



中国科学院大学

University of Chinese Academy of Sciences

博士学位论文

基于 Google Earth Engine 的我国湖泊透明度时空格局及影
响因素分析

作者姓名: 张毅博

指导教师: 张运林 研究员 中国科学院南京地理与湖泊研究所

学位类别: 理学博士

学科专业: 环境科学

培养单位: 中国科学院南京地理与湖泊研究所

二〇一九年五月

**Spatial-temporal pattern and influential factors of lake
transparency in China based on Google Earth Engine**

**A dissertation submitted to
University of Chinese Academy of Sciences
in partial fulfillment of the requirement
For the degree of
Doctor of Philosophy
in Environmental Science**

By

Yibo Zhang

Supervisor: Professor Yunlin Zhang

**Nanjing Institute of Geography and Limnology,
Chinese Academy of Sciences**

May, 2019

中国科学院大学
研究生学位论文原创性声明

本人郑重声明：所呈交的学位论文是本人在导师的指导下独立进行研究工作所取得的成果。尽我所知，除文中已经注明引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的研究成果。对论文所涉及的研究工作做出贡献的其他个人和集体，均已在文中以明确方式标明或致谢。

作者签名：张毅博
日期：2019.6.9

中国科学院大学
学位论文授权使用声明

本人完全了解并同意遵守中国科学院有关保存和使用学位论文的规定，即中国科学院有权保留送交学位论文的副本，允许该论文被查阅，可以公布该论文的全部或部分内容，可以采用影印、缩印或其他复制手段保存、汇编本学位论文。涉密的学位论文在解密后适用本声明。

作者签名：张毅博
日期：2019.6.9

导师签名：张宏林
日期：2019.6.9

摘 要

过去 40 年随着社会经济快速发展,我国的内陆水体水资源和水环境急剧变化,湖泊富营养化和蓝藻水华问题突出。遥感图像可以记录水资源和水环境长时间变化,为水资源的规划和管理、水环境治理修复提供具体参考。然而,目前为止,基于遥感技术对全国以及全球湖泊水质长时间变化研究较少。湖泊水体透明度反映了水体的透光能力,是湖泊富营养评价的重要指标。水体透明度变化对湖泊生态系统影响是显著的,透明度升高对高原高山湖泊会带来紫外辐射的增强,透明度下降对湖泊生态系统的危害则是多方面的,一方面,透明度下降增强了富营养化湖泊中蓝藻生长优势,更多的浮游植物细胞从深水区迁移到水表位置并在水体表面发生富集以获得足够的光照,从而增加了蓝藻暴发可能性;另一方面,透明度下降将阻碍光照进入水下,进而影响水生植被的光合作用,水生植被面积下降将进一步恶化水质,使湖泊从草型生态系统向藻型生态系统转变。本文基于 Google Earth Engine 平台,利用 Landsat 数据遥感反演得到我国湖泊透明度时空格局,结合水面积变化、气象、植被指数(NDVI)和人类活动数据分析了全国湖泊透明度变化机制,主要研究结果如下:

(1) **构建和验证了全国湖泊透明度遥感估算模型:** 基于 Landsat 遥感反射率产品和全国湖泊透明度实测数据,构建了全国湖泊透明度估算模型,利用独立的样本对估算模型进行验证,结果表明模型的相关系数为 0.70,平均相对误差和标准化均方根误差分别为 34%和 55%。将该模型估算值与 1992-2016 年太湖 32 个常规监测站点,1988-2016 年千岛湖 2 个常规监测站点长时间序列观测值进行对比,结果表明各样点透明度实测值和估算值一致,且具有相同的变化趋势。此外对比国内外常用的透明度估算模型,结果均表示本文构建的透明度估算模型在全国尺度上具有较高的精度。

(2) **获得了全国五大湖区透明度长期变化趋势:** 基于 6-10 月份非结冰期的 Landsat 长时间序列数据和本文构建的幂函数模型,首次实现了 1986-2018 年全国 10 km² 以上共计 738 个湖泊透明度估算,从空间分布来看,东部湖群和东北湖群湖泊具有相对较低的透明度,透明度均值分别为 0.53 ± 0.17 m 和 0.47 ± 0.29

m。云贵高原湖泊和青藏高原湖泊透明度相对较高, 平均透明度分别为 1.19 ± 0.86 m 和 1.08 ± 0.83 m, 蒙新高原湖泊和全国湖泊均值则居于两者之间, 平均透明度分别为 0.70 ± 0.57 m 和 0.88 ± 0.73 m。从各湖区以及全国湖泊透明度长期变化来看, 青藏高原地区湖泊透明度显著增加 ($P < 0.05$, $R = 0.49$), 多年平均增长速率为: 1.1 cm yr^{-1} 。蒙新高原地区湖泊同样呈现增加的趋势 ($P < 0.05$, $R = 0.38$), 多年平均增长速率为: 0.2 cm yr^{-1} , 东北平原地区湖泊透明度呈现显著下降的趋势 ($P < 0.05$, $R = -0.33$), 多年平均下降速率为: 0.1 cm yr^{-1} , 东部平原湖泊透明度呈现显著下降的趋势 ($P < 0.05$, $R = -0.42$), 多年平均下降速率为 0.2 cm yr^{-1} , 云贵高原湖泊透明度呈现显著下降的趋势 ($P < 0.05$, $R = -0.32$), 多年平均下降速率为 0.1 cm yr^{-1} , 全国湖泊透明度呈现下降的趋势, 但统计上不显著 ($P > 0.05$)。

(3) 阐明了全国湖泊面积变化对透明度的影响: 结合我国 1986-1990 年和 2010-2015 年两个时段, 我们分析了所有湖泊面积变化和湖泊透明度变化情况, 结果表明, 透明度和水体面积同时增大的湖泊有 1105 个, 其中青藏高原湖泊有 775 个 (70%)。透明度和水体面积同时下降的湖泊有 832 个, 其中东部平原湖泊有 250 个 (30%), 东北平原 256 个 (31%), 蒙新高原有 234 个 (28%), 云贵高原有 9 个 (1%), 青藏高原有 77 个 (9%)。对全国 10 km^2 以上湖泊面积变化和湖泊透明度变化进行分析, 结果表明透明度和水体面积同时增大的湖泊有 370 个, 其中青藏高原湖区湖泊有 296 个 (80%)。透明度和水体面积同时下降的湖泊有 140 个, 其中东部平原 61 个 (44%), 东北平原 31 个 (22%), 蒙新高原 26 个 (19%), 云贵高原为 0 个, 青藏高原有 20 个 (14%)。以上无论是对所有湖泊还是 10 km^2 以上湖泊透明度和面积变化统计均表明, 透明度的上升主要是由于水体面积的扩张导致的, 由水体扩张导致的透明度上升在青藏高原尤为突出。

(4) 分析了降雨、风速、植被指数变化以及人类活动对全国湖泊透明度的影响: 全国、各湖区以及各省降雨与透明度结果在长时间序列上未表现出显著相关性。但长江中下游湖泊透明度的年内变化与降雨量呈现相似的变化趋势, 整体相比降雨量滞后一个月, 两者呈显著性正相关, 相关系数为 0.83。在长江中下游 696 个湖泊中, 显著性正相关 ($P < 0.01$, $R > 0.66$) 的湖泊有 533 个, 占有正相关湖泊的 80%。对于 20% 的长江中下游湖泊而言, 透明度和风速在年尺度上表

现为显著性负相关。全国、各湖区以及各省 NDVI 与透明度在长时间序列上未表现出显著相关性, 然而长江中下游湖泊 NDVI 年内变化与透明度呈现相同的变化趋势, 相关系数为 0.95。97% 的湖泊透明度和 NDVI 呈正相关, 这些湖泊中, 极显著性正相关 ($P < 0.01$, $R > 0.66$) 的湖泊有 617 个, 占有湖泊中的 89%。全国湖泊透明度的时空变化与人类活动息息相关, 东部湖区透明度与夜间灯光数据显著负相关, 相关系数为 -0.45 ($P < 0.05$), 其他地区的部分时段, 透明度与夜间灯光数据具有相反的变化趋势。例如: 青藏高原 (2002-2007 年时段), 云贵高原 (2000-2006 年时段), 蒙新高原 (2000-2009 年时段), 东北 (2001-2008 时段和 2009-2013 时段) 以及全国 (2000-2009 年时段)。全国各省中, 广东省夜间灯光的年变化和透明度年变化显著性负相关, 相关系数为 -0.55, 且夜间灯光年变化趋势和透明度的年变化趋势在一定程度上表现相反。

(5) 综合分析了五大湖区人类活动和气候变化对水体透明度的影响: 不同湖区透明度长时间变化机制各不相同, 青藏高原地区湖泊面积的上升是导致该地区湖泊透明度上升的主要原因, 降雨的增加以及气温升高引起的冰川融化、冻土消退导致湖泊水容量的扩增进而使该地区湖泊透明度呈现上升的趋势。蒙新高原湖区降雨量的增加是湖泊面积增大的主要原因, 湖泊水体面积的扩增, 在一定程度上造成透明度的增大, 风速的下降在某种程度上降低了对湖泊底泥的扰动, 进一步增加了水体的透明度。东北平原夜间灯光亮度数据以及人口变化表明人口的增长以及人类活动的加剧对地表水的摄取量在不断增加, 同样导致湖泊水体透明度的下降, 此外, 流域内林地、草地向城市用地以及耕地的转变将加剧透明度的这种变化。云贵高原湖区降雨量、风速与透明度均未表现出显著相关性, 表明气候的变化并非透明度下降的主要原因。由于该地区湖泊出流水系较少, 故湖泊换水周期长, 生态系统较脆弱, 长期以来对资源的不合理利用 (围湖造田, 放水发电等) 以及农业污水及生活废水的排放, 导致水体污染严重。东部平原湖区降雨量的增加以及风速的下降并未带来湖泊透明度的增大, 透明度的逐年下降, 水体面积的衰退, 水生植被的减少以及湖泊富营养化加剧均表明人口的增长以及人类活动的增强对地表水的摄取以及水质的破坏在不断增加, 尤其在人类活动强度较大的长江中下游地区。

关键词: Google Earth Engine, Landsat, 透明度, 人类活动, 气候变化

ABSTRACT

With the rapid development of social economy in the past 40 years, the inland water resource and environment in China has changed dramatically, and the water eutrophication and cyanobacterial blooms have become major problems for most China lakes. The historical information about distribution, variation, and multidecadal trends of surface water and water environment were documented in remote-sensing images, which could aid in water-resource planning and management in national and global scale yet is not well explored. The water transparency (SDD) reflects the light transmission capacity of water bodies and is an important indicator of water nutritional status. The impact of SDD variation on lake ecosystems is significant. The increase of SDD will bring about the enhancement of ultraviolet radiation for plateau lakes. The effect of decrease in water SDD to lake ecosystem is multifaceted. On the one hand, reduction in SDD could enhance cyanobacterial dominance, more phytoplankton cells will migrate from deeper to shallower water column where light is relative stronger, indicating that more phytoplankton cells would aggregate to the water surface, thus increasing the possibility of cyanobacteria outbreak. On the other hand, the decrease in water SDD will affect the photosynthesis of aquatic vegetation, which will further deteriorate the water quality and alter the lake from grass ecosystem to algae ecosystem. Based on Google Earth Engine platform and Landsat series images, we detected the spatio-temporal variation of lake SDD in China. Combing lakes' surface variation, climatological data, vegetation index (NDVI) and human activities, we elucidated the driving mechanism of SDD variation. The main results could be summarized as follows:

(1) **A continental SDD estimation model for China lakes was constructed and validated in this paper.** Here, we construct a general model for water SDD estimation of China lakes based on water surface reflectance of Landsat series images and *in situ* measurement. The model was then validated with independent dataset with $R^2=0.70$, MRE=34% and NRMSE=55%. The comparison were made between derived SDD

valves and long-term *in situ* SDD from 32 regular stations in Lake Taihu and 2 regular stations in Qiandaohu, indicating a highly consistent trend between *in situ* and estimated SDD. The higher accuracy of the model compared with other frequently used models in previous studies, demonstrates the feasibility of the proposed model in estimating SDD of China lakes.

(2) **Long-term variations of lake SDD in China were derived.** We detected spatial and temporal characteristics of water SDD in non-freezing period from June to October of each year by using cloud-free Landsat 5, 7, and 8 images and generated annual SDD maps for lakes with water area $\geq 10 \text{ km}^2$ in China. In terms of spatial distribution, the Eastern Plain lakes and Northeast Plain lakes have relatively low SDD, with multi-year averaged SDD of $0.53 \pm 0.17 \text{ m}$ and $0.47 \pm 0.29 \text{ m}$, respectively. The Yunnan-Guizhou Plateau lakes and Tibetan Plateau lakes have relatively high SDD, with multi-year averaged SDD of $1.19 \pm 0.86 \text{ m}$ and $1.08 \pm 0.83 \text{ m}$, respectively. The Inner Mongolia-Xinjiang Plateau lakes and the China lakes have moderate SDD values, with multi-year averaged SDD of $0.70 \pm 0.57 \text{ m}$ and $0.88 \pm 0.73 \text{ m}$, respectively. In terms of long-term variation of SDD, the Tibetan Plateau lakes and Inner Mongolia-Xinjiang Plateau lakes both showed significant increased trends from 1986-2018, with multi-year averaged growth rate of 1.1 cm yr^{-1} and 0.2 cm yr^{-1} . However, the Northeast Plain lakes, Eastern Plain lakes, and Yunnan-Guizhou Plateau lakes showed significant decreased trends, with multi-year averaged decline rate of 0.1 cm yr^{-1} , 0.2 cm yr^{-1} , and 0.1 cm yr^{-1} . The China lakes showed a less significant decreased trend ($P > 0.05$).

(3) **The impact of lake surface variation on lake SDD was clarified.** To figure out the impact of water area on SDD variation, we analyzed the relationship between water area difference and SDD difference of all China lakes and lakes $\geq 10 \text{ km}^2$ in two periods (1986-1989, 2010-2015). The result of all China lakes indicated that there are 1,105 lakes with increased SDD and increased water area, which of 775 (70%) lakes were in Tibetan Plateau region. There were 832 lakes with decreased SDD and decreased water area, which of 250 (30%) were in the Eastern Plain, 256 (31%) in the Northeast Plain, 234 (28%) in the Inner Mongolia-Xinjiang Plateau, 9 (1%) in the

Yunnan-Guizhou Plateau and 77 (9%) in the Tibetan Plateau. The result of lakes ≥ 10 km² indicated that there are 370 lakes with increased SDD and water area, of which 296 lakes (80%) are in the Tibetan Plateau. There are 140 lakes with decreased SDD and decreased water area, which of 61 (44%) were in the Eastern Plain, 31 (22%) in the Northeast Plain, 26 (19%) in the Inner Mongolia-Xinjiang Plateau, 0 in the Yunnan-Guizhou Plateau, and 20 (14%) in Tibetan Plateau. Both the results from all China lakes and lakes ≥ 10 km² indicated that the increasing SDD of inland lakes could partly attribute to the expansion of water surface, especially for lakes of Tibetan Plateau.

