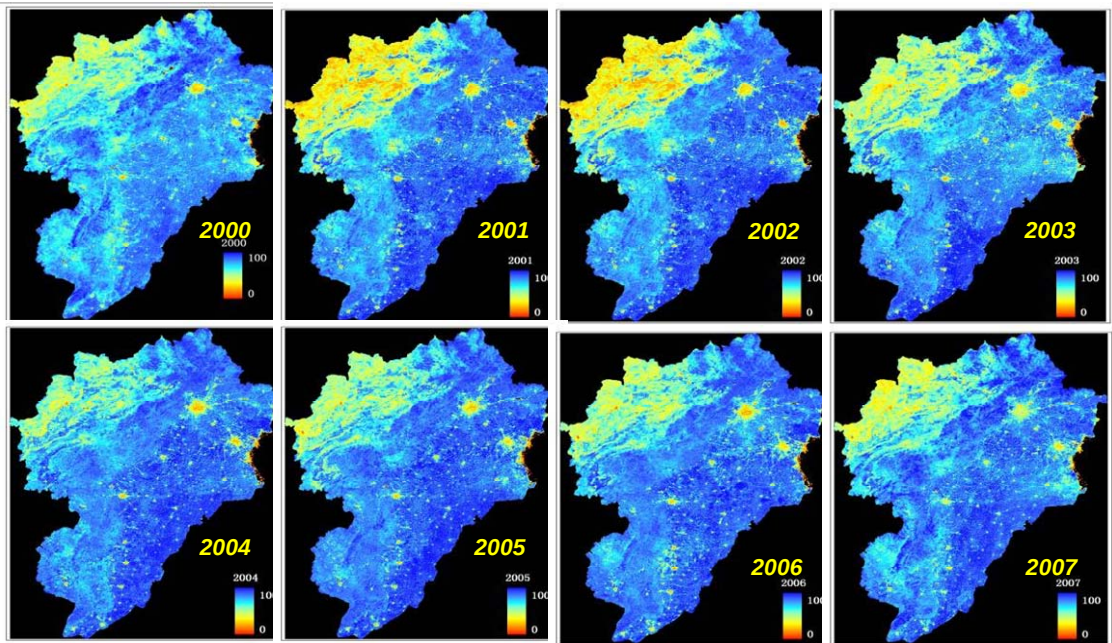


图 4.13 2000-2007 年海河流域年最大植被覆盖度监测结果
Fig. 4.13 Yearly FCmax. maps of Hai River Basin from 2000 to 2007

5 三北防护林工程区植被覆盖度动态变化分析

本章在选取遥感影像时,对 2001 年 1 月-2007 年 12 月 16 天合成的植被覆盖度进行了反复比较,最后选择了植被生长旺盛的第 225-240 天合成的 MODIS-NDVI 数据(代表 8 月的植被生长状况)进行研究,并对每年 8 月整个三北防护林工程区的平均植被覆盖度进行了计算(图 5.1)。

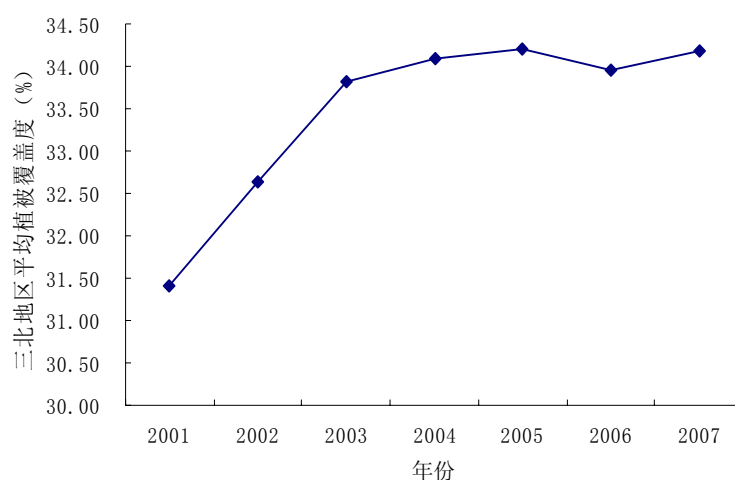


图 5.1 2001-2007 年三北防护林地区平均植被覆盖度变化

Fig. 5.1 Changes of mean FC from 2001 to 2007 in the Three-North region of China

从图 5.1 可以看出,三北防护林工程区平均植被覆盖度总体趋势是上升的,除 2006 年外,其余各年呈上升趋势,因而本文选取时间跨度较长且能代表研究区植被覆盖度总体变化趋势的 2001 年 8 月和 2007 年 8 月两个时间段进行比较,详细分析研究区植被覆盖度的变化。

5.1 植被覆盖度总体特征

对计算得到的三北防护林地区 2001 年 8 月和 2007 年 8 月的植被覆盖度,采用等间距重分类为 5 级,即 0~20%、20%~40%、40%~60%、60%~80%、80%~100%(图 5.2 和图 5.3)。

从图中可以看出,三北防护林地区的植被覆盖度在空间上的总体特征表现为:西北地区植被覆盖度最低,大部分地区的植被覆盖度在 40%以下,为低覆盖度类型;

东北地区的植被覆盖度最高，其中绝大部分地区的植被覆盖度在 60%以上，为高覆盖度类型；中部地区的植被覆盖度介于两者之间，为中覆盖度类型。

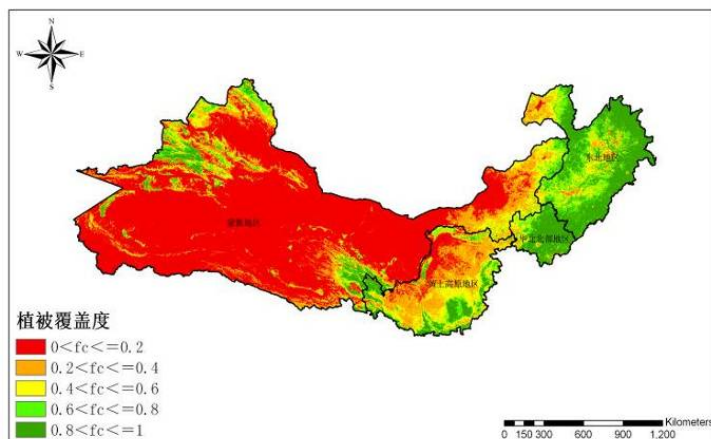


图 5.2 2001 年 8 月三北防护林地区植被覆盖度分级

Fig. 5.2 Reclassification result of FC for 2001 in the Three-North region of China

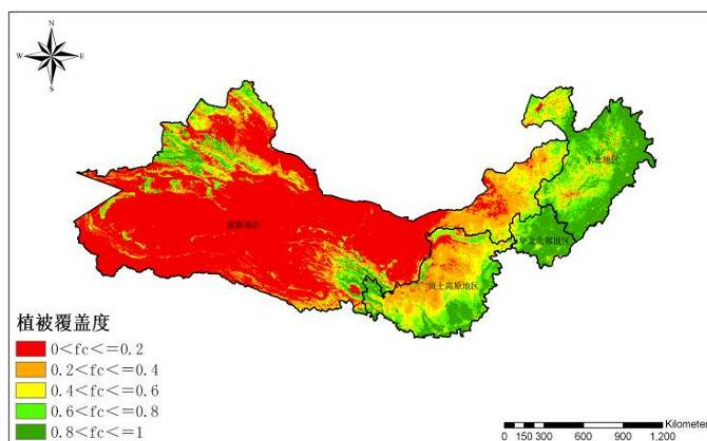


图 5.3 2007 年 8 月三北防护林地区植被覆盖度分级

Fig. 5.3 Reclassification result of FC for 2007 in the Three-North region of China