(4) The effects of rainfall, wind speed, vegetation index and anthropogenic activities on long-term SDD of China lakes were separately analyzed. The annual SDD did not show significantly correlated with annual precipitation in lakes of provinces, zones, and China. However, the monthly variation of SDD in middle and lower reaches of Yangtze River showed similar trend but with one-month lag after monthly precipitation, and a significantly positive correlation coefficient of 0.83 was observed between them. Among 696 lakes of middle and lower reaches of Yangtze River, there are 533 lakes (80%) showing significantly positive correlation ($P < 0.01$, $R > 0.66$) between monthly SDD and precipitation, and there are 139 lakes (20%) showing a significant negative correlation between SDD and wind speed on monthly scale. The annual SDD do not show significantly correlated with annual NDVI in lakes of provinces, zones, and China. However, the monthly variation of SDD in middle and lower reaches of Yangtze River showed same trend with NDVI of the basin, and a significantly positive correlation coefficient of 0.95 were observed between them. There are 97% of the lakes in the region showing significantly positive correlation ($P < 0.01$, $R > 0.66$) between SDD and NDVI in monthly scale, which of 89% (617) lakes show extremely significantly positive correlation ($P < 0.01$, $R > 0.66$) between SDD and NDVI. Long-term variations of SDD are closely related to anthropogenic activities in China lakes, especially in the East of China. There was a significant negative correlation between lakes SDD and night light data in Eastern Plain, with a correlation coefficient of -0.45 ($P < 0.05$). In other regions, there were reverse trends between lake

SDD and night light data in subperiods, e.g., Tibetan Plateau (2002-2007), Yunnan-Guizhou Plateau (2000-2006), Inner Mongolia-Xinjiang Plateau (2000-2009), Northeast Plain (2001-2008; 2009-2013), and China (2000-2009). Specially for Guangdong province, there was a significant negative correlation between annual night light and SDD ($P < 0.05$, $R < -0.44$), with a correlation coefficient of -0.55. In addition, the annual trend of night light is opposite to SDD trend in this province.

(5) The impacts of climate change and anthropogenic activities on lake SDD in five lake zones were comprehensively revealed. The mechanism of SDD variation varied in different lake zones. The annual increasing precipitation and the accelerated melting of glaciers caused by increasing temperature lead to significant expansion of lake water capacity and water area, which thus causing increasing SDD in Tibetan Plateau lakes. The annual increase of SDD in Inner Mongolia-Xinjiang Plateau can partly attribute to the increasing precipitation and decreasing wind speed. The expansion of lakes surface from accumulated precipitation and inflows from upstream increased the SDD to some extent. The decrease of wind speed reduced the disturbance to lake sediment which further increased the SDD of the water body in Inner Mongolia-Xinjiang Plateau. The rapid growing night light and population in the Northeast Plain demonstrated the increasing intake of water resource in response to population growth and human activities, which also led to a decline in SDD. What's more, the conversion from forest land, grassland to urban land and cultivated land in the basin will exacerbate the water deterioration. There was no significant correlation between rainfall, wind speed and SDD in Yunnan-Guizhou Plateau lakes, indicating that climate change is not the main reason for SDD decline in this region. The Yunnan-Guizhou Plateau lakes were characterized with long water exchange period and fragile ecosystems due to few outflow rivers. The long-term irrationally useage of water resource (e.g. surrounding lakes for farming; generating electricity by releasing water and discharging untreated wastewater from agricultural and domestic into lakes) may partly contribute to the decrease of SDD. In Eastern Plain lakes, the increase of annual precipitation and the decrease of wind speed did not result in increase of lake SDD, the

annual decrease of transparency, water area, and aquatic vegetation and the annual increase of lake eutrophication demonstrated the impact of human activities on water quantity and quality, especially in middle and lower reaches of Yangtze region.

Key Words: Google Earth Engine, Landsat, Secchi disk depth, anthropogenic activities, climate change

目 录

摘 要.....	I
ABSTRACT.....	V
目 录.....	XI
图目录.....	XIII
表目录.....	XXI
第 1 章 引言.....	1
1.1 选题背景和意义.....	1
1.2 国内外相关研究进展.....	4
1.3 研究目标与内容.....	18
1.4 技术路线.....	20
1.5 创新点.....	20
第 2 章 数据、材料与方法.....	23
2.1 水体边界提取.....	23
2.2 湖泊分区.....	24
2.3 透明度测定.....	25
2.4 遥感数据与处理.....	25
2.5 透明度估算模型.....	28
2.6 气象水文和人类活动数据.....	28
2.7 数据统计分析.....	30
第 3 章 全国尺度湖泊水体透明度模型构建与验证.....	33
3.1 影像预处理结果.....	33
3.2 遥感反射率产品的验证.....	39
3.3 透明度模型构建与验证.....	43
3.4 透明度遥感估算结果验证.....	52

3.5 本章小结	64
第 4 章 全国湖泊水体透明度时空分布	65
4.1 基于实测结果的透明度时空分布	65
4.2 基于遥感反演的透明度时空分布	66
4.3 基于遥感反演的透明度长期变化趋势	74
4.4 本章小结	78
第 5 章 湖泊水体透明度主要影响因子时空格局	81
5.1 典型时段水体面积变化	81
5.2 降雨与风速时空分布	97
5.3 NDVI 时空分布	101
5.4 GDP、人口以及夜间灯光时空分布	106
5.5 本章小结	113
第 6 章 湖泊水体透明度变化影响因素分析	115
6.1 透明度与水体面积的关系	115
6.2 透明度与气象水文条件的关系	120
6.3 透明度与植被指数的关系	133
6.4 透明度与人类活动的关系	139
6.5 透明度时空变化综合分析	143
6.6 各湖区水体透明度变化机制分析	150
6.7 本章小结	155
第 7 章 总结与展望	159
7.1 总结	159
7.2 不足与展望	161
参考文献	163
致 谢	183
作者简历及攻读学位期间发表的学术论文与研究成果	185

图目录

图 1.1 我国部分湖泊水生植被变化分布 (绿色代表水生植被面积上升, 红色代表水生植被面积下降, 黄色代表没变化) [6]	2
图 1.2 1990-2018 年 Secchi depth 相关领域排名前十的关键词及相关研究第一单位国籍出现的相关文章数目随时间变化情况.....	18
图 1.3 技术路线图.....	20
图 2.1 中国五大湖区分布 ^[119]	25
图 2.2 我国气象站点分布.....	29
图 3.1 Landsat 5 TM、Landsat 7 ETM+和 Landsat 8 OLI 准同步覆盖区域	34
图 3.2 Landsat 5 TM 与 Landsat 7 ETM+在明尼苏达州准同步过境影像对照 (左图), Landsat ETM+7 TM 与 Landsat 8 OLI 在明尼苏达州准同步过境影像对照 (右图)	35
图 3.3 Landsat 5 TM 和 Landsat 7 ETM+各波段 (蓝光波段: A; 绿光波段: B; 红光波段: C; 近红外波段: D; 短波红外 1: E; 短波红外 2: F) 遥感反射率一致性检测.....	36
图 3.4 Landsat 8 OLI 和 Landsat 7 ETM+各波段 (蓝光波段: A; 绿光波段: B; 红光波段: C; 近红外波段: D; 短波红外 1: E; 短波红外 2: F) 遥感反射率一致性检测.....	37
图 3.5 Landsat 5 TM 影像云掩膜前后对比	38
图 3.6 Landsat 7 ETM+影像云掩膜前后对比	38
图 3.7 Landsat 8 OLI 影像云掩膜前后对比	38
图 3.8 千岛湖、太湖和杭州湾在全国位置 (A) 以及太湖采样点分布 (B), 千岛湖采样点分布 (C) 和杭州湾采样点分布 (D)。	41
图 3.9 Landsat 遥感反射率和实测遥感反射率对比 (A、D、G 和 J: 太湖实测遥感反射率在 Landsat 7 数据可见光和近红外波段变化; M: 千岛湖实测遥感反射率在 Landsat 8 数据可见光和近红外波段变化; P: 杭州湾实测遥感反射率在 Landsat 8 数据可见光和近红外波段变化。B、E、H 和 K: 太湖 Landsat 7 数据可见光和近红外波段变化; N: 千岛湖 Landsat 8 数据可见光和近红外波段变化;	

Q: 杭州湾 Landsat 8 数据可见光和近红外波段变化。C、F、I 和 L: 太湖遥感反射率实测值和影像估算值线性回归; O: 千岛湖遥感反射率实测值和影像估算值线性回归; R: 杭州湾遥感反射率实测值和影像估算值线性回归)	42
图 3.10 透明度遥感反演建模采样点分布.....	44
图 3.11 敏感波段分析 (间隔时间<1 d) (A) 以及模型决定系数与采样时间间隔的关系 (B)	44
图 3.12 以红光波段为变量的幂函数模型在不同湖群湖泊的表现.....	49
图 3.13 透明度遥感估算模型构建 (A) 与验证 (B)	50
图 3.14 太湖长时间序列观测站点 (THL00-THL08 观测时间为 1992-2016 年, THL09-THL13 观测时间为 1998-2016 年, THL14-THL32 观测时间为 2005-2016 年)	53
图 3.15 千岛湖长时间序列观测站点 (大坝和航头岛)	54
图 3.16 太湖长时间序列观测站点透明度实测值 (SDD_{meas}) 和估算值 (SDD_{est}) 随时间分布以及两者年均值线性关系.....	62
图 3.17 千岛湖长时间序列观测站点透明度实测值 (SDD_{meas}) 和估算值 (SDD_{est}) 随时间分布以及两者年均值线性关系.....	63
图 4.1 我国 170 个湖泊透明度在两个时段 (1960s-1995; 2005-2016) 内变化情况.....	65
图 4.2 我国五大湖区以及所有湖泊透明度在两个时段内 (1960s -1995; 2005-2016) 变化情况。(a) 透明度上升、下降以及不变湖泊个数; (b) 透明度值在各湖区变化情况以及透明度上升、下降以及不变湖泊透明度值变化情况 (EPL: 东部平原湖群; YGPL: 云贵高原湖群; NPL: 东北平原湖群; IMXL: 蒙新高原湖群; TPL: 青藏高原湖群)	66
图 4.3 第一时段 (T1: 1986-1990 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	67
图 4.4 第二时段 (T2: 1991-1995 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	68

图 4.5 第三时段 (T3: 1996-2000 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	69
图 4.6 第四时段 (T4: 2001-2005 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	70
图 4.7 第五时段 (T5: 2006-2010 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	71
图 4.8 第六时段 (T6: 2011-2015 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	72
图 4.9 第七时段 (T7: 2016-2018 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	73
图 4.10 1986-2018 年全国各省湖泊透明度以及变异系数分布	74
图 4.11 全国以及各湖区 10 km ² 以上湖泊透明度分布.....	76
图 4.12 各湖区以及全国湖泊透明度长时间变化 (灰色区域代表 95%置信区间, A: EPL, B: TPL, C: NPL, D: IMXL, E: YGPL, F: China)	77
图 4.13 1986-2018 年全国各省湖泊透明度长期变化趋势 (红色表示上升趋势, 蓝色表示下降趋势)	77
图 5.1 1986-1990 年全国湖泊面积分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	82
图 5.2 2010-2015 年全国湖泊面积分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	83
图 5.3 两个时段 (1986-1990 年和 2010-2015 年) 全国湖泊面积变化分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④	

代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	84
图 5.4 两个时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)全国不同面积湖泊面积上升和下降个数分布.....	85
图 5.5 两个时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)全国不同湖区及全国面积变化分布.....	85
图 5.6 两个时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)全国湖泊面积变化率分布..	86
图 5.7 全国湖泊面积两时段内(1986-1990 年和 2010-2015 年)变化率分布直方图(N_0 代表面积不变的湖泊个数)	86
图 5.8 1986-1990 年东北平原湖泊面积分布	87
图 5.9 2010-2015 年东北平原湖泊面积分布	87
图 5.10 两个时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)东北平原湖泊面积变化分布	88
图 5.11 东北平原湖泊两个时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)面积变化率分布直方图(N_0 代表面积不变的湖泊个数)	88
图 5.12 1986-1990 年东部平原湖泊空间分布情况	89
图 5.13 2010-2015 年东部平原湖泊空间分布情况	89
图 5.14 两个时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)东部平原湖泊面积变化分布	90
图 5.15 东部平原湖泊两时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)面积变化率分布直方图(N_0 代表面积不变的湖泊个数)	90
图 5.16 1986-1990 年蒙新高原湖群湖泊空间分布情况	91
图 5.17 2010-2015 年蒙新高原湖群湖泊空间分布情况	91
图 5.18 两个时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)蒙新高原湖泊面积变化分布	92
图 5.19 蒙新高原湖泊两时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)面积变化率分布直方图(N_0 代表面积不变的湖泊个数)	92
图 5.20 1986-1990 年青藏高原湖群湖泊空间分布情况	93
图 5.21 2010-2015 年青藏高原湖泊空间分布情况	93
图 5.22 两个时段(1986-1990 年和 2010-2015 年)青藏高原湖泊面积变化分布	94

图 5.23 青藏高原湖泊面积变化率分布直方图 (N_0 代表面积不变的湖泊个数)	94
图 5.24 洪湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	95
图 5.25 菜子湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	95
图 5.26 泊湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	95
图 5.27 洞庭湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	96
图 5.28 斧头湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	96
图 5.29 石臼湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	96
图 5.30 鄱阳湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	97
图 5.31 黄大湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	97
图 5.32 龙感湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	97
图 5.33 南漪湖水面在两个时段分布以及水体消失区域	97
图 5.34 全国降雨量均值空间分布	98
图 5.35 我国各湖区降雨量长时间变化	98
图 5.36 我国各湖区降雨量月变化	99
图 5.37 我国各湖区降雨量年变化	99
图 5.38 全国风速均值空间分布	100
图 5.39 我国各湖区风速长时间变化	100
图 5.40 我国各湖区风速月变化	100
图 5.41 我国各湖区风速年变化	101
图 5.42 我国归一化植被指数逐月均值分布	103
图 5.43 我国 8 月归一化植被指数逐年分布	104
图 5.44 我国各湖区归一化植被指数长时间变化	105
图 5.45 我国各湖区归一化植被指数长时间变化及趋势分析	105
图 5.46 全国各省及湖区归一化植被指数年变化	106
图 5.47 全国国民生产总值时空分布	107
图 5.48 全国各省经济长时间变化	108
图 5.49 我国人口时空分布	110
图 5.50 全国各省人口长时间变化	111