从时间尺度上分析，三北防护林地区 2001 年 8 月的平均植被覆盖度为 32.85%，2007 年 8 月的平均植被覆盖度为 34.93%，整个地区的平均植被覆盖度上升了 2.07%，2007 年研究区低覆盖度的植被(0~40%)逐渐减少，中等覆盖度(40%~60%)和高覆盖度的植被(60%~100%)均逐渐增多(图 5.4)。

从 TRMM 3B43 全球年降雨量数据的分析结果中可看出，研究区的年平均降雨量由 2001 年的 199.22 mm 增加到 2007 年的 239.64 mm，因而降雨量的增加是导致

植被覆盖度增加的主要自然原因。同时，人为因素也是导致植被覆盖度增加的重要原因之一。在 20 世纪 90 年代末期，我国各地一味追求经济的快速增长而忽略了环境保护，以致生态环境遭到一定程度的破坏。进入新世纪，人们意识到环境保护的重要性，国家出台了封山育林、退耕还林、退耕还草等多项政策，特别是三北防护林建设工程的贯彻实施，使植被得到了很好的保护和重建，扩大了植被覆盖面积。

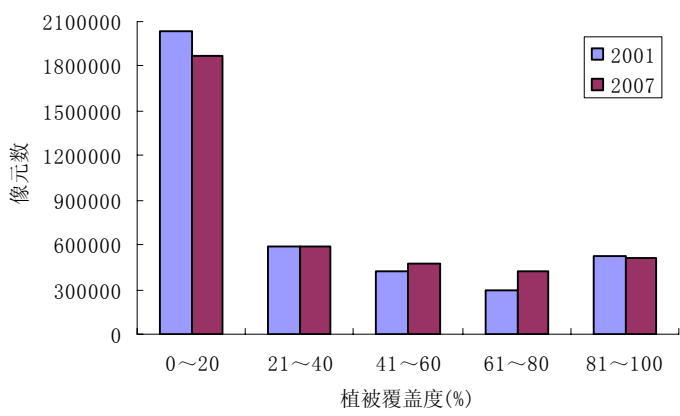


图 5.4 2001 年 8 月和 2007 年 8 月植被覆盖度所占区域像元数分析

Fig. 5.4 Histograms of FC for both 2001 and 2007 in the Three-North region of China

5.2 植被覆盖度空间分析

分区统计三北防护林 2001 年 8 月和 2007 年 8 月的平均植被覆盖度(图 5.5 和表 5.1)。从表 5.1 可以看出，面积最大的蒙新地区平均植被覆盖度最低，2001 年为 18.6%，2007 年为 20.37%。其原因是该地区的气候类型以温带荒漠和半荒漠气候为主，西部山区海拔高，加上西风环流和多重山脉阻隔，降水量少，年降水量一般平均为 250 mm 左右，是我国降水量最少的地区；土壤贫瘠，有机质含量低。该区域平均植被覆盖度在 7 年内增加了 1.77% (表 5.1)；蒙新地区低覆盖度的植被在减少，中、高覆盖度的植被在增加(图 5.5(a))。这说明，该区域随着温度的上升导致高山冰雪融水增加、降雨量增加，由于受这些自然因素以及封山育林、退耕还林还草、三北防护林工程的实施等人类活动的影响，使植被得到了较好的恢复。

黄土高原地区位于三北工程建设区的中部，其平均植被覆盖度高于蒙新地区，低于东北地区和华北北部地区(表 5.1)。这与该区域的自然条件密切相关：气候属中

温带半干旱区和暖温带半干旱半湿润区；光热资源丰富，降水量少，且分配不均，暴雨多集中于 6—9 月，加上坡陡谷深和人为垦殖活动的影响，是我国水土流失最严重的地区。

黄土高原地区的平均植被覆盖度上升最快，由 2001 年的 45.32% 上升至 2007 年的 54.7%，上升值为 9.38%(表 5.1)；2001 年该区域低覆盖度类型(0~40%)，少部分转化为 2007 年的中等覆盖度类型(40%~60%)，大部分转化为 2007 年的高覆盖度类型(60%~100%)(图 5.5(b))。究其原因，一方面，年平均降雨量由 2001 年的 387.78 mm 上升到 2007 年的 458.69 mm，降雨的增加提高了植被覆盖度。另一方面，三北工程建设 30 年大大改善了黄土高原地区的环境状况，共治理黄土高原水土流失面积 0.2 亿多公顷，该地区的森林覆盖率由 1977 年的 11% 提高到目前的 19.55%；同时，该地区为治理水土流失还采取了植树造林、种草，将坡耕地改为水平梯田，以及水利工程等一系列生态保护措施，这些措施在治理水土流失的同时也提高了植被覆盖度。

华北北部地区的平均植被覆盖度最高，两年均在 80% 以上(表 5.1)。这得益于其适宜的自然条件：地貌类型多样，土壤营养丰富，呈中性至微酸性，一般宜林条件较好；除长城以北的燕山山地为温带大陆性气候外，其余都处于暖温带，气候温和，无霜期较长，日照较多，雨热同期，有利于植被的生长。由图 5.5(c) 可知，该区域的植被覆盖度以高覆盖类型为主，大部分地区在 60% 以上，而且 2001 年的低覆盖度类型(0~40%) 和中等覆盖度类型(40%~60%)，已转化为 2007 年的高覆盖度类型(60%~100%)。这说明，降雨的增加和春季温度的上升等自然原因以及三北工程、京津绿化工程和小流域综合治理工程等政策的实施对植被恢复起到了良好的作用。

东北地区的植被覆盖度较高，仅次于华北北部地区(表 5.1)。由图 5.5(d) 可知，东北地区的植被覆盖度以中等覆盖度类型(40%~60%) 和高覆盖度类型(60%~100%) 为主。这与其自然条件关系密切，东北地区是三北工程建设区中土壤最为肥沃的地区，一般土层深厚，有机质含量高，农牧业发达，并且是传统的林业生产基地。东北地区的植被覆盖度有所降低(表 5.1)，这与其自然条件和人类活动相关。东北地区的气候近 50 年来向暖干化方向发展，考虑到水热条件的匹配对作物生长的影响，由于降水的增加不足以补偿增温引起的蒸腾蒸发的增加，东北地区主要作物生长发

育期间水分普遍不足，在没有灌溉的地区，作物产量依然受到影响^[77]。再加上经济利益的驱使，过量的采伐、毁林开荒以及森林火灾等人类活动的影响导致近 7 年来植被覆盖度的降低。

表 5.1 三北防护林四大建设区的平均植被覆盖度及其变化

Tab. 5.1 Mean FC varieties in four construction regions of TNSFP from 2001 to 2007

三北工程建设区	2001 年 FC(%)	2007 年 FC(%)	2001-2007 年 FC 的变化(%)
蒙新地区	18.6	20.37	1.77
黄土高原地区	45.32	54.7	9.38
华北北部地区	81.58	84.01	2.43
东北地区	75.69	74.51	-1.18