图 5.51 全国夜间灯光时空分布.....	112
图 5.52 全国各省夜间灯光长时间变化.....	113
图 6.1 我国 1986-1990、2010-2015 年两时段湖泊面积变化分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	117
图 6.2 我国 1986-1990、2010-2015 年两时段湖泊透明度变化分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区.....	118
图 6.3 我国 1986-1990、2010-2015 年两时段湖泊面积与透明度变化分布.....	119
图 6.4 全国及各湖区透明度与降雨逐年变化以及相关相关性分析.....	121
图 6.5 全国各省透明度和降雨逐年变化以及相关相关性分析 (每个省每年 1 个, 共 33 个样点对进行拟合)	122
图 6.6 长江中下游湖泊透明度和降雨逐月均值分布以及两者相关性 (透明度趋势相对降雨滞后一个月, 且具有相同的变化趋势)	123
图 6.7 长江中下游湖泊透明度和最近站点降雨量相关性分布 (每个湖泊每月一个, 共 12 个样点对进行拟合)	123
图 6.8 长江中下游湖泊透明度和降雨在干、湿季逐年变化.....	124
图 6.9 长江中下游湖泊透明度和降雨量相关性分布 (每个湖泊每年干、湿季各 1 个, 共 70 个样点对进行拟合)	124
图 6.10 长江中下游湖泊透明度和降雨逐年变化以及相关相关性分析.....	125
图 6.11 长江中下游湖泊透明度和降雨量相关性分布 (每个湖泊每年干湿季均值 1 个, 共 35 个样点对进行拟合)	125
图 6.12 长江中下游湖泊透明度和降雨在干季逐年变化以及相关相关性分析.....	126
图 6.13 长江中下游湖泊透明度和降雨量相关性分布 (每个湖泊每年干季 1 个, 共 35 个样点对进行拟合)	126
图 6.14 长江中下游湖泊透明度和降雨在湿季均值逐年变化以及相关相关性分析.....	127
图 6.15 长江中下游湖泊透明度和降雨量相关性分布 (每个湖泊每年湿季 1 个, 共 35 个样点对进行拟合)	127
图 6.16 全国及各湖区透明度与风速逐年变化以及相关相关性分析.....	129

图 6.17 各省透明度与风速逐年变化以及相关性分析.....	130
图 6.18 透明度和平均两分钟风速月均值分布以及两者相关性.....	131
图 6.19 长江中下游湖泊透明度和平均两分钟风速相关性分布（每个湖泊每月一个，共 12 个样点对进行拟合）	131
图 6.20 透明度和平均两分钟风速年均值变化以及相关性分析.....	132
图 6.21 长江中下游湖泊透明度和平均两分钟风速相关性分布（每个湖泊每年 1 个，共 35 个样点对进行拟合）	132
图 6.22 全国及各湖区透明度与 NDVI 逐年变化以及相关性分析.....	134
图 6.23 全国各省湖泊透明度和 NDVI 逐年变化以及相关性分析.....	135
图 6.24 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 指数逐月均值分布以及两者相关性	136
图 6.25 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 相关性分布（每个湖泊每月一个，共 12 个样点对进行拟合）	136
图 6.26 长江中下游地区透明度和 NDVI 逐年变化以及在两个时段内（1998-2003, 2004-2014 年）相关性分析	138
图 6.27 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 相关性分布（1998-2014 年每个湖泊每年 1 个，共 17 个样点对进行拟合）	138
图 6.28 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 相关性分布（1998-2003 年每个湖泊每年 1 个，共 6 个样点对进行拟合）	139
图 6.29 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 相关性分布（2004-2014 年每个湖泊每年 1 个，共 11 个样点对进行拟合）	139
图 6.30 全国及各湖区透明度与夜间灯光逐年变化以及相关性分析.....	141
图 6.31 全国各省透明度和夜间灯光逐年变化以及相关性分析.....	142
图 6.32 人类活动和气候变化对全国各省湖泊透明度变化重要性分析.....	145
图 6.33 全国湖泊各省透明度均值与人类活动（夜间灯光）相关性分析.....	145
图 6.34 各组分可解释的变量范围.....	146
图 6.35 全国各省湖泊透明度与人类活动以及气候数据主成分分析.....	147
图 6.36 各组分可解释的湖泊变量范围.....	148
图 6.37 长江中下游湖泊透明度与水深、叶绿素、总磷和总氮相关性分析....	149
图 6.38 长江中下游湖泊物理和化学指标主成分分析.....	150

- 图 6.39** 云贵高原湖泊透明度长时间变化（灰色区域代表 95%置信区间） ... 154
- 图 6.40** 长江中下游湖泊透明度长时间变化（灰色区域代表 95%置信区间） 155
- 图 6.41** 全国湖泊透明度长期变化驱动机制（+：正相关；—：负相关） 157

表目录

表 1.1 透明度经验估算模型列表.....	5
表 1.2 1990-2018 年排名前 15 的 Secchi depth 相关研究的关键词、开展研究第一单位的国籍以及作者（包括合作作者）出现次数.....	17
表 2.1 陆地卫星运行史 ^[149]	26
表 2.2 Landsat TM、ETM+以及 OLI 传感器波段设置 ^[150]	26
表 3.1 Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+与 Landsat 8 OLI 准同步过境参数对照	35
表 3.2 千岛湖、太湖以及杭州湾采样时间和影像获取时间.....	41
表 3.3 不同模型的决定系数分布（时间间隔 ≤ 10 天）	45
表 3.4 不同模型决定系数分布（时间间隔 ≤ 7 天）	46
表 3.5 不同模型决定系数分布（时间间隔 ≤ 3 天）	47
表 3.6 透明度估算模型比较.....	51
表 6.1 我国湖泊透明度变化与湖泊面积变化统计.....	119
表 6.2 我国 10 km ² 以上湖泊透明度变化与湖泊面积变化统计	120
表 6.3 省/湖区/全国人口、经济与透明度相关系数以及 P 值统计表	143
表 6.4 基于全国各省人类活动以及气候变化的主成分分析结果.....	146
表 6.5 基于所有湖泊物理和化学指标的主成分分析结果.....	148

第1章 引言

1.1 选题背景和意义

湖泊是陆地水圈的重要组成部分，在地球表层各地理单元之间起着相互连接的作用，湖泊作为流域水热平衡，物质循环的重要载体，忠实地记录着全球以及区域气候、环境的变化。湖泊具有水利防洪、用水供水、水产养殖、改善生态环境、繁衍水生动植物、维护生物多样性以及调节气候等多种功能。此外，湖泊为人民生活提供不可或缺的水资源，与国家经济发展以及人民生活休戚相关^[1-6]。

随着自然环境的持续恶化以及人类活动对水环境的不断破坏，湖泊水质不断恶化，全国湖泊富营养化越来越严重。我国东部地区 66%以上湖泊水体正处于富营养化阶段，其中 22%以上水体正处于重（超）富营养化阶段，我国五大淡水湖（鄱阳湖、洞庭湖、太湖、洪泽湖以及巢湖）水质更是全年处于 III-V 类水平^[7]。湖泊富营养化将引起藻类尤其是蓝藻的异常增殖，从而破坏水生生态系统，危害人类和其他动物的健康^[8]。太湖是我国湖泊蓝藻水华暴发的典型地区，近年来，太湖蓝藻暴发频次和强度逐渐增大，暴发的位置也从原来的梅梁湾小块区域扩展到西南部大部分区域。水体富营养化严重影响着湖泊水体水质，使水体透明度下降，光照难以到达水下，从而影响水生动植物的生长。张运林等^[6]通过检索有关水生植被的文献数据，对全球 155 个湖泊的水生植被生长状况进行统计（图 1.1）发现，全球水生植被面积下降的有 101 个湖泊，其中中国有 35 个。水生植被面积下降速率逐渐增大，在 1900-1980 年、1980-2000 年和 2000-2017 年三个时段里，水生植被的消亡速率分别为 $13.5 \pm 16.9\%/yr$ 、 $21.8 \pm 28.9\%/yr$ 和 $33.6 \pm 59.8\%/yr$ 。水生植被消亡速率在不断加快，尤其是面积大于 50 km² 湖泊的沉水植被，其消亡速率愈加显著。水生植被具有抑制浅水湖泊底泥再悬浮，降低水中养分的循环速率，改善水质的功能^[9-11]。水生植被的衰减，将进一步恶化水质，使湖泊从清洁低营养状态向浑浊富营养化状态转变，并且这种转变是不可逆的，一旦发生，湖泊生态系统将很难恢复

到初始状态^[6]。

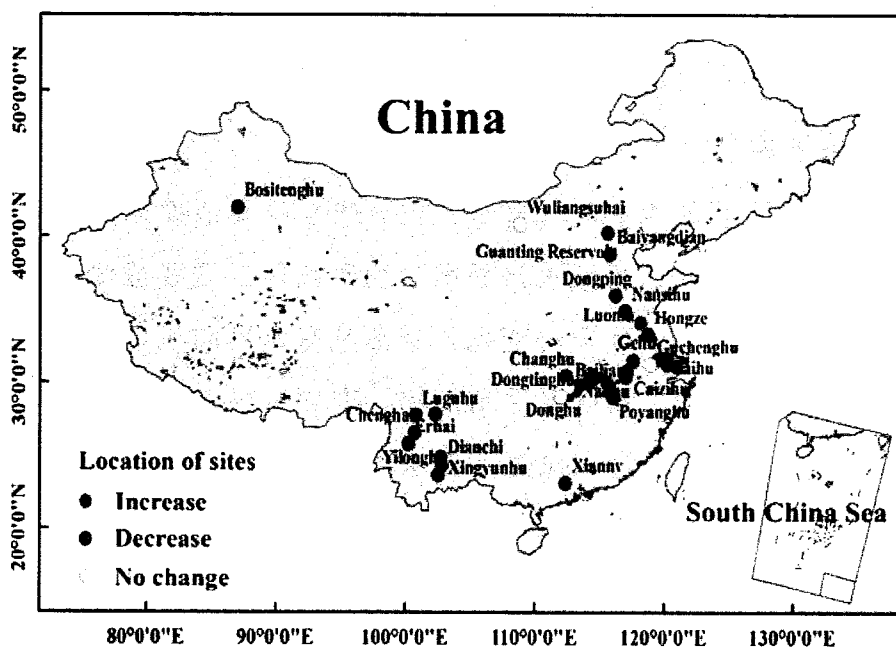


图 1.1 我国部分湖泊水生植被变化分布（绿色代表水生植被面积上升，红色代表水生植被面积下降，黄色代表没变化）^[6]

Fig. 1.1 Distribution of aquatic vegetation in China (Green indicates a decrease, red indicates an increase, and yellow indicates no change in aquatic vegetation) ^[6]

水体透明度（Secchi disk depth, SDD）是指放入水中的塞克盘（Secchi disk）能够看得见的最大深度^[12]，透明度反映水体的透光能力，是描述水质好坏的重要参数，也是湖泊富营养化评价的主要指标。水体透明度的大小直接决定着水体真光层深度和水下光场的分布，进而影响着水下植被的生长以及水生动物的生存。水体透明度与水体固有光学特性（颗粒物吸收、散射等）^[13, 14]、浮游生物、有色可溶性有机物（CDOM）、叶绿素 *a* 浓度^[15]、氮磷浓度以及初级生产力显著相关，可以通过透明度的测定实现这些参数的估算^[16]。透明度的长期变化主要与人类活动以及自然环境变化有关。人类活动包括围湖造田、蓄水发电以及农业污水、生活废水的排放等。自然环境的变化主要包括降雨、风速、NDVI 以及温度的长期变化。以往研究表明，营养物质的排放较大地改变着水体的透明度，水体中氮、磷的增加将促进藻类的生长，从而降低水体的透明度^[17, 18]。降雨引起的冲刷、淋溶作用^[19]，强风引起的底泥再悬浮^[20, 21]以及温度上升引起的浮游植物的

增长^[17, 22]同样会较大改变水体透明度。施坤等^[23]研究表明由于风速的下降和富营养化加剧引起的蓝藻暴发,是太湖透明度下降的主要原因,并且未来太湖地区风速的持续下降可能会加剧蓝藻水华暴发,从而导致太湖水体透明度进一步降低。冯炼等^[24]基于多元线性模型,分析了长江中下游 50 个大型湖泊的 7 个潜在驱动因子(包括人类活动和自然过程)对湖泊透明度年际变化的相对贡献。结果表明,不同湖泊透明度对这些驱动因子的响应表现出较大的差异,人类活动对湖泊透明度的影响相比自然过程对湖泊透明度的影响更为显著,受人类活动和自然过程影响的湖泊个数分别为 25 个和 10 个,分别占湖泊总数的 50%和 20%。此外,湖泊透明度还与湖泊物理结构(湖泊深度,面积大小等)有关。Lisi 等^[25]研究表明,在富营养化湖泊中,当湖泊水位下降时,水体的清澈度明显下降。湖泊容量的减小加上水体停留时间的增加将导致营养盐和藻类浓度的增加,由于浮游藻类易形成在水体表面,因而对水体透明度产生负面影响。

全球大约有 1.17 亿个湖泊^[26],然而却只有极少一部分被定期监测,被持续监测的更是少之又少。目前,透明度的监测主要以实地监测为主,通过在研究区域布置大量的监测点,来实现离散点透明度的获取。尽管这种方法能够精确地表达监测位置水环境状况,但是这种方法耗时耗力,受到时间成本、经济成本以及不可控的天气和水文条件的制约,难以完成长时间、大范围的连续动态观测。遥感技术具有实时、快速、大面积以及周期性观测等特点,能有效解决传统观测法耗时长、费用高且监测范围小的各种局限,符合当前形势下内陆水体监测的需求,因而逐渐成为监测水体透明度的重要且有效的手段之一。目前为止,国内外基于遥感方法对水体透明度的研究大多集中在一个、几个或一些湖泊,并且(或)时间序列较短,鲜有学者基于遥感数据对全国甚至全球尺度湖泊透明度长时间变化进行研究。然而,获取较大地理空间、较大时间范围的湖泊透明度信息,揭示人类活动以及气候变化对不同地区湖泊透明度的长期变化影响,对湖泊的有效管理至关重要。

1.2 国内外相关研究进展

1.2.1 估算方法

利用卫星遥感数据对湖泊水体透明度进行研究始于 20 世纪 70 年代^[27], 基本理论是, 在红光波段和近红外波段, 由于颗粒物的后向散射, 水体表面遥感反射率随着水体中颗粒物浓度增加而增加, 颗粒物的增加将阻碍太阳光进入水体, 进而导致湖泊透明度下降, 因此基于红光波段和近红外波段遥感反射率和水体光学组分之间的关系, 可以反演得到水体透明度和相关参数信息。到目前为止, 透明度的估算方法有经验方法、半分析方法和分析方法。

(1) 经验方法主要有两种, 一种是构建遥感数据(遥感反射率或离水辐亮度)与实测透明度数学统计模型, 将透明度表示为遥感反射率或离水辐亮度的单波段、波段比值或多波段组合(表 1.1)。Liu 等^[28]基于 MODIS 红光波段构建了缅甸 364 个 100 公顷以上湖泊透明度遥感估算模型, 并对该湖群 2000-2011 年湖泊透明度进行了长期监测。Zolfaghari 等^[29]基于 MERIS 和实测数据构建了 Erie 湖透明度估算比值算法($R_{rs}(620)/R_{rs}(510)$), 利用该模型对 Erie 湖 2004-2012 年透明度时空变化进行分析研究。Kulshreshtha 等^[30]基于 MODIS-Aqua 多波段遥感反射率组合($R_{rs}(443) + R_{rs}(490)/(R_{rs}(555)+R_{rs}(670))$)构建了 Bengal 湾水体透明度估算模型。