注：表中负数表示植被覆盖度的降低。

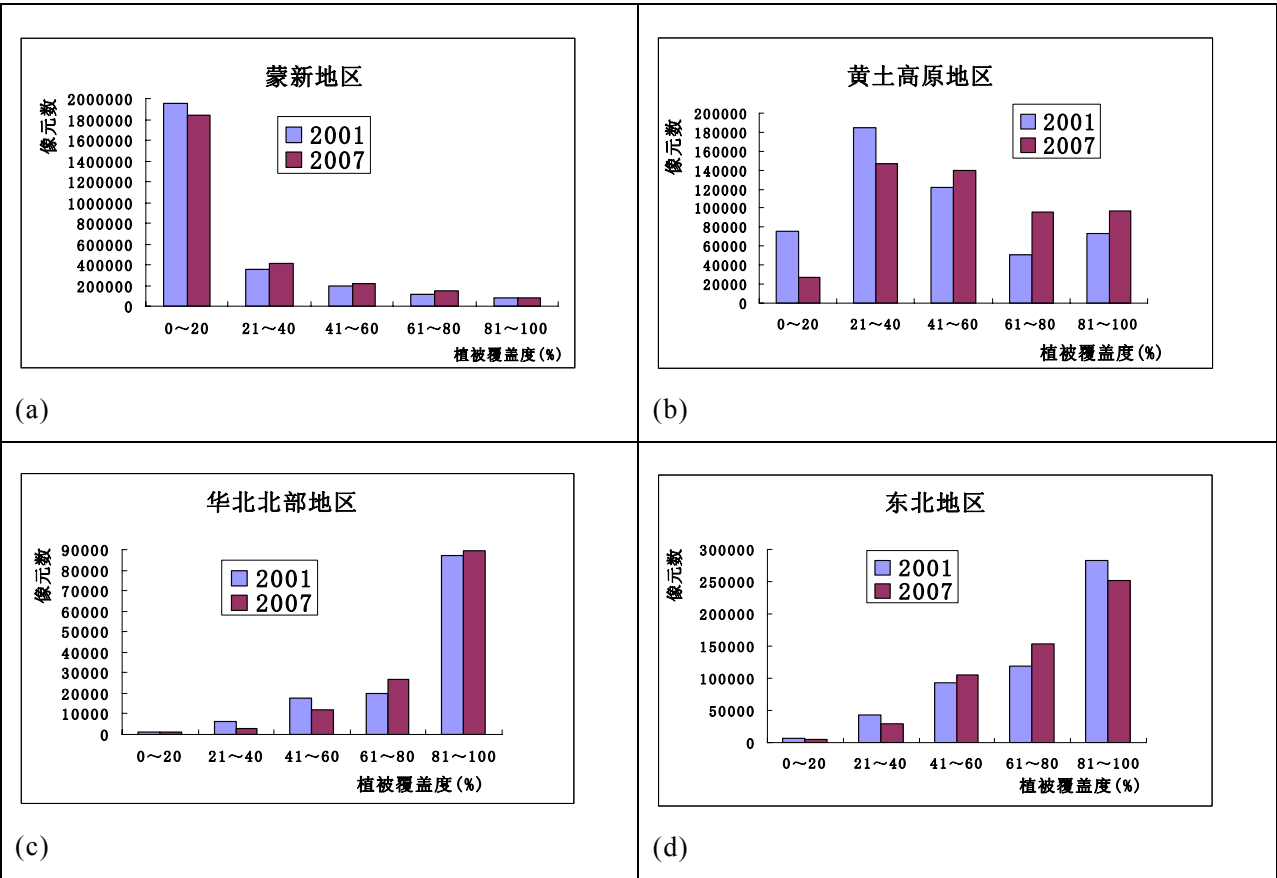


图 5.5 三北防护林四大建设区植被覆盖度分级

Fig. 5.5 Histograms of FC in four construction regions of TNSFP

按省级行政区统计三北防护林地区的植被覆盖度，结果如表 5.2 所示：2001～2007 年间，三北防护林地区绝大部分省份的植被覆盖度均有所增加，但增加幅度各异。其中，吉林、山西、陕西和宁夏四省变化幅度最为显著，增幅分别为 27.37%、14.12%、9.29%和 9.22%。降雨量的增加是导致这四省植被覆盖度增加的主要自然原因，积极的生态管理和保护是这四省植被覆盖度上升的人为驱动力。三北防护林工程等项目的实施，在生态建设的同时加强了生态系统的管理和保护，积极推行的生态补偿和生态移民措施，促进了这些地区的植被恢复。

表 5.2 三北防护林地区省级植被覆盖度及其变化

Tab. 5.2 Derived FC in 13 provinces of TNSFP and changes between 2001 and 2007

省份	2001 年 Fc(%)	2007 年 Fc(%)	2001-2007 年 Fc 的变化(%)
黑龙江省	86.11	85.55	-0.56
内蒙古自治区	35.9	38.1	2.2
新疆维吾尔自治区	17.07	18.27	1.2
吉林省	50.5	77.87	27.37
辽宁省	89.54	87.56	-1.98
甘肃省	25.28	31.08	5.8
北京市	89	87.23	-1.77
山西省	55.32	69.44	14.12
天津市	84.5	83.14	-1.36
陕西省	56.29	65.58	9.29
宁夏回族自治区	32.7	41.92	9.22
青海省	26.87	28.19	1.32
河北省	80.11	83.61	3.5

注：表中负数表示植被覆盖度的降低。

北京市、天津市、辽宁省和黑龙江省的植被覆盖度均有所下降。北京市和天津市植被覆盖度降低的主要原因应该是城市的快速扩展；辽宁省全省草原面积自上世纪 80 年代以来，减少了约 101.43 万公顷，其中，减少面积的 85%以上是被开垦种粮或植树，地面的植被覆盖度大幅度降低，使单位面积增加裸地 10%以上；黑龙江

省植被覆盖度降低主要是由于气候向暖干化方向发展等自然因素以及森林的过量采伐、毁林开荒和森林火灾等人类活动的影响。

5.3 小结

本章分析了 2001 年 8 月和 2007 年 8 月三北防护林地区植被覆盖度的时空分布特征，并探寻了引起植被覆盖度变化的驱动因素。

2001-2007 年，三北防护林工程区植被的整体水平呈上升趋势，大部分省份的植被覆盖度都有所增加。因此可以认为在各项政策以及自然条件综合影响下该区域的植被得到了较好恢复。

植被变化不仅受气候的影响，也受人类活动的制约，在某种程度上气候对植被覆盖的变化起主导作用，而经济、技术、社会等人文因素对植被覆盖的时空变化也常常具有决定性的影响。如北京、天津等市由于城市的大面积扩展，而导致植被覆盖度的降低。

本研究为整个三北防护林工程区植被覆盖度的长期动态监测打下了坚实的基础，对三北防护林生态环境的科学评价具有重要意义。

6 海河流域植被覆盖度动态变化分析

6.1 植被覆盖度动态变化分析方法——斜率法

利用海河流域 2000-2007 年的每年最大植被覆盖度，在像元尺度上进行线性回归，得到逐像元回归斜率(slope)图，计算公式如下：

$$slope = [n \cdot \sum_{j=1}^n j \cdot y - (\sum_{j=1}^n j)(\sum_{j=1}^n y)] / [n \cdot \sum_{j=1}^n j^2 - (\sum_{j=1}^n j)^2] \quad (6.1)$$

其中，n 是监测年数，y 是第 j 年的植被覆盖度。

拟合直线的斜率可以反映 2000-2007 年海河流域植被覆盖度的变化趋势及变化幅度。斜率为正，表明植被覆盖度增加，反之则减少；斜率绝对值越大，植被覆盖度增加的幅度越大，反之则增加的幅度越小。

6.2 平均年最大植被覆盖度的时空分布特征

6.2.1 空间分布特征

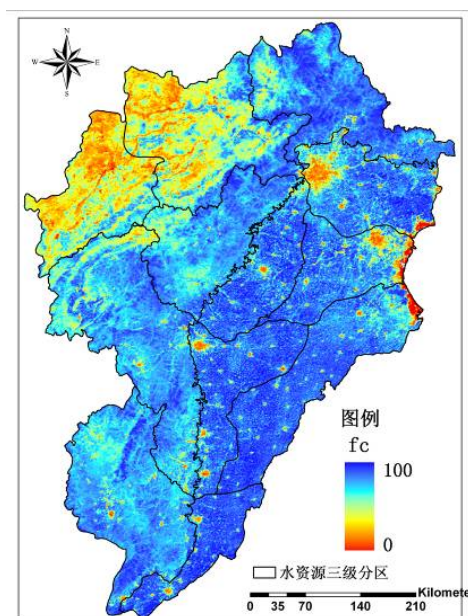


图 6.1 2000-2007 年海河流域年平均最大植被覆盖度的空间分布

Fig. 6.1 Mean value of max. FC from 2000 to 2007 in the Hai River Basin

该区域植被覆盖度整体较高，其中，平原农业区 FC 在 0.6-0.8 之间，这与华北平原粮食生产基地的实际情况相符；潮白河流域的植被覆盖也较高，反映了良好的自然植被条件。植被覆盖度较低的区域主要分布在永定河上游区域，FC 小于 0.3，这与该区海拔较高，气候条件不适有关。另外，沿海水体、滩涂、盐碱地及城镇周边的植被覆盖度也较低(详见图 3.11 和图 6.1)。

6.2.2 时间序列变化趋势

海河流域植被覆盖度在 2000-2007 年总体呈现波动上升趋势(图 6.2)。2000-2003 年，海河流域植被覆盖度稳定在 0.65 左右；在 2003-2004 年，植被覆盖度稍有增加，增幅约为 6%；2004-2007 年，海河流域植被覆盖度稳定在 0.73 左右。通过分析发现，植被覆盖度增加可能是由于降雨等自然条件的改善或海河流域近年来实行的水土保持、小流域综合治理、防护林带建设、水源涵养林建设、荒山绿化建设、湿地修复和生物多样性保护等政策的影响。

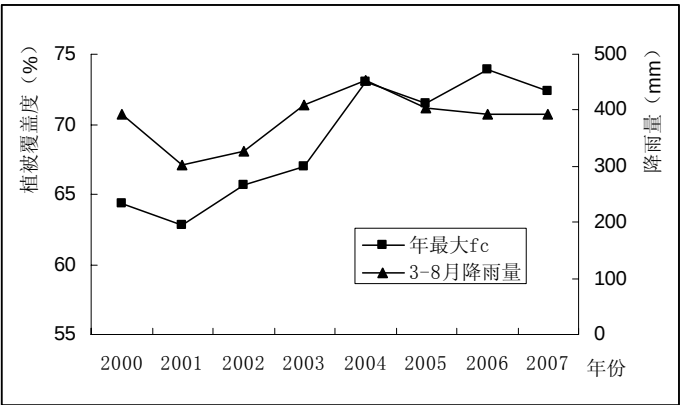


图 6.2 2000-2007 年 3-8 月降雨量与年最大 FC 变化的比较

Fig. 6.2 Comparison between the precipitation from Apr. to Aug. and the annual FC max

为了更加深入分析海河流域植被覆盖度的动态变化情况，对 2000-2007 年该区域遥感影像中逐像元的植被覆盖度进行了线性拟合，以拟合直线的斜率表达植被覆盖度的变化趋势及变化幅度。斜率为正，表明植被覆盖度增加，反之则减少；斜率绝对值越大，植被覆盖度增加的幅度越大，反之则增加的幅度越小。

图 6.3 为海河流域 8 年的植被覆盖度斜率分布图，从图中可以看出，植被覆盖度增加的区域主要分布在永定河上游、潮白河上游和大清河山区南部等地区。增加

幅度较大的区域分布在永定河册田水库至三家店区间。植被覆盖度降低的区域主要分布在北三河下游平原西北部、大清河淀东平原东北部、子牙河平原西部、漳卫河平原(中部以外的其它地区)。降低幅度较大的区域分布在京津平原和大清河淀东平原东北部。综合考虑植被覆盖度的变化趋势和变化幅度，大部分植被覆盖度增加区域的变率较大，而减少区域的变率较小。只有在京、津两市的城市扩展区，植被覆盖率减少，且变率较大，究其原因，可能是建设用地的增加导致城市扩展区植被覆盖度的降低。

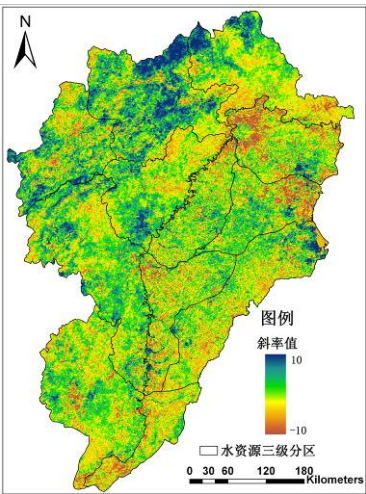


图 6.3 2000-2007 年海河流域年最大 FC 线性拟合斜率分布

Fig. 6.3 Slope of Linear regression of annual max. FC from 2000 to 2007 in the Hai River Basin

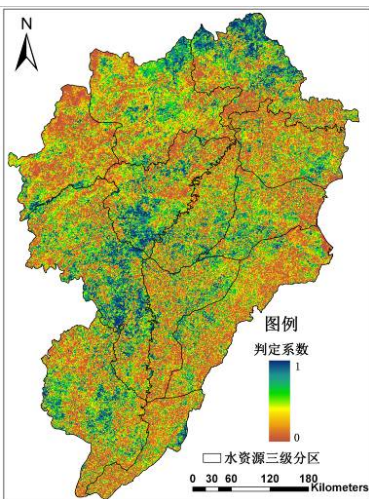


图 6.4 2000-2007 年海河流域年最大 FC 线性回归的判定系数

Fig. 6.4 R² of Linear regression of annual FC max from 2000 to 2007 in the Hai River Basin

图 6.4 为线性拟合的判定系数，从图中可以看出，林地草地覆盖的山区，受人类活动影响较小，植被生长状况基本反映了自然条件的年际变动，植被覆盖度的线性拟合效果较好， R^2 一般在 0.65 以上，具备一定的可信度。而平原区线性拟合的 R^2 较小，可信度较低，这反映了平原区受人类活动影响剧烈，耕地的作物生长、收割、轮替，及城市、道路等建设用地扩张，造成植被生长年际间变动趋势杂乱无章，与实际情况相符。

6.3 植被覆盖度与降水量的年际变化分析

引起植被覆盖度年际变化的主要因素包括气候波动和人类活动。海河流域处于温带半干旱季风气候区，降水是影响植被生长的主要自然因子^{[50] [52] [78-79]}，因此在较长时期内，影响植被覆盖的气候因子中最显著的是降雨量的多少以及降水在年内的分配^[80]。