另一种经验方法是基于漫射衰减系数(K_d)与透明度的关系($SDD=q/K_d$), 通过 K_d 的经验估算以及透明度与 K_d 的关系达到间接反演 SDD 的目的。 K_d 的经验方法是建立 K_d 与单波段通道或多波段通道的归一化离水辐亮度或遥感反射率得到^[31, 32]。Austin 等^[33]率先建立了 CZCS 蓝、绿光波段离水辐亮度比值和漫衰减系数之间的经验关系, 构建了 $K_d(490)$ 遥感估算模型; Muller^[32]根据实测的下行漫衰减系数和归一化离水辐亮度数据的统计分析, 建立了 $K_d(490)$ 与 $L_w(490)/L_w(555)$ 之间的统计关系, 并以此作为 SeaWiFS 数据业务化算法。Morel 等^[34, 35]首先建立遥感反射比值和叶绿素浓度的关系, 然后根据叶绿素浓度和漫衰减系数以及透明度的关系实现透明度的遥感估算。总体来说, 经验的方法简单易于构建, 对于特定的研究区域, 估算精度较高。

表 1.1 透明度经验估算模型列表

Table 1.1 List of empirical models for SDD estimation

采样位置	算法	影像	R ²	N	参考文献
Southern Finland Lakes	(L488-L748)/(L667-L748)	MODIS	0.83	85	[36]
Gulf of Finland and archipelago of Turku coast	(L531_L748)/(L667_L748)	MODIS	0.61	107	[36]
Southern Finland Lakes	(L488-L748)/(L667-L748)	MODIS	0.79	25	[36]
Southern Finland Lakes	(TM1-TM4)/(TM3-TM4)	Landsat TM	0.81	85	[36]
Gulf of Finland and archipelago of Turku coast	(TM2-TM4)/(TM3-TM4)	Landsat TM	0.48	107	[36]
Southern Finland Lakes	TM1/(TM1+TM2+TM3)	Landsat TM	0.71	192	[36]
Southern Finland Lakes	(L490-L754)/L620-L754	MERIS	0.84	85	[36]
Southern Finland Lakes	(L490-L754)/L620-L754	MERIS	0.81	192	[36]
Finland Lakes	(L681-L751)/(L702-L751)	AISA	0.87	103	[37]
Tampa Bay	$K_d(490)$	SeaWiFS	0.67	80	[13]
Lakes Erie and Ontario	nLw555	SeaWiFS	0.72	306	[38]
Lakes Erie and Ontario	nLw555	CZCS	0.70	94	[38]
coastal area of Tripoli (Lebanon)	$a \times \ln(TM1) + b \times \ln(TM2) + c$	Landsat	0.54	35	[39]
Minnesota Lakes	$\ln(SDD) = a \times TM1/TM3 + b \times TM1 + c$	Landsat	0.78	6216	[40]
Lake Dahuchi	$\ln(SDD) = a \times R_{red}$	MOD09GQK	0.85	--	[41]
Lakes Chagan, Xinmiao, and Kuli	$\ln(SDD) = a \times \ln(TM3/TM2) + b$	Landsat TM	0.91	11	[42]

Lakes Chagan, Xinmiao, and Kuli	$\ln(\text{SDD}) = a \times \ln(\text{TM3}/\text{TM1}) + b$	Landsat TM	0.98	7	[42]
Lake Bung Boraphet	$\ln(\text{SDD}) = a \times \text{TM1}/\text{TM3} + b \times \text{TM1} + c$	Landsat TM	0.81	16	[43]
Lake Simcoe	$a \times \text{TM1}/\text{TM3} + b \times \text{TM3} + c$	Landsat TM	0.74	--	[44]
Minnesota Lakes	$a \times \text{TM1}/\text{TM3} + b \times \text{TM1} + c$	Landsat ETM+	0.83	280	[45]
Minnesota Lakes	$L490/L665 + b \times L708 + c \times L754 + d$	MERIS	0.83	229	[45]
Minnesota Lakes	$L667/L678$	MODIS	0.77	7	[45]
North Sea and the Baltic Sea	$r_0/(K_d(v) + c(v))$	MERIS	0.54	--	[46]
North Sea and the Baltic Sea	$r_0/(K_d(v) + c(v))$	MODIS	0.57	--	[46]
North Sea and the Baltic Sea	$r_0/(K_d(v) + c(v))$	SeaWiFS	0.60	--	[46]
Mondego river estuary	$a \times R_{rs} 469/R_{rs} 555 + b$	MODIS	0.97	--	[47]
Maine lakes	$a \times \text{TM3} + b \times \text{AvgDepth} + c$	Landsat 5	0.79	--	[48]
Albufera de Valencia lakes	$a \times \text{TM4} + b$	Landsat TM	0.92	47	[49]
Friesland waters	$\ln(\text{SDD}) = a \times \ln(\text{TM3}) + b$	Landsat TM DN	0.81	9	[50]
Norfolk Broads	$a \times \text{TM1} + b$	Landsat TM DN	0.69	9	[51]
Minnesota Lakes	$\ln(\text{SDD}) = a \times \text{TM1}/\text{TM3} + b \times \text{TM1} + c$	Landsat TM L_{TOA}	0.76	94	[52]
Finnish Lakes	$a \times (L521 - L781)/(L700 - L781) + b$	AISA L_{TOA}	0.93	102	[53]

(2) 半分析方法以水下辐射传输理论为基础，通过多个波段位置的

遥感反射率反演光学组分（有机颗粒物、无机颗粒物以及可溶性有机物）的光学特性（吸收系数和后向散射系数）构建透明度以及相关水质参数与光学参数的关系，从而实现水体透明度的反演。相比经验方法，该方法具有一定的物理机理，不受地理位置的约束，模型的精度不会因为光学特性的不同而具有较大的差异。然而，由于受到观测仪器精度的限制，该方法中很多参数以现有的设备无法准确获取，因此很难广泛应用。目前常用的半分析方法是基于 Gordon 等^[54]对 K_d 的定义，通过辐射传输理论，解算固有光学量，然后构建 K_d 与水体固有光学量和表观光学量的关系^[54]，对 K_d 的定义如下：

$$K_d(z) = -\frac{1}{E_d(z)} \frac{dE_d(z)}{dz} \quad (1-1)$$

式中， $E_d(z)$ 为水面以下 z 深度处的下行辐照度， $K_d(z)$ 为水面至 z 深度处的漫衰减系数。Lee 等^[31, 55]通过准分析算法（Quasi analytical algorithm, QAA）由遥感反射比估算得到吸收系数和后向散射系数，然后基于辐射传输模型，通过吸收系数和后向散射系数及边界条件，建立漫射衰减系数遥感估算半分析算法，Doron 等^[56]在 Lee 半分析算法的基础上进一步简化，并假设颗粒物在 709 nm 的后向散射系数和辐照度反射率呈线性关系，利用 490 nm 和 709 nm 辐照度反射率来计算 $a(490)$ 和 $b_b(490)$ ，进而实现漫衰减系数和透明度的遥感估算。Wang 等^[57]对 Lee 半分析算法进行改进，并分别对浑浊水体和清洁水体透明度构建不同估算模型，通过调整模型的权重，使该算法同时适用于浑浊水体和清洁水体。何贤强等^[58]根据水下光辐射传输理论，以叶绿素和悬浮物浓度为输入参数建立了海水透明度的半分析定量遥感模型（1-2），利用该模型对台风过境前后我国东海水体透明度进行估算，结合水动力模式，揭示了水中颗粒物和营养成分在台风发生发展过程中的输移路径和方式。

$$SDD = \frac{1}{4(a+b_b)} \ln\left(\frac{\rho_d \alpha \beta}{C_e R}\right), \quad (1-2)$$

式中， a 和 b_b 分别为吸收和散射系数，并且通过模型输入叶绿素、悬

浮物浓度计算得到, α 和 β 分别为水气界面的折射和反射系数, ρ_d 为透明度盘在水里的反射率, C_e 是视觉参数, R 为水体表面向下辐照度, R 是 a 和 b_b 的函数。

Doron 等^[46]则将透明度表示为漫射衰减系数和束衰减系数的表达式:

$$Z_{SD} = \frac{\gamma_0}{K_d(\nu) + c(\nu)} \quad (1-3)$$

$$K_d(\nu) + c(\nu) = 0.0989(K_d(490) + c(490))^2 + 0.8879(K_d(490) + c(490)) - 0.0467 \quad (1-4)$$

式中, $K_d(\nu)$ 和 $c(\nu)$ 分别是可见光漫射衰减系数和束衰减系数, γ_0 为耦合系数。为了方便计算, Doron 等^[46]以 $R(490)/R(560)$ 替换 $1/(K_d(490) + c(490))$, 并分别应用于 MERIS、MODIS 和 SeaWiFS 数据对北海、波罗的海等研究区透明度进行了估算。

Lee 等^[31, 55]基于辐射传输模型构建透明度和具有最大穿透能力波长位置 K_d 的关系 (式 1-5), 并利用海洋、沿岸以及内陆水体数据集对反演模型进行验证, 结果表明, 模型的精度较高。

$$Z_{SD} = \frac{1}{2.5\text{Min}(K_d(443, 448, 532, 555, 665))} \ln\left(\frac{|0.14 - R_{rs}^{pc}|}{C_t^T}\right) \quad (1-5)$$

式中, K_d 为漫射衰减系数, C_t^T 是人眼视觉参数, R_{rs}^{pc} 为 K_d 取得最小值所在波长对应的遥感反射率。

(3) 分析方法是基于辐射传输方程来表达遥感信息与水体各光学组分的关系, 通过求解辐射传输方程来获取各光学组分的含量。辐射传输方程的求解主要采用查表法和反演法两种方式。查表法基于一个大型光谱数据库, 其中包含水体中各组分浓度、固有光学性质、水深和底部性质。通过比较数据库记录中的图像光谱特征, 找到最匹配的光谱, 该光谱所对应的组分和水体透明度就是最终求解的结果。反演方法则是根据辐射传输和一组表征湖泊固有和表观光学性质的常量和可变模型参数来模拟光谱特征。对于每个像素, 通过迭代的方法修改可变参数, 直到模拟的光谱与实际的光谱特征之间的偏差达到最小。分析方法中各参数均有明确的物理表

达, 不受地域和时间的限制, 因而具有广泛的适用性。然而, 由于我们对大气辐射传输以及透明度影响因子等认识的限制, 分析算法在实际应用中很少。

1.2.2 遥感数据

透明度估算所采用的遥感数据包括: 实测高光谱数据、水色卫星数据以及其他卫星数据。实测高光谱数据具有较高的光谱分辨率, 可以获取水体连续的光谱曲线, 做到纳米级的敏感波段分析, 并且反映水体信号的细小变化特征。高光谱传感器可以细分为成像光谱仪和非成像光谱仪, 搭载在不同的观测平台, 如飞机和地面。机载成像光谱仪可以同时获取水体空间图像和每个像元连续的光谱曲线, 具有广泛的应用前景。

很多学者通过机载成像光谱仪得到的水表遥感反射率, 以此构建水体透明度遥感估算模型。Harma 等^[36]基于机载高光谱成像仪 AISA 获取了芬兰南部湖泊和北海海岸带水体的遥感反射率, 构建了该地区透明度遥感估算模型, 并应用于 TM、MODIS 和 MERIS 影像。Koponen 等^[53]同样基于 AISA 获取的芬兰湖泊水体遥感反射率, 结合实测透明度数据构建了该地区透明度遥感估算比值算法, 并实现了该地区透明度分层反演。Thiemann 等^[59]基于实测高光谱数据构建了德国 Mecklenburg 湖区透明度指数模型, 模型具有较高的精度, 决定系数为 0.99, 并最终将该算法应用于德国 CASI 和澳大利亚 HyMap 等机载高光谱传感器, 实现了该地区透明度的时空分布分析。

机载成像光谱仪既能获得水体单元连续的波谱曲线, 又能获得面状的水体特征, 因而深受学者青睐, 然而, 机载成像光谱获取成本较高, 出于对成本的考虑, 更多学者采用地物光谱仪来获取空间地物离散点光谱信息。傅克忖等^[60]基于实测高光谱数据和透明度实测值实现了我国海水透明度遥感反演。王晓梅等^[61]基于大量实测高光谱遥感反射率和透明度数据构建了 490 nm、555 nm 和 670 nm 遥感反射比组合模型, 并用于黄东海透明度遥感估算研究。宋开山等^[62]基于实测高光谱数据和透明度数据, 建立了查干湖透明度估算单波段、波段比值以及神经网络模型, 并对模型精度进行了验证和对比研究。段洪涛等^[63]基于长春南湖高光谱反射率与对应点位透

明度实测值之间的关系,构建了该地区透明度单波段、波段比值和一阶微分法遥感估算模型。陈蕾等^[64]通过分析实测遥感反射率与水体透明度的关系,发现 559 nm 处遥感反射率与透明度具有较好的幂函数关系,并在此基础上构建了南海近岸海水透明度的遥感估算模型。禹定峰等^[65]分别对遥感反射率及其一阶、二阶差分光谱与实测透明度进行相关分析,发现基于二阶差分光谱建立的透明度估测模型的精度最高,为十里湾海域透明度高光谱遥感反演提供了一种新方法。宋炎炎等^[66]基于高光谱反射率数据,选择敏感波段对透明度进行反演,结合营养状态指数法和营养状态分级指标,对二龙湖的富营养状态进行评价,结果显示,基于高光谱数据反演二龙湖富营养化程度的精度较高($r=0.88$)。韩留生等^[67]基于漫衰减系数 $K_d(490)$ 和光束衰减系数 $c(490)$ 与遥感反射率的关系,建立了适用于近海岸海水透明度的半分析模型。秦平等^[68]利用渤海、黄海 407 组实测透明度与遥感反射率光谱数据,评估了半分析模型在渤海、黄海的适用性。丛丕福等^[69]基于实测光谱模拟得到辽东湾 MODIS 波段遥感反射率,建立了辽东湾透明度估算模型。

实测高光谱数据因其连续的光谱曲线和较高的光谱分辨率有利于发现水体透明度更为精细的敏感波段,通过实测光谱来模拟卫星传感器,可以有效地消除大气效应的影响,可为卫星遥感获取水体透明度提供参考。目前已经发射的卫星数据主要包括水色卫星数据,陆地卫星数据以及其他卫星数据。全球第一颗水色卫星发射于 1978 年,由雨云 7 号卫星搭载的 CZCS 数据开启了水色遥感的新纪元。Binding 等^[38]基于 CZCS 550 nm 遥感反射率构建了美国伊利湖透明度遥感估算模型,在此基础上对伊利湖水体透明度长时间变化进行了分析。然而,CZCS 数据无论是空间分辨率还是辐射分辨率都较低,较大的估算误差,限制了该传感器在水色遥感上的应用。随着水色遥感技术的不断提高,具有较高的时间分辨率,光谱分辨率的水色卫星相继发射升空,其中包括 SeaWiFS、MERIS 以及 MODIS。Shahraini 等^[70]基于透明度实测值和 SeaWiFS 卫星数据,构建了以 681 nm 和 560 nm 遥感反射率比值为变量的透明度估算模型。Chen 等^[13]同样基于 SeaWiFS 数据对美国坦帕湾透明度长时间变化以及影响机制进行了研究。

Doron 等^[46]基于 SeaWiFS、MERIS 和 MODIS 数据的 490 nm 和 560 nm 反射率的比值实现了近岸水体透明度遥感估算。Guan 等^[44]以 TM 1、3 波段遥感反射率为变量构建了加拿大 Simcoe 湖的透明度遥感估算模型，在此基础上分析了 Simcoe 湖水透明度时空分布及影响因素。Knight 和 Voth^[71]基于 MODIS 的第 1 和 3 波段遥感反射率构建了美国明尼苏达州湖泊透明度指数估算模型，在此基础上评估了该地区湖泊富营养化程度。Lesht 等^[72]基于 SeaWiFS 和 MODIS 数据的归一化离水辐亮度 (nL_w555) 构建了 Michigan、Huron 以及 Erie 湖的透明度估算模型。Fukushima 等^[73]基于 MERIS 数据构建了日本富营养化浅水湖泊 (Kasumigaura) 透明度反演半经验算法，并对该湖泊透明度长时间变化进行研究。Alikas 等^[74]基于 MERIS 数据开展了北欧湖泊以及沿海水域透明度估算模型研究，分析了不同经验模型、半经验模型在该水域的适用性，结果表明利用可见光长波波段构建的模型具有较高的估算精度。Crooke 等^[75]基于 MODIS-Aqua 数据 645 nm 遥感反射率构建了 Chesapeake Bay 中下游透明度遥感估算经验模型，并对该地区水体透明度短时间变化进行了研究。Politi 等^[76]利用 MODIS Terra/Aqua 数据以 Vanern、Vattern、Geneva 和 Balaton 湖泊为研究区对 46 种透明度经验模型精度进行了评估，结果表明 Dekker (1993) 模型^[50]和 Sawaya (2003) 模型^[52]精度较高。Kallio 等^[77]基于 MERIS 数据对芬兰南部湖泊透明度进行了估算研究。Binding 等^[78]基于 CZCS、SeaWiFS 和 MODIS-Aqua 遥感反射率数据 ($R_{rs}(550)$) 构建了 Ontario、Huron 和 Michigan 湖透明度经验模型，通过这三种数据获得这些湖泊透明度长时间变化，发现各湖泊透明度变化趋势一致且均呈现增加的趋势，增长率分别为 58%、49% 和 62%。Corbari 等^[79]基于 MODIS 数据对意大利近岸海域透明度进行估算研究，发现该水域透明度受强降雨影响显著，影响持续时间为 2-3 天。Zolfaghari 等^[29]基于 MERIS 和实测数据构建了 Erie 湖透明度估算比值算法 ($R_{rs}(620)/R_{rs}(510)$)，并利用该模型对 Erie 湖 2004–2012 年透明度时空变化进行分析研究。Kulshreshtha 等^[30]基于 MODIS-Aqua 多波段数据遥感反射率组合 ($R_{rs}(443) + R_{rs}(490)$) / ($R_{rs}(555) + R_{rs}(670)$) 构建了 Bengal 湾水体透明度估算模型。Liu 等^[28]基于 MODIS 红光波段遥

感反射率构建了缅甸 364 个 100 公顷以上湖泊透明度遥感估算模型，并对该湖群 2000-2011 年透明度进行了长期监测。

在国内，刘翀等^[80]基于青藏高原地区湖泊透明度实测值和同步获得的 MODIS 遥感数据建立了青藏高原地区湖泊水体透明度遥感反演模型，结果表明：基于 MODIS 绿光波段的单波段幂函数模型在该地区反演效果最好，精度较高，并具有一定的稳定性。应用该模型反演得到惹雍错湖泊透明度的长时间变化且发现该湖存在明显的季节波动和年际变化。王晓菲等^[81]利用现场测量的遥感反射率和透明度数据建立了西北太平洋的透明度遥感反演模型，并应用于 SeaWiFS、MODIS-aqua、MODIS-Terra 及 MERIS 数据，获取了西北太平洋的透明度。吕美婷等^[82]基于中分辨率遥感数据和实测透明度值构建了适用于西苕溪水体的透明度估算模型，将该模型应用于不同时期的中分辨率遥感影像以分析西苕溪水体透明度的时空变化特征，并结合河流两岸土地利用类型、人类活动、社会经济情况解释西苕溪水体透明度时空变化机制。禹定峰等^[83]利用两个航次的黄东海透明度数据和 MODIS 遥感反射率数据，进行了黄东海透明度的遥感反演研究，建立了透明度单波段模型、波段比值模型、三波段模型以及基于固有光学特性的半分析模型，结果表明，三波段模型具有较高精度。贾后磊等^[84]基于鄱阳湖、太湖、珠江口和大亚湾水体的生物-光学参数，构建透明度高度法以获取该水域的透明度，并将该方法应用于新一代水色卫星传感器 VIIRS 以揭示水体透明度的动态变化特征。田林等^[85]基于西北太平洋透明度实测值和同步的遥感反射率数据构建了海水透明度遥感估算模型，并与当前的半分析反演算法进行比较，分析了该模型在西北太平洋海域的适用性。Li 等^[86]基于 MODIS 数据构建了黄海水体透明度估算模型，并对该地区水体透明度进行了遥感估算研究，结果表明黄海水质受藻类生长影响显著。商少陵等^[87]基于 MODIS-Aqua 数据并结合 QAA 算法评估了渤海过去 10 年透明度变化特征。何贤强等^[88]利用 SeaWiFS 数据并结合 QAA 半分析模型对全球海洋水体 1997-2010 年透明度进行了估算研究，结果表明北半球海洋透明度呈增加趋势，而南半球海洋透明度呈下降趋势。Su 等^[89]基于实测数据和多光谱数据构建了台湾湖泊透明度遥感估算模型，该模型基于枚举

方法对水体单元逐项元进行处理,该方法在一定程度上降低了湖面镜面反射对遥感估算的影响。

水色卫星传感器因其较高的时间分辨率(MODIS 为 1~2 天, MERIS 为 2~3 天)、光谱分辨率(SeaWiFS 有 8 个通道, MERIS 有 15 个通道, MODIS 有 9 个水色波段)以及大气校正通道而具有较大的应用潜力。然而,水色卫星传感器空间分辨率较低,不适用于小区域水体透明度的遥感监测。除了水色卫星外,透明度监测所用到的数据还包括 Landsat 陆地卫星、HJ 卫星以及其他资源卫星。Landsat 卫星因其较高的空间分辨率以及免费开放的政策,使得它在水体透明度估算及遥感监测中得到了广泛的应用。Lathrop 和 Lillesand^[90]利用 Landsat TM 绿光波段对美国 Green Bay 和 Michigan 湖透明度进行了遥感估算研究。Dekker^[50]对水面以下反射率与透明度进行相关分析,发现 706 nm 和 676 nm 反射率比值和透明度具有较好的相关性。Dekker 等^[91]基于荷兰富营养化湖泊透明度和 Landsat TM 各波段遥感反射率的关系,分析了 TM 数据在该地区透明度估算的适用性。Harrington 等^[92]通过分析美国 Chicot 湖透明度和 Landsat MSS 数据各波段遥感反射率的关系,发现 MSS 数据的第 2、3 波段遥感反射率对透明度变化较为敏感。Kloiber 等^[93]对美国近 500 个湖泊的实测透明度和 MSS、TM 影像遥感反射率相关性进行研究,发现 MSS 第 1 和 2 波段遥感反射率比值与第 1 波段遥感反射率的波段组合以及 TM 第 1 和 3 波段遥感反射率比值与第 1 波段遥感反射率的波段组合均可以用于该地区水体透明度的遥感估算。Nellis 等^[94]基于 Landsat TM 第 3 波段的遥感反射率构建了美国堪萨斯州水库水体透明度遥感估算模型,并对该水库水体透明度长时间变化进行了研究。Lillesand 等^[95]以 Landsat TM 第 1 和 2 波段遥感反射率比值为变量对美国威斯康星州近 7000 个湖泊水体透明度进行了反演研究。Lavery 等^[96]基于多元线性回归分析,发现 Landsat TM 第 1 和 3 波段遥感反射率与水体透明度在澳大利亚西南部的 Harvey 河口具有较好的相关性。Nelson 等^[97]基于 Landsat ETM+第 1、2 波段遥感反射率构建了美国密歇根州 93 个湖泊水体透明度遥感估算模型。Olmanson 等^[40]基于 Landsat TM 的 1、3 波段构建了美国明尼苏达州近 10000 个湖泊的透明度估算模型,

在此基础上分析了明尼苏达州湖泊透明度的时空变化及影响机制。Deutsch 等^[98]基于 Landsat 7 ETM+和 Landsat 8 OLI 构建了 Qaraoun 水库（黎巴嫩贝卡山谷）透明度波段比值算法，并分析了透明度变化的驱动因子。Rodrigues 等^[99]基于 QAA 算法并结合 Landsat 8 OLI 数据估算了巴西中-贫营养水库透明度，结果表明由于水环境的不同，QAA 算法中第一步骤参数需要根据水体光学特性的不同做出相应调整。Dona 等^[49]对西班牙贫营养-富营养湖泊透明度进行估算，结果表明利用 Deimos-1 数据第二波段构建的模型具有较好的估算精度，Deimos-1 作为 TM 的替代可用于中小水体的水质监测。Olmanson 等^[100]基于 Landsat 长达 20 年的数据对美国明尼苏达州 8 公顷以上湖泊透明度进行观测。结果表明，明尼苏达南部和西南部湖泊的透明度较低，而北部和东北部湖泊透明度较高。Bonansea 等^[101]基于 Landsat TM 和 ETM 数据的红光波段以及蓝光波段与红光波段比值构建阿根廷中部湖群透明度多元回归模型，该模型具有较好的估算精度。Yip 等^[102]基于 Landsat 数据蓝光波段、绿光波段以及近红外波段构建了加拿大 Diefenbaker 湖透明度遥感估算经验模型，基于该模型对加拿大 Diefenbaker 湖透明度进行长时间观测，结果表明从 1984 年到 2012 年，该湖泊透明度呈现不断下降的趋势。Bonansea 等^[103]基于 Landsat TM 和 ETM+数据并辅助环境因子构建了 Río Tercero 水库透明度遥感估算模型，该模型充分考虑了降雨和水表温度对透明度的影响能较好的用于 Río Tercero 水库透明度估算。Kabiri 等^[104]分析了 Landsat 8 OLI 新增波段在水色反演上的可行性（深蓝波段：435–451 nm），结合该波段和其他波段数据构建了 Chabahr 湾透明度多元回归模型，基于该模型对 Chabahr 湾水体透明度进行了遥感估算。

在国内，赵碧云等^[105]以 Landsat TM 第 4 波段辐亮度为变量构建了滇池水体透明度遥感估算指数模型，并基于该模型对滇池水体透明度进行长期监测。王学军和马延^[106]以 Landsat TM 第 1、2、3、5 和 7 波段辐亮度线性组合为变量构建了太湖透明度遥感估算指数模型。王得玉等^[107]基于三景 Landsat TM 影像和透明度实测值，构建了钱塘江入海口水体透明度比值模型，基于该模型对钱塘江入海口水体透明度进行了遥感估算研究。

Duan 等^[42]分别以 Landsat TM 的四个波段、波段比值以及波段组合为变量分析了查干湖、新庙湖水体透明度与各变量的关系,发现以下四种组合: $R_{rs}(\text{Red})/R_{rs}(\text{Green})$ 、 $R_{rs}(\text{Red})/R_{rs}(\text{Blue})$ 、 $R_{rs}(\text{Blue})/R_{rs}(\text{NIR})$ 和 $\text{Average}(R_{rs}(\text{Red}), R_{rs}(\text{Blue}))$ 均可以用于该区域湖泊透明度遥感估算研究。邬国锋等^[108]基于鄱阳湖 Landsat TM 反射率与透明度实测值,以蓝、红光波段自然对数为变量构建了该地区湖泊透明度遥感估算模型,通过对模型精度进行分析,结果表明,模型精度较高,能够解释该地区 88%的透明度变化。Lee 等^[109]将 QAA 模型应用于 Landsat 8 OLI 数据并对厦门九龙江口透明度进行遥感估算,发现实测值和估算值一致性较好,表明该模型具有较高的精度。Xu 等^[110]基于 Landsat ETM+和 OLI 近红外与蓝光波段组合构建了梁子湖透明度遥感估算模型,并对 2007-2016 年梁子湖透明度进行估算研究,结果表明梁子湖透明度呈现显著下降的趋势,并且透明度与国民生产总值显著相关。Ren 等^[111]基于 Landsat OLI 红光和绿光波段比值构建了鄱阳湖透明度遥感估算模型,并对鄱阳湖透明度时空变化进行了研究。

相比 Landsat 数据,HJ 卫星和其他陆地卫星在透明度监测上应用较少。周智勇等^[112]基于 HJ-1A/B 星 CCD 数据,确立了渤海湾海域表层水体及次表层水体透明度遥感反演模型。发现在渤海湾海域,HJ-1 卫星 CCD 数据 0.63-0.69 μm 波段和透明度的相关性最好,而且单波段建立的估算模型要优于其他波段组合模型。禹定峰等^[113]利用 HJ-1 卫星 CCD 数据及地面同步观测数据,对烟台四十里湾海域透明度进行了遥感反演研究,结果表明,红光、蓝光波段比值与实测透明度具有较高的相关性,以此为基础建立了该区域水体透明度遥感反演模型,并通过该模型获取了四十里湾水体透明度空间分布。朱玉霞等^[114]基于 HJ-1A/B 卫星遥感影像,结合同步的地面观测数据,采用经验模型对丹江口水库水体透明度进行了遥感反演研究。马建行等^[115]利用 HJ-1A 卫星 CCD 数据和 MODIS 反射率产品以吉林省石头口门水库、二龙湖、查干湖、月亮泡为研究对象,根据灰色关联度选取了用于模型构建的波段组合,并以此建立水体透明度反演模型。Zhao 等^[116]首次给出了不同遥感卫星透明度有效观测对河流宽度的要求,结果表明对于 WorldView-2 和 Pleiades 高空间分辨率影像,最小有效河流宽度为

17.3 m, 对于 HJ-1A 卫星而言, 最小有效河流宽度为 64.6–98.5 m。

1.2.3 文献计量学结果

为进一步科学探讨透明度监测领域研究热点及相关科研人员工作进展, 准确把握未来研究动向, 本节运用透明度研究领域最为核心的关键词, 亦即 $TS=(water* AND secchi*)$ 检索 Web of Science 科学引文库, 检索年限为 1990-2018 年, 一共检索得到 1471 篇论文相关数据。

表 1.2 为检索结果中出现次数排名前 15 的关键词、第一单位国籍及作者 (包括合作作者) 姓名的相关情况。排名前十五的关键词中, 第一位是 Secchi depth, 并且近 10 年来, 其发文总量随时间变化不断增加表明传统的赛克盘方法依然是水体透明度监测的有效方法。排名前十五的关键词中除了 Secchi depth 以外, Water quality、Eutrophication、Chlorophyll a、Phytoplankton、Nutrients、Phosphorus、Trophic state index 和 Zooplankton 都直接与透明度有关, 研究区域 (湖泊、水库) 主要以湖泊为主。此外, Remote sensing 和 Long-term trend 也出现在关键字前 15 名中, 并且 Remote sensing 发文量在不断上升 (图 1.2), 表明遥感技术作为新的研究方法可以提供长时间序列监测, 具有较好的应用前景, 由此亦可预见其未来十年乃至数十年内遥感技术依然有可能是此研究领域中的重要手段之一。