植被生长对降雨量的响应具有一定的滞后效应，且不同时段降水对不同生长阶段的植被影响程度也存在差异。为了精确分析海河流域植被覆盖度对降雨量的响应，分别计算了植被覆盖度与不同时段降水的相关系数(表 6.1)。通过分析可知，海河流域年最大植被覆盖度与当年 3-8 月降水总量的相关性最高，相关系数为 0.687。

表 6.1 年最大植被覆盖度与各时段降雨量的相关系数

Tab. 6.1 Correlation coefficient of yearly FC max and precipitation in different temporal duration

时间段	① 当年 1-5 月(非汛期)	② 当年 6-9 月(汛期)	③ 当年 1-8 月	④ 当年 3-8 月	⑤ 当年 4-8 月	⑥ 前年 9 月-当年 8 月
相关系数	0.59	0.378	0.649	0.687	0.628	0.473

注：考虑到非汛期中 10-12 月的降雨量对当年 FC 的影响不大，因此表中的非汛期只计算了 1-5 月的降雨量。考虑到海河流域 8 月份植被覆盖度达到最大，故 8 月份以后的降雨量对其几乎没有影响，故研究的时间段重点考虑 8 月份之前。

图 6.2 为海河流域植被覆盖度与最大相关时段内降雨量的相关关系。比较两者的变化可以发现，降水与植被覆盖度的年际变化总体趋势较为相似，在绝大多数年份，两者的增减具有一致性，但变化幅度稍有差异，降水比植被覆盖度的变化更剧

烈。这表明，植被覆盖在降水这一主导因子控制下，还受其他因子的影响，如农田灌溉、水土保持等人类活动要素。

从像元尺度上分析海河流域年最大植被覆盖度与最大相关时段内降雨量的相关关系(图 6.5)。正相关表示植被覆盖度随降水的增加而增大，该区域分布在永定河上游、潮白河上游和大清河流域等地区。反映了降水是该地区植被覆盖度的主要影响因子之一，因此，这些区域的植被恢复需要重点考虑水分因素的影响。

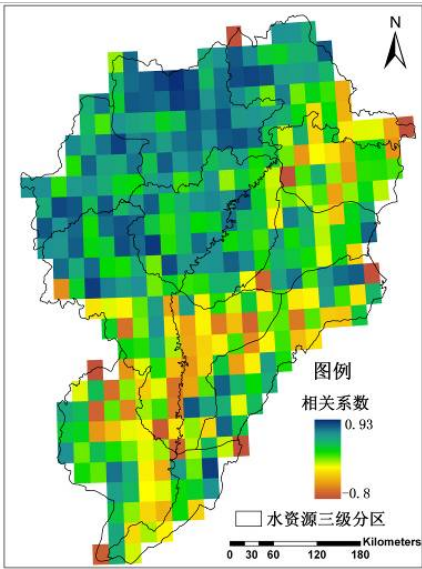


图 6.5 2000~2007 年 3-8 月降水总量与年最大植被覆盖度的相关系数

Fig. 6.5 Correlation coefficient between precipitation (from Mar. to Aug.) and yearly FC max from 2001 to 2007

负相关表示植被覆盖度随降水的减少而增加，或随降水的增加而减少。该类区域主要分布在子牙河平原、漳卫河平原南部、漳卫河山区的东北部和黑龙港运东平原的德州以北区域。这些区域或为灌溉农业区(前三个区域)，或为盐碱地，降水对植被的重要程度有所降低甚至会对植被生长产生负作用。

对照土地利用图(图 3.11)，可以发现林草覆盖地区 FC 和降水的相关性比耕地要高，如在永定河上游林草覆盖地区相关系数较高，而子牙河平原和漳卫河平原的大片耕地覆盖区域的相关系数都比较低，有些相关系数为负，这主要是由于后者有灌溉条件。从整体上说，海河流域的西北地区植被覆盖度与降水相关系数较高，因为这些地区大部分为山区，受人类活动影响小，植被覆盖度的高低主要受降水等自然

条件的影响；东南地区相关系数则较低，这些地区大部分为平原，土地覆盖类型为农田，并且有灌溉条件，植被覆盖度的高低主要受人类活动的影响。

6.4 小结

本章分析了 2000-2007 年海河流域年最大植被覆盖度的时空变化特征，并探寻了引起植被覆盖度变化的驱动因素。

2000-2007 年，海河流域植被覆盖度的空间分布特征：平原农业区植被覆盖度整体较高，fc 一般介于 0.6-0.8 之间；永定河上游区域植被覆盖度较低，fc 一般小于 0.3。

从时间尺度分析，近 8 年来，研究区植被覆盖度的整体水平呈上升趋势，但具体到不同的区域各异，西北部为林草覆盖的山区植被覆盖度增加趋势明显；东南部的部分农田区以及京、津两市的城市扩展区，植被覆盖度减少。

对植被覆盖度与降水量的相关关系研究表明，海河流域植被覆盖度与当年 3-8 月的降水量相关性最高，相关系数为 0.687。特别是以林草地为主的地区，两者的相关性较高；而有灌溉条件的农田和大片水体覆盖的地区，两者的相关系数都较低，甚至为负。最大相关时段内的降水总量与植被覆盖度的年际变化总体趋势较为相似，在绝大多数年份，两者的增减具有一致性，但变化幅度稍有差异，人类活动的影响是产生这些差异的主要原因。

结 论

(1) 主要结论

①基于改进的像元二分模型估算区域植被覆盖度具有独特的优势，特别在宏观监测方面，是切实可行的；

②三北防护林工程区植被的整体水平呈上升趋势，在生态保护方面发挥了积极作用，但各省区之间存在差异，其中吉林、山西、陕西和宁夏四省变化幅度最为显著，增幅分别为 27.37%、14.12%、9.29%和 9.22%；

③海河流域是人工干扰非常强烈的区域，与三北防护林的植被覆盖反演不尽相同，反映的实际情况也有所差别；2000-2007 年，研究区植被覆盖度的整体水平呈上升趋势，但具体到不同的区域各异，西北部为林草覆盖的山区植被覆盖度增加趋势明显；东南部的部分农田区以及京、津两市的城市扩展区，植被覆盖度减少。植被覆盖度与降水的关系显示：植被覆盖度在降水这一主导因子控制下，还受其它因子的影响，如农田灌溉、水土保持等人类活动要素。

(2) 主要创新点

本文在研究中充分利用多源多时相遥感数据的特点，发挥各种数据的优势，对不同尺度研究区进行植被覆盖度估算和动态变化分析。本文的主要创新点如下：

①基于多源遥感数据及基础资料，结合土地覆盖、土壤类型数据，用改进的像元二分模型，对同一景影像，在不同的土地覆盖类型和不同的土壤类型单元内选择不同的阈值，在区域尺度进行植被覆盖度监测应用，使参数的选择更合理、更科学，估算结果更准确、更可靠。

②针对不同尺度的研究区和不同的研究目的，对植被覆盖度动态变化分析选用不同的方法。三北防护林工程区面积大，对能代表整个研究区变化趋势的起始年和终止年的植被覆盖度(图 5.1)选择差值法进行分析。对于面积相对较小的海河流域研究区，我们更关注年际变化，基于像元尺度选择斜率法、回归分析法和相关系数法，对其植被覆盖度的动态变化及其驱动力进行分析。本文对斜率法用于植被覆盖度的动态变化进行了首次尝试。