Secchi depth 相关研究最多的三个国家分别为美国、中国及加拿大 (表 1.2), 美国仍然在该领域占据着难以撼动的主导地位, 然而值得指出的是近十年来 Secchi depth 在中国的相关研究增长迅猛 (图 1.2)。Secchi depth 领域内的作者姓名出现频次排名前五名中有 5 个中国人 (Peng, F、Zhang, Y L、Fang, X、Huo, S L 以及 Xi, B D) (表 1.2), 这也在很大程度上说明我国湖泊透明度的相关研究在近十年内取得长足发展, 相关工作的开展将为我国湖库水体水质监测及变化机理阐述提供重要科学支撑。

表 1.2 1990-2018年排名前15的Secchi depth相关研究的关键词、开展研究第一单位的国籍以及作者（包括合作作者）出现次数

Table 1.2 Frequency of the top 15 keywords, countries, and authors conducted the aforementioned Secchi depth-related researches from 1990 to 2018

检 索	关键词检索结果		国籍检索结果		作者检索结果	
排名	Secchi depth 相关关键词	记录数	作者国籍	记录数	作者姓名	记录数
1	Secchi depth	206	USA	387	Effler, S W	32
2	Water quality	182	China	147	Hakanson, L	26
3	Eutrophication	164	Canada	90	Noges, T	17
4	Chlorophyll a	136	Turkey	75	Jeppesen, E	17
5	Lakes	124	Germany	72	Stefan, H G	16
6	Phytoplankton	123	Sweden	61	Peng, F	15
7	Nutrients	115	Finland	59	Hoyer, M V	15
8	Phosphorus	90	Netherlands	52	Zhang, Y L	14
9	Trophic state index	77	Denmark	49	Canfield, D E	14
10	Remote sensing	66	Poland	45	Fang, X	13
11	Transparency	54	Italy	40	Huo, S L	12
12	Turbidity	54	Brazil	38	Koponen, S	12
13	Zooplankton	49	Estonia	36	Xi, B D	12
14	Reservoir	41	Australia	33	Matthews, D A	11
15	Long-term trend	34	Spain	32	Perkins, M	11

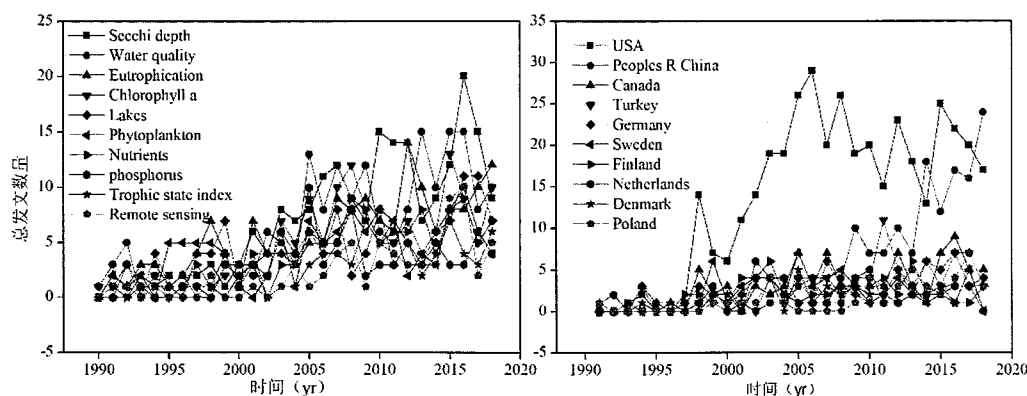


图 1.2 1990-2018 年 Secchi depth 相关领域排名前十的关键词及相关研究第一单位国籍出现的相关文章数目随时间变化情况

Fig. 1.2 Variations of total publications with the top ten Secchi depth-related key words and countries conducted the aforementioned research works from 1990 to 2018

1.3 研究目标与内容

本文基于 Landsat 5 TM、7 ETM+和 8 OLI 数据对全国面积大于 10 km^2 的湖泊透明度进行遥感估算，构建全国湖泊透明度遥感反演模型，并对模型进行验证，基于构建的模型获取 1986-2018 年全国湖泊透明度的时空分布，在此基础上，分析各省、各湖区以及全国 10 km^2 以上湖泊透明度的长期变化，结合气象和人类活动分析各地区湖泊透明度变化机制。具体研究内容如下：

(1) 遥感影像预处理：影像的预处理包括 Landsat 系列数据的一致性检测和云掩膜。以 Landsat 7 ETM+为纽带分别对 Landsat 5 TM 和 Landsat 8 OLI 进行一致性检测，通过 ENVI 软件的 ROI 工具，对同一水体分别拟合不同传感器对应波段的遥感反射率，获取其线性关系，从而评价数据的一致性。Landsat 5 TM/Landsat 7 ETM+/Landsat 8 OLI 遥感反射率产品除了包含各个波段遥感反射率信息外，还包括产品质量信息（Cloud Shadow 和 Cloud 属性），在 Google Earth Engine 环境中通过对 Landsat 5 TM、7 ETM+和 8 OLI 数据设置 Cloud Shadow 和 Cloud 属性，从而实现云掩膜处理。

(2) 全国湖泊边界提取：我国湖泊边界提取是基于 Global Surface Water (GSW)^[4]数据集分析处理完成，GSW 数据集包含全球地表水体时空

分布信息,记录了每个水体单元出现频率,迁移转化等信息。Zou 等^[117]的研究表明将水体出现频率大于 75%作为永久性水体,具有较好的效果,因此,本文选择这一临界条件对我国永久性水体进行提取。

(3) 全国湖泊透明度遥感反演模型构建与验证:采用的是遥感反射率产品,数据来自美国地质勘探局(United States Geological Survey, USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/logout/expire>)。选择千岛湖、太湖和杭州湾为研究区对遥感反射率产品精度进行评价。千岛湖、太湖和杭州湾水体分别代表清洁水体、浑浊水体以及极度浑浊水体,透明度变化范围为 0.01-7.6 m,基本覆盖全国水体透明度。分别对不同时间间隔下、不同波段因子估算精度进行评估,确定最优时间间隔和最适估算因子。基于线性、指数、幂函数等方法,选择精度最高的模型作为最终估算模型,并利用独立的样本对模型精度进行验证,此外将模型估算值与太湖、千岛湖透明度长时间监测值进行对比以检验模型估算效果。

(4) 全国 10 km² 以上湖泊透明度遥感估算:基于本文所构建的经验模型,对全国 10 km² 以上湖泊透明度进行遥感估算,获取 1986-2018 年各湖泊透明度时空分布,在此基础上,分别获取全国、各省以及各湖区的透明度逐年变化。此外,我们还获取了全国、各湖区不同透明度范围内湖泊个数在七个时段内的变化情况。

(5) 全国、各湖区以及各省气象数据以及人类活动特征:基于全国 31 个省 613 个观测站 33 年(1986-2018)的降雨量和风速数据,获取得到全国、各湖区以及各省降雨、风速长时间变化、年内变化以及空间分布。基于全国各省 1978-2018 年国民生产总值(GDP)和人口(POP),获取得到全国、各湖区以及各省 GDP 和 POP 长时间变化以及空间分布。基于全国 1998-2014 年 NDVI 逐月数据产品获取得到全国、各湖区以及各省 NDVI 长时间变化、年内变化以及空间分布。基于全国 2000-2013 年夜间灯光遥感数据获取得到全国、各湖区以及各省夜间灯光长时间变化以及空间分布。

(6) 透明度影响机制研究:基于两个时段(1986-1990 年,2010-2015 年)的全国水体提取结果分析全国、各湖区以及各省所有湖泊和 10 km² 以上湖泊水面积变化对湖泊透明度的影响。分析降雨、风速、NDVI 变化对

全国、各湖区以及各省湖泊透明度长时间变化的影响，其中，重点分析长江中下游湖泊透明度对降雨、风速以及 NDVI 变化的响应。基于随机森林方法和主成分分析方法综合分析了人类活动以及气候变化对全国各省湖泊透明度长期变化的相对贡献，并重点分析长江中下游湖泊透明度与人类活动、气候变化以及湖泊物理、化学指标的关系。

(7) 人类活动以及气候变化对各地区透明度变化影响启示：结合人类活动和气候变化综合分析我国不同湖区透明度长时间变化的原因，以期 为湖泊的保护和有效管理提供具体参考。

1.4 技术路线

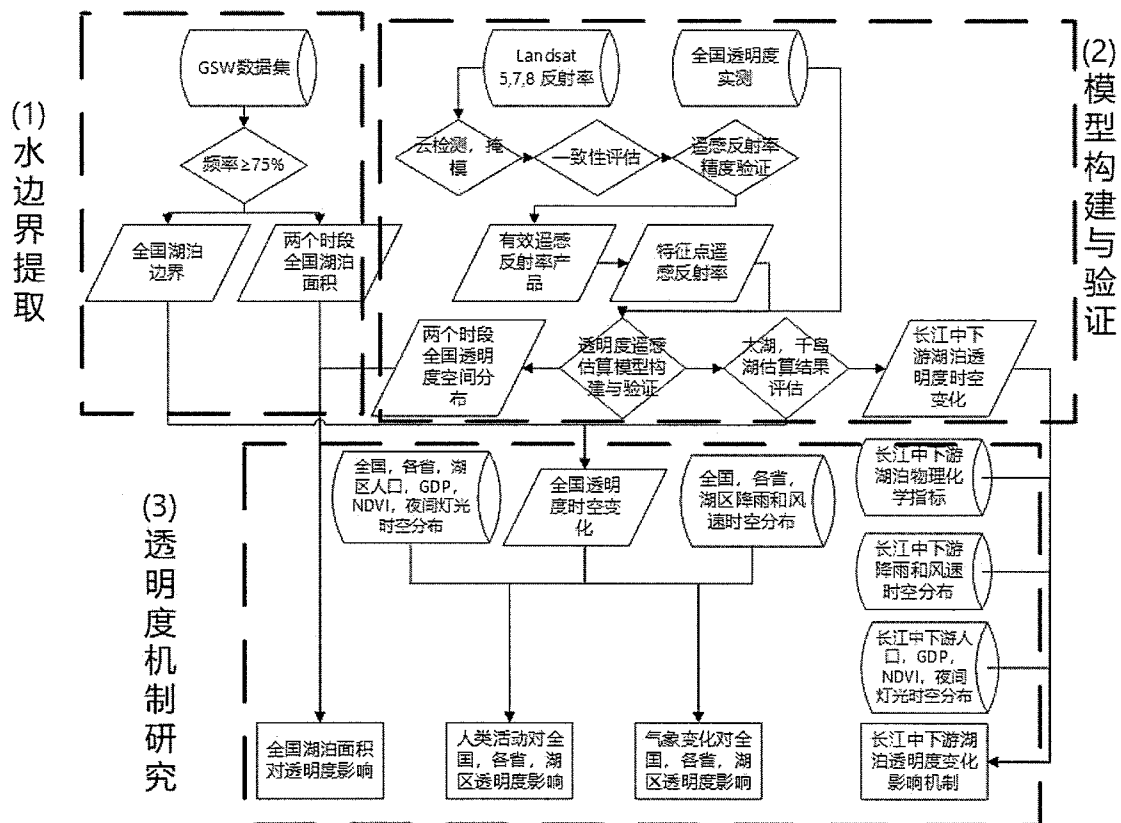


图 1.3 技术路线图

Fig. 1.3 Flowchart of our study

1.5 创新点

本研究的创新点主要包括以下几点：

(1) 基于大量实测透明度数据，构建和校验了全国湖泊透明度遥感估算模型，

获取了全国湖泊透明度时空变化；

（2）揭示了全国、各湖区以及各省人类活动和气候环境变化对湖泊透明度长时间变化的影响。

第2章 数据、材料与方法

2.1 水体边界提取

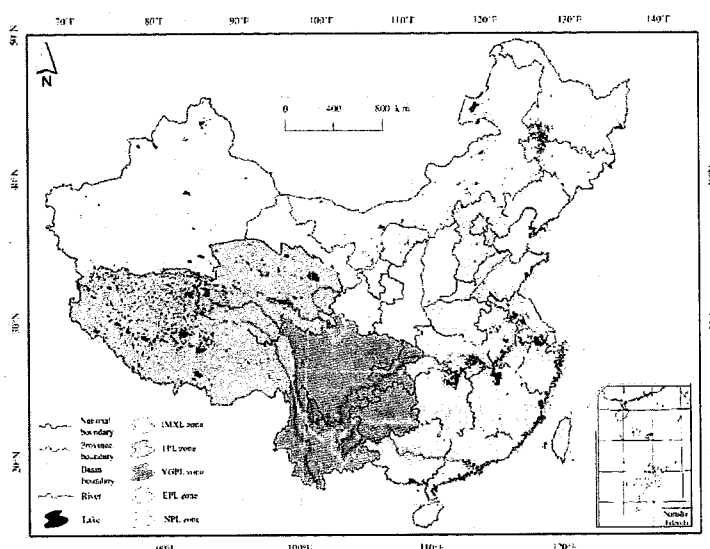
由于水体中各种光学组分（叶绿素、悬浮物以及有色可溶性有机物）的变化不一，受到浅水湖泊底部以及观测条件（太阳辐射、地表形态、传感器高度、方位以及大气条件）的差异性影响，使得 TM、ETM+以及 OLI 获取的水体光谱特征不断变化。此外，水体的消亡和扩张使得水体边界不断变化，大大增加了水体的提取难度。

为了解决这个问题，JRC 团队^[4]基于 Landsat 系列数据，采用专家系统，可视化分析系统对海量数据进行处理，获取了 1986-2015 年间水体单元出现频率，迁移转化等信息。专家系统可以理解需要解决的问题，他们与数据交互，并通过不同的视图表示，通过设计、测试和微调场景来提取所需信息，可视化分析系统将人类的认知能力、感知能力与计算机的云计算存储和处理能力充分结合。通过计算所有有效观测中水体单元出现的频率，来确定该单元是否为水体，以及水体的类型（永久性水体、新增性水体和衰退性水体）。理论上，只有当某一具体位置水体单元出现频率为 100% 时，该单元即为永久性水体，然而，当我们从卫星上观测水体时，永久性水体出现频率会因为诸多因素而不等于 100%，例如云及其阴影会影响观测，在利用云掩膜算法时，如果云层正好覆盖永久性水体，那么在掩膜云的同时，也会丢掉水体的信息，在进行分类时这部分水体会被定义为非水体，从而降低其出现频率。此外，虽然用于水体识别的 Landsat L1T 数据经过地形校正处理且校正误差 $<12\text{ m}$ ，但在靠近湖泊边界的像元，很小的纠正误差都会引入一些混合像元进而被用于水体出现频率的统计。再者，表观反射率数据还受大气校正算法的影响，例如，Landsat 8 SR 算法可以在某些地理区域（内陆水域或高气溶胶区域）引入一些伪影进而降低水体出现的统计频率，尤其对那些只是在一段时间出现的水体单元（例如：季节性水体），由于受到气候以及其他观测条件的限制，有限观测如果正好是水体出现的时间，这将会提高水体出现频率的统计，最后导致将短暂性

水体或季节性水体误判为永久性水体类型。因此我们在 Pekel 等^[4]所获取的水体单元出现频率数据集基础上,通过设定误差范围(~25%)对永久性水体进行提取。换句话说,我们将水体出现频率大于等于 75%作为永久性水体的判定条件。Zou 等^[117, 118]同样采用这个阈值对美国水体进行提取研究,并取得较好的效果。

2.2 湖泊分区

中国地域辽阔,地形、地貌呈现明显的阶梯状,不同地区自然环境、气候特征差异明显。湖泊的形成、分布以及变化都呈现出与气候、环境相应的特征^[119]。根据湖泊成因、所在地形地貌和气候特征,以省级行政区为最小单元,把中国湖泊划分为五大湖区:(1)青藏高原湖区(Tibetan Plateau Lake zone, TPL):青海和西藏;(2)蒙新高原湖区(Inner Mongolia-Xinjiang Lake zone, IMXL):内蒙古、新疆、甘肃、宁夏、陕西和山西;(3)云贵高原湖区(Yunnan-Guizhou Plateau Lake zone, YGPL):云南、贵州、四川和重庆;(4)东北平原湖区(Northeast Plain Lake zone, NPL):辽宁、吉林和黑龙江;(5)东部平原湖区(Eastern Plain Lake zone, EPL):北京、天津、河北、山东、湖南、湖北、江苏、浙江、安徽、上海、广东、广西、江西、河南、海南、福建、台湾、香港和澳门^[119](图 2.1)。此外,本文选择长江中下游(Middle and Lower Reaches of Yangtze River, MLRYR)作为重点研究区域分析降雨、风速等因子的年内变化对水体透明度的影响,长江中下游包括湖北、湖南、江西、安徽、江苏、浙江和上海。

图 2.1 中国五大湖区分布^[119]Fig. 2.1 Distribution of the five geographic lake zones in China ^[119]

2.3 透明度测定

湖泊水体透明度的测量方法为塞氏盘深度测量法。测量时，将塞氏盘水平放入待测水体中，直到其到达“可见”与“不可见”的深度临界值，该深度临界值即为测量点的塞氏盘深度（Secchi disk depth, SDD），这一参数已被广泛应用于湖泊环境的研究^[120-125]。历史数据提供了湖泊透明度随时间变化的有价值的信息，为了厘清我国湖泊透明度变化情况，我们收集了全国 1995 年前和 2005 年后两个时期 170 多个湖泊透明度数据，覆盖了从面积小于 1 km² 到面积大于 4000 km² 的湖泊，水深从小于 1 m 到大于 150 m 的湖泊。此外，为了构建有效的透明度遥感估算模型，我们对 2017~2018 年长江中下游湖泊透明度进行调查，结合第二次湖泊调查数据（2005~2008 年）以及从文献中检索获得的东北平原湖区、云贵高原湖区以及青藏高原湖区透明度实测数据^[80, 115, 124, 126-131]，对全国湖泊透明度进行反演研究。

2.4 遥感数据与处理

截止目前，Landsat 系列任务已经成功发射 7 颗 Landsat 卫星，并进行了 40 年的连续对地观测（表 2.1），为人类对地观测科学研究做出了举世瞩目的贡献^[132]。凭借独特有效的数据特征和近期开放共赢的数据管理策

略, Landsat 系列卫星数据很好地满足了相关的全球或区域性地学问题的研究需要, 成为人类进行长期陆表状态及其变化监测研究中最有效的数据之一。此外, Landsat 可见光和近红外波段 30 m 的空间分辨率和良好的下行观测能力 (表 2.2) 使得它能够成为水体光学特性时空变化监测较好的数据源。最重要是的, Landsat 7 ETM+和 Landsat 8 OLI 同时在轨运行, 使得联合观测频率提高到每 8 天一景, 这大大提高了 Landsat 系列的观测频率^[133, 134], 并广泛用于不同类型水体水质参数遥感估算研究^[44, 51, 101, 103, 135-148]。

表 2.1 陆地卫星运行史^[149]

Table 2.1 List of Landsat program ^[149]

卫星	发射日期	退役日期 (设计寿命)	传感器 (波段数目)
Landsat 1	1972-07-23	1978-01-06 (1 a)	MSS (4) /RBV (3)
Landsat 2	1975-01-22	1982-02-05 (1 a)	MSS (4) /RBV (3)
Landsat 3	1978-03-05	1983-03-31 (1 a)	MSS (4) /RBV (3)
Landsat 4	1982-07-16	2001-06-30 (3 a)	TM (7) /MSS (4)
Landsat 5	1984-03-01	2011-11-18 (3 a)	TM (7) /MSS (4)
Landsat 6	1993-10-05	未达轨道 (5 a)	ETM (8)
Landsat 7	1999-04-15	在轨运行 (5 a)	ETM+ (8)
Landsat 8	2013-02-11	在轨运行 (5 a)	OLI (9) /TIRS (2)

表 2.2 Landsat TM、ETM+以及OLI传感器波段设置^[150]

Table 2.2 Setting of Landsat TM, ETM+ and OLI sensor ^[150]

传感器	波段	波长范围/um	空间分辨率 (m)
TM	蓝光波段	0.45-0.52	30
	绿光波段	0.52-0.60	30
	红光波段	0.63-0.69	30
	近红外波段	0.76-0.90	30
	中红外波段	1.55-1.75	30

ETM+	热红外波段	10.40-12.50	120
	中红外波段	2.08-2.35	30
	蓝光波段	0.45-0.52	30
	绿光波段	0.52-0.60	30
	红光波段	0.63-0.69	30
	近红外波段	0.76-0.90	30
	中红外波段	1.55-1.75	30
	热红外波段	10.40-12.50	60
	中红外波段	2.09-2.35	30
	全色波段	0.52-0.90	15
OLI	深蓝波段	0.433-0.453	30
	蓝光波段	0.450-0.515	30
	绿光波段	0.525-0.600	30
	红光波段	0.630-0.680	30
	近红外波段	0.845-0.885	30
	中红外波段	1.560-1.660	30
	中红外波段	2.100-2.300	30
	全色波段	0.500-0.680	15
	卷云波段	1.360-1.390	30

本文使用的数据为 Landsat TM、ETM+以及 OLI 遥感反射率，数据来自美国地质调查局（USGS）网站（<https://earthexplorer.usgs.gov/>），USGS 使用 LEDAPS 软件^[151]将 Landsat 卫星原始数据转换为地表反射率。LEDAPS 需要多种大气参数的输入来约束大气模型，其中包括 6S 模型（<http://6s.ltdri.org/index.html>）、DEM、大气柱臭氧含量、温度、水蒸气以及国家环境预测中心模拟获取的表面压力^[152]。由于本研究是基于 Landsat 5 TM、7 ETM+和 8 OLI 传感器完成，因此需要对 Landsat 5 TM、7 ETM+和 8 OLI 传感器一致性进行检测。在获取时间上，Landsat 7 分别与 Landsat 5 和 Landsat 8 存在重叠，因此以 Landsat 7 为纽带，找到其与 Landsat 5 和 Landsat 8 传感器的差异。不同传感器的对比研究较多，Thome

等^[153]将 Hyperion 传感器与 ETM+传感器进行了对比研究,发现 Hyperion 与 ETM+之间辐射误差小于 10%。梁顺林等^[154]将 TM 和 HJ1-CCD 进行了对比,结果表明两者在对应的波段相关性较好。Chander 等^[155, 156]分别比较了 IRS-P6 与 TM/ETM+在不同波段遥感反射率的差异,并获得不同传感器对应波段间的增益系数^[157]。

对于水质的评价,选择无云的影像是确保估算精度的重要保证,Landsat 5 TM/Landsat 7 ETM+/Landsat 8 OLI 遥感反射率产品除了包含各个波段遥感反射率信息外,还包括产品质量字段(pixel_qa),在 Google Earth Engine 环境中通过对 Landsat 5 TM、7 ETM+和 8 OLI 数据设置 Cloud Shadow 和 Cloud 属性,从而实现云掩膜处理。

2.5 透明度估算模型

Olmanson 等^[40]表明对于大尺度的观测,模型的精度和参数并没有随着时间窗口的增大而发生较大的变化,当实测数据不充分时,较大的时间窗口意味着较多的样点对,可以抵消一些相关性的损失进而提高模型的精度,例如,通过将时间窗口的 1 天调整为 7 天时,有效样点对从 310 对增加到 1133 对,模型的决定系数相应的从 0.76 变化到 0.70,归一化均方根误差从 58.6%减小到 55.2%。对于青藏高原湖泊,由于人为因素影响较小,在无明显气候过程(降雨、强风等)的前提下,时间窗口可以调整到更大范围。为了厘清不同时间间隔对我国湖泊透明度估算模型精度的影响,我们分别对不同时间间隔下,不同波段因子估算精度进行了评估,最后选择精度最高的单波段或波段组合来构建我国湖泊的透明度遥感估算模型。

2.6 气象水文和人类活动数据

全国降雨量和两分钟平均风速逐月数据来自气象数据共享网(<http://data.cma.cn>),共有 613 个观测站分布于全国 31 个省(图 2.2),时间跨度为 1986-2018 年共 33 年,每年的各月降雨量累加得到该年的总降雨量。

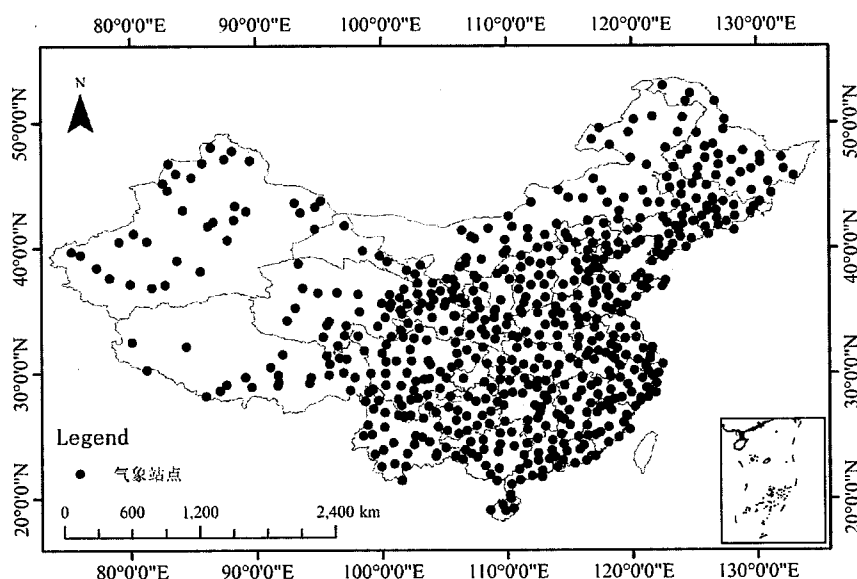


图 2.2 我国气象站点分布

Fig. 2.2 Distribution of meteorological stations in China

国民生产总值 (GDP) 和人口 (POP) 是社会经济发展、人类活动、区域规划和资源环境保护的重要指标, 以省为基本统计单元, 时间跨度为 1978-2018 年共 41 年。GDP 以及 POP 空间化以空间统计单元代替传统的行政统计单元, 为多领域之间数据共享、空间统计分析带来极大便利。中国 GDP 和 POP 空间分布公里网格数据集在全国各县 GDP 和 POP 统计数据的基础上, 综合考虑了与人类经济活动密切相关的土地利用类型、夜间灯光亮度、居民点密度等多因素, 利用多因子权重分配法将以行政区为基本统计单元的 GDP 和 POP 数据展布到栅格单元上, 从而实现 GDP 和 POP 的空间化。GDP 和 POP 数据每个栅格分别代表该网格范围 (1 平方公里) 内的 GDP 总产值和人口数量, 单位分别为元/平方千米和人/平方公里。归一化植被指数 (NDVI) 被广泛用于植被生物量长时间动态监测^[158], DNVI 数据集覆盖时间范围为 1998-2014 年, 时间分辨率为 1 个月, 空间分辨率为 1 km。GDP 数据、POP 数据和 NDVI 数据均来自中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn>)。

夜间灯光数据来自美国国防部极轨卫星 Defense Meteorological Satellite Program (DMSP), 运行轨道高度约 830 公里, 周期约为 100 分钟, 一天获得 4 次 (清晨、白天、黄昏和夜晚) 全球覆盖图, 时间范围为 2000-2013 年。DMSP/OLS 传感器能探测到城市、居民地、车流等发出的

灯光。DMSP/OLS 夜间灯光影像涵盖了与城市交通、人类活动、城市发展等密切相关的信息。目前，DMSP/OLS 数据主要用于城镇扩展研究、社会经济因子估算以及其它环境灾害、渔业、能源等领域^[159-162]。

2.7 数据统计分析

运用 SPSS 17.0 进行数据统计分析，包括计算平均值、最大值、最小值、线性拟合等。显著性水平用极显著（ $P < 0.01$ ）、显著（ $P < 0.05$ ）和不显著（ $P > 0.05$ ）表示。透明度模型系数确定采用最小二乘法非线性拟合得到，在 Matlab 软件中完成。引入决定系数、平均相对误差百分比（MRE）、均方根误差（RMSE）和归一化均方根误差（NRMSE）作为统计量来检验反演值和实测值是否一致，MRE、RMSE 和 NRMSE 的计算式如下：

$$MRE = 100\% \times \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{X_{esti,i} - X_{meas,i}}{X_{esti,i}} \right| \quad (2-1)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (X_{esti,i} - X_{meas,i})^2} \quad (2-2)$$

$$NRMSE = 100\% \times \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (X_{esti,i} - X_{meas,i})^2 / \left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N X_{meas,i} \right)} \quad (2-3)$$

式中， X_{meas} 和 X_{esti} 分别为第 i 样点实测值和估算值， n 是样本数。

为了比较不同时段水面积和透明度的变化，通过计算水面积和透明度变化率百分比： $\eta = |(A_t - A_0)/A_0| \times 100$ 来表示，其中 A_0 和 A_t 分别为初始值和当前值，如果 $\eta > 10\%$ 则表明显著性上升或下降，如果 $\eta \leq 10\%$ ，则表示不变。研究表明 10%的阈值是在允许的精度范围内，并广泛用来评价植被指数的动态变化^[163, 164]。

透明度的时间序列以及趋势分析采用 Zuur 等^[165]的动态因子分析方法（Dynamic Factor Analysis: DFA），该方法通过 MARSS 开发包^[166]且在 R 语言环境下实现。DFA 是一种专门为多变量时间序列设计的降维技术，采用因子分析算法，将过程数据定义为不相关变量的线性组合，并由此生成模型，建立的模型充分考虑了过程变量的自相关和互相关信息。另一方面，仿效基于动态分析的监控方法，构建因子的综合统计量作为监控指标，DFA 显示了每个省、湖区以及全国湖泊的透明度对气候以及人类活动的响应，基于所获得的降雨、风速、