③实现了在大范围研究区进行长时间序列植被覆盖度研究的应用示范，提出了基于 RS 和 GIS 的普适性植被覆盖度监测方法。

(3) 展望

①模型存在的问题：置信度的取值，仍无法明确；图像中某一植被类型的总像元个数不能太少，否则 $NDVI_{veg}$ 与 $NDVI_{soil}$ 不能近似取 $NDVI_{max}$ 与 $NDVI_{min}$ ，但总像元个数的最小值无法给出；使用 NDVI 估算植被覆盖度存在一个弱点，即 NDVI 在植被覆盖度接近 100% 时，就对植被覆盖度的变化不再敏感。在今后的研究中，可利用鱼眼相机获得实测数据，使用高分辨率的遥感图像，根据方案二对局部地区的植被覆盖度进行估算，利用其他的实测数据，对其估算值进行检验。

②遥感数据的获取方式与植被覆盖度定义的视角不相同。遥感传感器观测地面的角度与传感器的类型有关，但一般很难保证与坡面垂直，而植被覆盖度的定义是植被在坡面的垂直投影，观测角度与投影角度不同，因而引起植被覆盖度估算时的误差。今后的研究有待加入地形纠正，以减小由此原因带来的误差。

③MODIS-NDVI 时序数据始于 2000 年，因此本文研究的时间序列也相对较短。对海河流域 8 年的年最大植被覆盖度图像进行线性回归时，土地覆盖变化大的平原地区判定系数(R^2)受到影响；分析降雨与植被覆盖度的关系时，相关系数(R)也受到影响。因此，在今后的研究中，将考虑利用其它长时序数据集和本文的时间序列结合起来，分析近 20 年甚至更长时间海河流域植被覆盖度的动态变化。

参 考 文 献

- [1] 赵英时. 遥感应用分析原理与方法[M]. 北京:科学出版社, 2003.
- [2] Gitelson A. A., Kaufman Y. J., Stark R., et al. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction [J]. Remote Sensing of Environment, 2002(80):76-87.
- [3] 胡良军, 邵明安. 论水土流失研究中的植被覆盖度量指标[J]. 西北林学院学报, 2001, 16(1):40-43.
- [4] 李小文, 王锦地. 植被光学遥感模型与植被结构参数化[M]. 北京:科学出版社, 1995.
- [5] Susan R., Wilma M., Piotr W., et al. Vegetation cover trends along the Botswana Kalahari transect [J]. Journal of Arid Environments, 2003(54):297-317.
- [6] 陈述彭, 童庆禧, 郭华东等. 遥感信息机理研究[M]. 北京:科学出版社, 1998.
- [7] 申广荣, 王人潮. 植被光谱遥感数据的研究现状及其展望[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2001, 27(6):682-690.
- [8] 孙红雨, 王长耀, 牛铮, 布和敖斯尔. 中国地表植被覆盖变化及其与气候因子关系——基于 NOAA 时间序列数据分析[J]. 遥感学报, 1998, 2(3):204-210.
- [9] Anatoly A. G., Yoram J. K., Robert S., et al. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction[J]. Remote Sensing of Environment, 2002, 80(1):76-87.
- [10] Asrar G. F., Myneni R. B., Choudhury B. J., Spatial heterogeneity in vegetation canopies and remote sensing of absorbed photosynthetically active radiation:a modelling study[J]. Remote Sensing of Environment, 1992(41):85-103.
- [11] Graetz R. D., Pech R. R., Davis A. W., The assessment and monitoring of sparsely vegetated rangelands using calibrated Landsat data[J]. International Journal of Remote Sensing, 1988, 9(7):1201-1222.
- [12] Wittich K. P., Hansing O., Area-averaged vegetative cover fraction estimated from satellite data[J]. International Journal of Biometeorology, 1995, 38(3):209-215.
- [13] Peter R. J., North Estimation of fAPAR, LAI and vegetation fractional cover from ATSR-2 imagery[J]. Remote Sensing of Environment, 2002, 80(1):114-121.
- [14] 刘占宇, 黄敬峰, 吴新宏等. 天然草地植被覆盖度的高光谱遥感估算模型[J]. 应用生态学报, 2006, 17(6):997-1002.
- [15] Choudhury B. J., Ahmed N. U., Idso S. B., et al. Relations between evaporation coefficients and vegetation indices studied by model simulations[J]. Remote Sensing of Environment, 1994, 50(1):1-17.
- [16] 杨胜天, 刘昌明, 杨志峰等. 南水北调西线调水工程区的自然生态环境评价[J]. 地理学

- 报, 2002, 57(1):11-18.
- [17] 唐世浩, 朱启疆, 周宇宇等. 一种简单的估算植被覆盖度和恢复背景信息的方法[J]. 中国图像图形学报, 2003, 8(11):1304-1309.
- [18] Quarmby N. A., Townshend J. R. G., Settle J. J., et al. Linear mixture modeling applied to AVHRR data for crop area estimation[J]. International Journal of Remote Sensing, 1992, 13(3):415-425.
- [19] 马超飞, 马建文, 布和敖斯尔. USLE 模型中植被覆盖因子的遥感数据定量估算[J]. 水土保持通报, 2001, 21(4):6-9.
- [20] 李苗苗, 吴炳方, 颜长珍等. 密云水库上游植被覆盖度的遥感估算[J]. 资源科学, 2004, 26(4):153-159.
- [21] 江洪, 王钦敏, 王小钦. 福建省长汀县植被覆盖度遥感动态监测研究[J]. 自然资源学报, 2006, 21(1):126-132.
- [22] Gutman G., Ignatov A., The derivation of the green vegetation fraction from NOAA/AVHRR data for use in numerical weather prediction models[J]. International Journal of Remote Sensing, 1998, 19(8):1533-1543.
- [23] 陈晋, 陈云浩, 何春阳等. 基于土地覆盖分类的植被覆盖率估算亚像元模型与应用[J]. 遥感学报, 2001, 5(6):416-422.
- [24] 陈云浩, 李晓兵, 史培军等. 北京海淀区植被覆盖的遥感动态研究[J]. 植物生态学报, 2001, 25(5):588-593.
- [25] 李爽, 丁圣严, 钱乐祥. 决策树分类法及其在土地覆盖分类中的应用[J]. 遥感技术与应用, 2002, 17(1):6-11.
- [26] Huang C. Q., Yang L. M., Bruce W. Y., et al. A Strategy for estimating tree canopy density using landsat 7 ETM+ and high resolution images over large areas [M]. Colorado: The third international conference on geospatial information in agriculture and forestry held in denver, 2001.
- [27] Hansen M. C., De Fries R. S., Townshend J. R., et al. Development of a MODIS tree cover validation data set for Western Province, Zambia[J]. Remote Sensing of Environment, 2002(83):320-335.
- [28] DeFries R. S., Hansen M. C., Townshend J. R. Global continuous fields of vegetation characteristics: A linear mixture model applied to multi-year 8 km AVHRR data[J]. International Journal of Remote Sensing, 2000(21):1389-1414.
- [29] Goetz S. J., Wright R. K., Smith A. J., et al. IKONOS imagery for resource management:

- Tree cover, impervious surfaces, and riparian buffer analyses in the mid—Atlantic region[J]. Remote Sensing of Environment, 2003, 88(1):195–208.
- [30] 黄德双. 神经网络模式识别系统理论[M]. 北京:电子工业出版社, 1996.
- [31] Boyd D. S., Foody G. M., Ripple W. J. Evaluation of approaches for forest cover estimation in the Pacific Northwest, USA, using remote sensing[J]. Applied Geography, 2002(22): 375–392.
- [32] Boschetti M., Gallo I., Meroni M., et al. Retrieval of Vegetation Understory Information Fusing Hyperspectral and Panchromatic Airborne data[M]. Herrsching: The third EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy, 2003.
- [33] 吴炳方, 曾源, 黄进良. 遥感提取植物生理参数 LAI/FPAR 的研究进展与应用[J]. 地球科学进展, 2004, 19(4):585–590.
- [34] Peter Scarth, Stuart Phinn. Determining forest structural attributes using an inverted geometric-optical model in mixed eucalypt forests, Southeast Queensland, Australia[J]. Remote Sensing of Environment, 2000(71):141–157.
- [35] Zeng, Y., Huang J., Wu, B., et al. Comparison of two canopy reflectance models inversion for mapping forest crown closure using imaging spectroscopy[J]. Canadian Journal of Remote Sensing, 2008, 34(3):235–244.
- [36] 黄健熙, 吴炳方, 曾源等. 水平和垂直尺度乔、灌、草覆盖度遥感提取研究进展[J]. 地球科学进展, 2005, 20(8):871–881.
- [37] El Saleous, N. Z., Vermote E. F., Justice, C. O., et al. Improvements in the global biospheric record from the advanced Very high resolution radiometer(AVHRR) [J]. International Journal of Remote Sensing, 2000(21):1251–1277.
- [38] Tucker, C., Pinzon, J., Brown, M., et al. An extended AVHRR 8km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data[J]. International of Remote Sensing, 2005(26): 4485–4498.
- [39] 徐新奎, 陈红, 张凤. 中国西北地区地表植被覆盖特征的时空变化及影响因子分析[J]. 环境科学, 2007, 28(1):41–47.
- [40] Latifovic R., Pouliot D., Analysis of climate change impacts on lake ice phenology in Canada using the historical satellite data record[J]. Remote Sensing of Environment, 2007, 106(4):492–507.
- [41] Laidler, G. J., Treitz P. M., et al. Remote sensing of arctic vegetation: Relations between the NDVI, spatial resolution and vegetation cover on Boothia Peninsula, Nunavut[J]. Arctic,

- 2008, 61(1):1-13.
- [42] Huttich C., Herold M., Schullius C., et al. Indicators of Northern Eurasia' s landcover change trends from SPOT-VEGETATION time-series analysis [J]. International Journal of Remote Sensing, 2007, 28(18):4199-4206.
- [43] Anyamba A., et al. Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981-2003[J]. Journal of Arid Environments, 2005(63):596-614.
- [44] Heumann B. W., Seaquist J. W., Eklundh L., et al. AVHRR derived phenological change in the Sahel and Soudan ,Africa, 1982-2005[J]. Remote Sensing of Environment, 2007(108):385-392.
- [45] Keller, M., Alencar A., et al. Ecological research in the large-scale biosphere-atmosphere experiment in Amazonia: Early results[J]. Ecological Applications, 2004, 14(4):3-16.
- [46] Saatchi S. W., Buermann, et al. Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements[J]. Remote Sensing of Environment, 2008, 112(5):2000-2017.
- [47] German B., Marcelo D., Noretto R. A., et al. Long-term satellite NDVI data sets:evaluating their ability to detect ecosystem functional changes in South America[J]. Sensors, 2008(8):5397-5425.
- [48] Ivits E., Cherlet M. , et al. Estimating the ecological status and change of riparian zones in Andalusia assessed by multi-temporal AVHRR datasets[J]. Ecological Indicators, 2009, 9(3):422-431.
- [49] Zhao B., Yan Y., et al. Monitoring rapid vegetation succession in estuarine wetland using time series MODIS-based indicators:An application in the Yangtze River Delta area[J]. Ecological Indicators, 2009, 9(2):346-356.
- [50] Alcaraz-Segura D., Cabello J., et al. Use of Descriptors of Ecosystem Functioning for Monitoring a National Park Network:A Remote Sensing Approach[J]. Environmental management, 2009, 43(1):38-48.
- [51] 阎福礼, 李震, 邵云等. 基于 NOAA-AVHRR 数据的西部植被覆盖变化监测[J]. 兰州大学学报(自然科学版), 2003, 39(2):90-94.
- [52] 宋怡, 马明国. 基于 SPOT VEGETATION 数据的中国西北植被覆盖变化分析[J]. 中国沙漠, 2007, 27(1):89-94.
- [53] 陈怀亮. 黄淮海地区植被覆盖变化及其对气候与水资源影响研究[D]. 北京:中国气象科学研究

- 院, 2007.
- [54] 蔡博峰. 基于遥感的林业生态工程监测和评价研究——三北防护林工程为例[D]. 北京: 中科院遥感应用研究所, 2008.
- [55] Wang Quan, Adiku S., Verbesselt J., et al. On the relationship of NDVI with leaf area index in a deciduous forest site[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2005, 94(2):244-255.
- [56] Lunetta R. S., Knight J.F., Ediriwickrema J., et al. Land-cover change detection using multi-temporal MODIS-NDVI data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 105(2):142-154.
- [57] Lhermitte S., Verbesselt J., Jonckheere I., et al. Hierarchical image segmentation based on similarity of NDVI time series[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2007, 94(3):42-50.
- [58] Evans J. P., Geerken R., Classfying rangeland vegetation type and coverage using a Fourier component based similarity measure[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 105(1):1-8.
- [59] Li Zuotao, Kafatos Menas. Interannual Variability of Vegetation in the United States and Its Relation to EI Nino/Southern Oscillation[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2000, 71(3):239-247.
- [60] Prasad A. K., Sarkar S. Singh R. P., et al. Inter-annual varianility of vegetation cover and rainfall over India[J]. *Advances in Space Research*, 2007, 39(1):79-87.
- [61] Weiss E., S. E. Marsh, et al. Application of NOAA-AVHRR NDVI time-series data to assess changes in Saudi Arabia's rangelands[J]. *International of Remote Sensing*, 2001, 22(6):1005-1027.
- [62] Evans J., Geerken R., Discrimination between climate and human-induced dryland degradation[J]. *Journal of Arid Environments*, 2004, 57(4):535-554.
- [63] Tottup C., Rasmussen M. C., Mapping long-term changes in savannah crop productivity in Senegal through trend analysis of time series of remote sensing data[J]. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 2004, 103(3):545-560.
- [64] Jina Z., Tiana Q., Chenb J. M., et al. Spatial scaling between leaf area index maps of different resolutions[J]. *Journal of Environmental management*, 2006(8):1-10.
- [65] Bradley C Rundquist. The influence of canopy green vegetation fraction on spectral measurements over native tallgrass prairie[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2002, 81(1):129-135.
- [66] Leprieur C, Kerr Y H, Mastorchio S, et al. Monitoring vegetation cover across semi-arid regions: Comparison of remote observations from various scales[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2000, 21(2):281-300.

- [67] 刘绿柳, 肖风劲. 黄河流域植被 NDVI 与温度、降水关系的时空变化[J]. 生态学杂志 2006, 25(5): 477-481.
- [68] Qi J., Marsett R. C., Moran M. S., Goodrich D. C, P. Heilman, Y. H. Kerr, G. Dedieu, A. Chehbouni and X. X. Zhang. Spatial and temporal dynamics of vegetation in the San Pedro River basin area[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2000(105):55-68.
- [69] Kaufman Y., Tanre D., Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS[J]. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 1992(30):261-270.
- [70] 林业部三北建设局. 中国三北防护林体系建设总体规划方案[M]. 银川:宁夏人民出版社, 1993.
- [71] 张士锋, 贾绍凤. 海河流域水量平衡与水资源安全问题研究[J]. 自然资源学报, 2003, 18(6):684-691.
- [72] 杨志峰, 姜杰, 张永强. 基于 MODIS 数据估算海河流域植被生态用水方法探讨[J]. 环境科学, 2005, 25(4):449-456.
- [73] Waters, R., Allen, R. Bastiaanssen, W., et al. SEBAI, advanced training and users manual. 2002. (<http://www.idwr.state.id.us/gisdata/technica.htm>)
- [74] 李石华, 角媛梅, 环境与灾害监测预报小卫星 A 星 CCD 影像质量评价[J]. 红外技术, 2009, 31(9):167-172.
- [75] 李传荣, 贾媛媛, 胡坚等. HJ-1 光学卫星遥感应用前景分析[J]. 国土资源遥感, 2008(3):1-3.
- [76] Vermote, E.F., Tanre, D., Deuze, J.L., et al. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: an overview. [J]. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 1997, 35(3):675 - 686.
- [77] 吴金栋, 王石立, 张建敏. 未来气候变化对中国东北地区水热条件影响的数值模拟研究[J]. 资源科学, 2000, 22(6): 36-42.
- [78] 张文江, 高志强. 青藏高原中东部水热条件与 NDVI 的空间分布格局[J]. 地理研究, 2006, 25(5):877-886.
- [79] Gonz L. M., Loyarte M., Meneti M. Impact of rainfall anomlies on Fourier parameters of NDVI time series of northwestern Argentina[J]. International Journal of Remote Sensing, 2008, 29(4):1125-1152.
- [80] 于小飞, 孙睿, 陈永俊等. 乌审旗植被覆盖度动态变化及其与降水量的关系[J]. 资源科学, 2006, 28(4):31-37.

附录 A 典型研究区土地覆盖分类系统

一级类型	二级类型	含 义
林地	针叶林	郁闭度>30%，高度>2 m 的针叶林
	阔叶林	郁闭度>30%，高度>2 m 的阔叶林
	针阔混交林	郁闭度>30%，高度>2 m 的针阔混交林
	灌丛	郁闭度>40%，高度<2 m 的灌丛和矮林
草地	高覆盖度草地	覆盖度>50%的天然草地、改良草地和割草地
	中覆盖度草地	覆盖度在 20~50%的天然草地、改良草地和割草地
	低覆盖度草地	覆盖度在 5~20%的天然草地
耕地	水田	有水源保证和灌溉设施，在一般年景能正常灌溉，用以种植水稻、莲藕等水生农作物的耕地，包括实行水稻和旱地作物轮种的耕地
	旱地	无灌溉水源及设施，靠天然降水生长作物的耕地；有水源和灌溉设施，在一般年景下能正常灌溉的旱作物耕地；以种菜为主的耕地；正常轮作的休闲地和轮歇地
	河渠	天然形成或人工开挖的河流及主干渠常年水位以下的土地，人工渠包括堤岸
水域	湖泊	天然形成的积水区常年水位以下的土地
	水库坑塘	人工修建的蓄水区常年水位以下的土地
	永久性冰川雪地	常年被冰川和积雪所覆盖的土地
	滩涂	指沿海大潮高潮位与低潮位之间的潮浸地带
城乡、工矿、居民用地	滩地	指河、湖水域平水期水位与洪水期水位之间的土地
	城镇用地	大、中、小城市及县镇以上建成区用地
	工矿用地	独立于城镇以外的厂矿、大型工业区、油田、盐场、采石场等用地
	其他建设用地	农村居民点、交通道路、机场及特殊用地
未利用土地	沙地	地表为沙覆盖，植被覆盖度在 5%以下的土地，包括沙漠，不包括水系中的沙滩
	戈壁	地表以碎砾石为主，植被覆盖度在 5%以下的土地
	裸土地	地表土质覆盖，植被覆盖度在 5%以下的土地
	盐碱地	地表盐碱聚集，植被稀少，只能生长耐盐碱植物的土地
	沼泽地	地势平坦低洼，排水不畅，长期潮湿，季节性积水或常年积水，表层生长湿生植物的土地
	裸岩石砾地	地表为岩石或石砾，其覆盖面积>5%的土地
	其他	其他未利用土地，包括高寒荒漠、苔原等

作者简历

一、基本情况

姓名：吴云 性别：女 民族：汉 出生年月：1982-02-03 籍贯：山东省沂水县
2001-09—2005-07 聊城大学环境与规划学院学士；
2007-09—2010-06 辽宁工程技术大学测绘与地理科学学院研究生。

二、在学期间从事的科研工作

1.官厅密云水库上游水土保持监测系统二期工程水土保持遥感监测工程。编号：HW-STB2004-03，主要参与人；

2. “重大工程生态环境效应遥感监测与评估”——三北防护林生态环境效应遥感监测与评估，中国科学院知识创新工程重大项目。编号：KZCX1-YW-08—02，主要参与人；

3. “重大工程生态环境效应遥感监测与评估”——海河流域生态环境效应遥感监测与评估，中国科学院知识创新工程重大项目。编号：KZCX1-YW-08—03，主要参与人；

4. 中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全，973 项目。编号：2009CB421104，主要参与人；

5. 基于采矿对环境影响特征知识库的遥感监测研究，辽宁省教育厅重点实验室项目。编号：20060370，主要参与人。

三、在学期间发表的学术论文

1. 吴云,曾源,吴炳方,李小松和武文波. 基于 MODIS 数据的三北防护林工程区植被覆盖度提取与分析. 生态学杂志, 2009, 28(9):1712-1719.

2. 武文波, 吴云, 姬翠翠. 阜新矿区土地利用变化分析. 安徽农业科学, 2009, 37(30):14848-14851.

3. 姬翠翠, 武文波, 吴云. 模糊模式识别在植被和遥感图像识别中的应用. 地理与地理信息科学, 2009, 25(4):21-23.

学位论文数据集

关键词*	密级*	中图分类号*	UDC	论文资助
植被覆盖度；像元二分模型；动态变化；三北防护林；海河流域	公开	P289		
学位授予单位名称*	学位授予单位代码*	学位类别*	学位级别*	
辽宁工程技术大学	10147	工学	硕士	
论文题名*		并列题名*		论文语种*
基于 RS 和 GIS 的植被覆盖度估算及动态变化分析		以三北防护林工程区和海河流域为例		中文
作者姓名*	吴云	学号*	47072360	
培养单位名称*	培养单位代码*	培养单位地址	邮编	
辽宁工程技术大学	10147	辽宁省阜新市	123000	
学科专业*	研究方向*	学制*	学位授予年*	
地图制图学与地理信息工程	数字制图与地理空间信息表达	2.5 年	2010	
论文提交日期*		2009 年 12 月		
导师姓名*	武文波	职称*	教授	
评阅人		答辩委员会主席*	答辩委员会成员	
		李如仁		
电子版论文提交格式 文本 () 图像 () 视频 () 音频 () 多媒体 () 其他 () 推荐格式: application/msword; application/pdf				
电子版论文出版(发布)者		电子版论文出版(发布)地	权限声明	
论文总页数*		62 页		
注: 共 33 项, 其中带*为必填数据, 为 22 项。				