NDVI、人口、经济和夜间灯光数据来帮助解释各湖区湖泊透明度的长时间变化。

主成分分析（PCA）是一种数据降维、简化数据集技术，通过恰当的变换，把原始数据变换到新的坐标系统中，新的变量为原变量的线性组合，取少数几个新的变量就可以涵盖原始变量几乎所有信息。主成分分析主要步骤如下：（1）基于平行分析方法选择主成分个数；（2）提取主成分；（3）将主成分进行变换；（4）各变量回归分析。

随机森林是机器学习中的一种，其原理是基于迭代方法在变量的适用和数据适用上随机生成很多分类树，再汇总分类树组合成随机森林^[167]。随机森林对多元共线性不敏感，在计算量没有显著提高的前提下提高了预测精度，可以较好的预测多个解释变量的贡献^[168]，随机森林因高效，准确而被广泛应用于各行各业中^[169]。

本文基于主成分分析和随机森林算法，进行主成分变换和回归分析，得到气候变量和人类活动变量（降雨、风速、NDVI、人口、经济以及夜间灯光）对全国湖泊透明度变化的影响和贡献。

第3章 全国尺度湖泊水体透明度模型构建与验证

3.1 影像预处理结果

3.1.1 Landsat 系列遥感数据一致性检测

在获取时间上, Landsat 7 分别与 Landsat 5 和 Landsat 8 存在重叠(图 3.1), 因此以 Landsat 7 ETM+为纽带分别对 Landsat 5 和 Landsat 8 进行一致性检测。本次选择美国明尼苏达州卫星条带号为 27、28 的重叠区水体为研究区对 Landsat 系列卫星进行一致性检验工作(图 3.2), 具体条带信息见表 3.1。通过 ENVI 软件的 region of interest (ROI) 工具, 针对同一水体单元, 分别拟合各波段样点对遥感反射率从而获取对应波段的线性关系。

(一) 蓝光波段(Blue): TM 传感器在该位置的光谱范围为 $0.45\sim 0.52\mu\text{m}$, ETM+传感器在该位置的光谱范围为 $0.45\sim 0.515\mu\text{m}$, OLI 在该位置的光谱范围为 $0.45\sim 0.515\mu\text{m}$ 。TM、OLI 的遥感反射率略高于 ETM+, TM 与 ETM+的拟合度为 0.21(图 3.3 A), OLI 与 ETM+拟合度为 0.07。总的来说该波段三种传感器遥感反射率一致性较差(图 3.4A)。

(二) 绿光波段(Green): TM 传感器在该位置的光谱范围为 $0.52\sim 0.60\mu\text{m}$, ETM+传感器在该位置的光谱范围为 $0.525\sim 0.605\mu\text{m}$, OLI 传感器在该位置的光谱范围为 $0.525\sim 0.600\mu\text{m}$ 。TM、OLI 的遥感反射率略高于 ETM+, TM 与 ETM+的拟合度为 0.66(图 3.3B), OLI 与 ETM+拟合度为 0.19(图 3.4B)。相比蓝光波段, 三种传感器遥感反射率在绿光波段的一致性有所提升。

(三) 红光波段(Red): TM 传感器与 ETM+传感器在该位置的光谱范围均为 $0.63\sim 0.69\mu\text{m}$, OLI 传感器在该位置的光谱响应范围为 $0.63\sim 0.68\mu\text{m}$ 。三种传感器之间拟合效果较好, TM 传感器与 ETM+传感器拟合度为 0.99(图 3.3C), ETM+传感器与 OLI 传感器拟合度为 0.95(图 3.4C)。在该波段处三种传感器反射率相比蓝绿光波段较低, 水体在红光波段的反射率急剧下降, 到达传感器的能量较少。

（四）近红外波段（NIR）：TM 传感器在该位置的光谱范围为 $0.76 \sim 0.90 \mu\text{m}$ ，ETM+传感器在该位置的光谱响应范围为 $0.75 \sim 0.90 \mu\text{m}$ ，OLI 传感器在该位置的光谱响应范围为 $0.845 \sim 0.885 \mu\text{m}$ 。三种传感器之间拟合效果较好，TM 传感器与 ETM+传感器拟合度为 0.99（图 3.3D），ETM+传感器与 OLI 传感器拟合度为 0.98（图 3.4D）。

（五）短波红外波段 1（SWIR1）：TM 传感器与 ETM+传感器在该位置的光谱范围均为 $1.55 \sim 1.75 \mu\text{m}$ ，OLI 在该位置的光谱响应范围为 $1.56 \sim 1.66 \mu\text{m}$ 。三种传感器之间拟合效果较好，TM 传感器与 ETM+传感器拟合度为 0.99（图 3.3E），ETM+传感器与 OLI 传感器拟合度为 0.92（图 3.4E）。

（六）短波红外波段 2（SWIR2）：TM 传感器在该位置的光谱响应范围为 $2.08 \sim 2.35 \mu\text{m}$ ，ETM+传感器在该位置的光谱范围为 $2.09 \sim 2.35 \mu\text{m}$ ，OLI 传感器在该位置的光谱范围为 $2.1 \sim 2.3 \mu\text{m}$ 。三种传感器之间拟合效果有所降低，TM 传感器与 ETM+传感器拟合度为 0.95（图 3.3F），ETM+传感器与 OLI 传感器拟合度为 0.76（图 3.4F）。

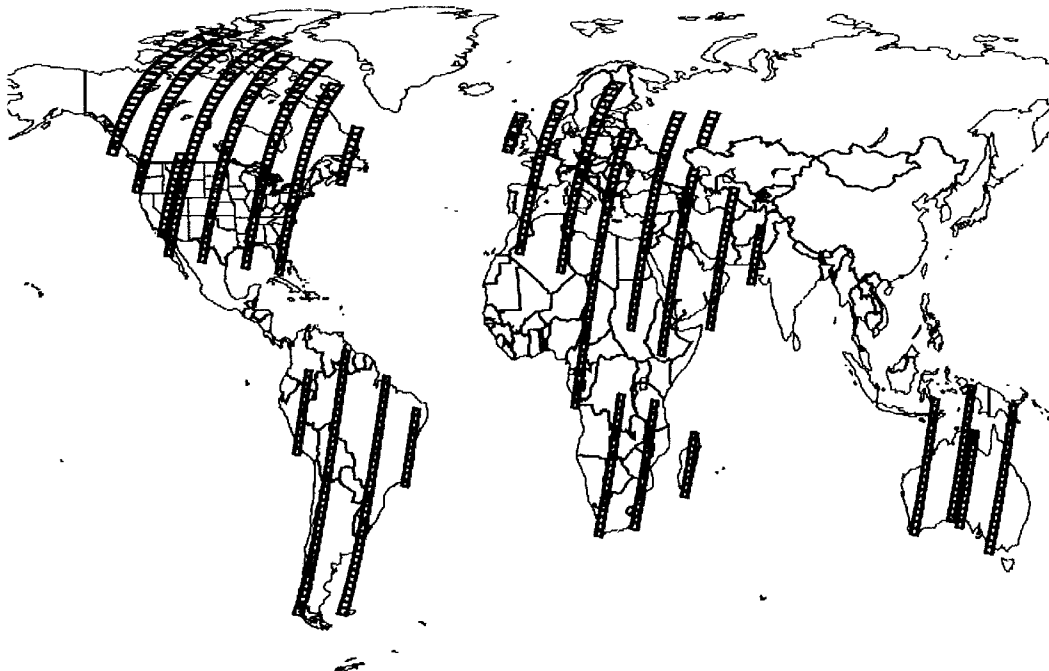


图 3.1 Landsat 5 TM、Landsat 7 ETM+和 Landsat 8 OLI 准同步覆盖区域

Fig. 3.1 Synchronized coverage area of Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ and Landsat 8 OLI

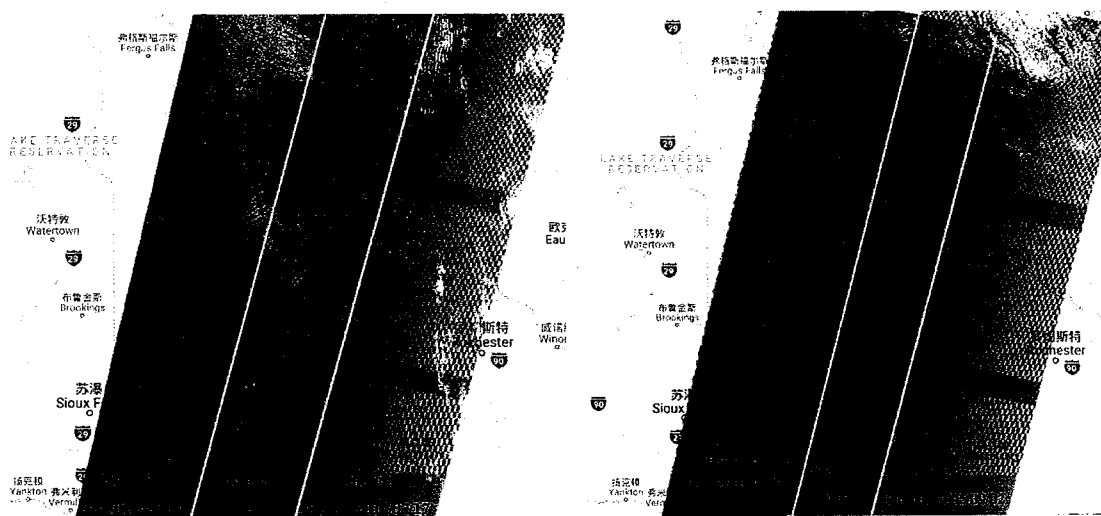


图 3.2 Landsat 5 TM 与 Landsat 7 ETM+在明尼苏达州准同步过境影像对照（左图），

Landsat ETM+7 TM 与 Landsat 8 OLI 在明尼苏达州准同步过境影像对照（右图）

Fig. 3.2 Synchronized coverage area of Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM+ in Minnesota of United State of American (left); and synchronized coverage area of Landsat 8 OLI and Landsat 7 ETM+ in Minnesota of United State of American (right)

表 3.1 Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+与 Landsat 8 OLI 准同步过境参数对照

Table 3.1 Synchronized image information between Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM+, Landsat 7 ETM+ and Landsat 8 OLI

Satellite/Sensor	Time	Path/Row	Satellite/Sensor	Time	Path/Row	Lag days
L5 TM	2005/09/01	28/28	L7 ETM+	2005/09/02	27/28	1
L5 TM	2005/09/01	28/29	L7 ETM+	2005/09/02	27/29	1
L5 TM	2005/09/01	28/30	L7 ETM+	2005/09/02	27/30	1
L7 ETM+	2017/07/17	27/28	L8 OLI	2017/07/16	28/28	1
L7 ETM+	2017/07/17	27/28	L8 OLI	2017/07/16	28/29	1
L7 ETM+	2017/07/17	27/28	L8 OLI	2017/07/16	28/30	1

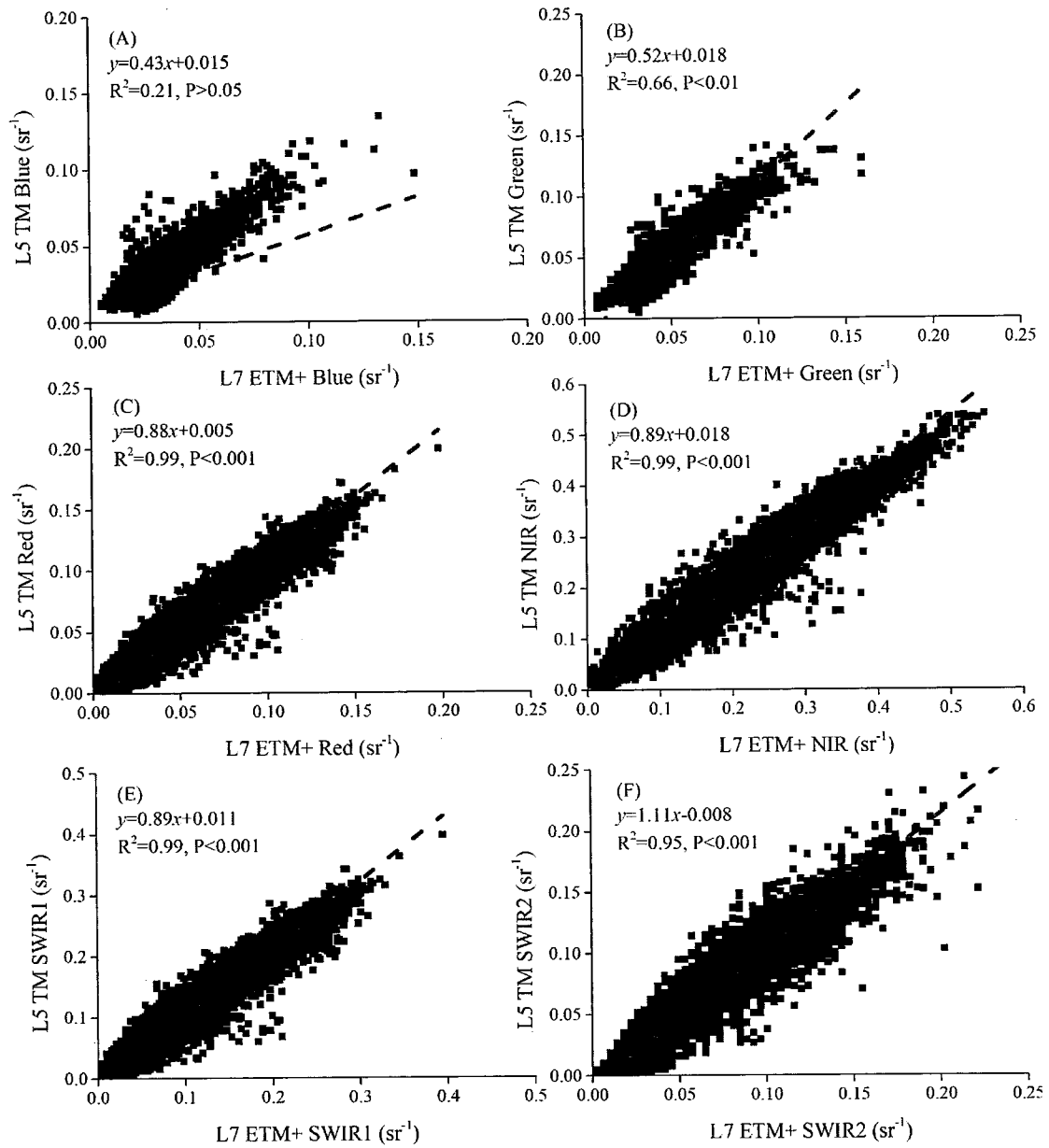


图 3.3 Landsat 5 TM 和 Landsat 7 ETM+各波段（蓝光波段：A；绿光波段：B；红光波段：C；近红外波段：D；短波红外 1：E；短波红外 2：F）遥感反射率一致性检测

Fig. 3.3 Consistency detection between TM and ETM+ in Blue band (A), Green band (B), Red band (C), NIR band (D), SWIR1 (E), and SWIR2 (F)

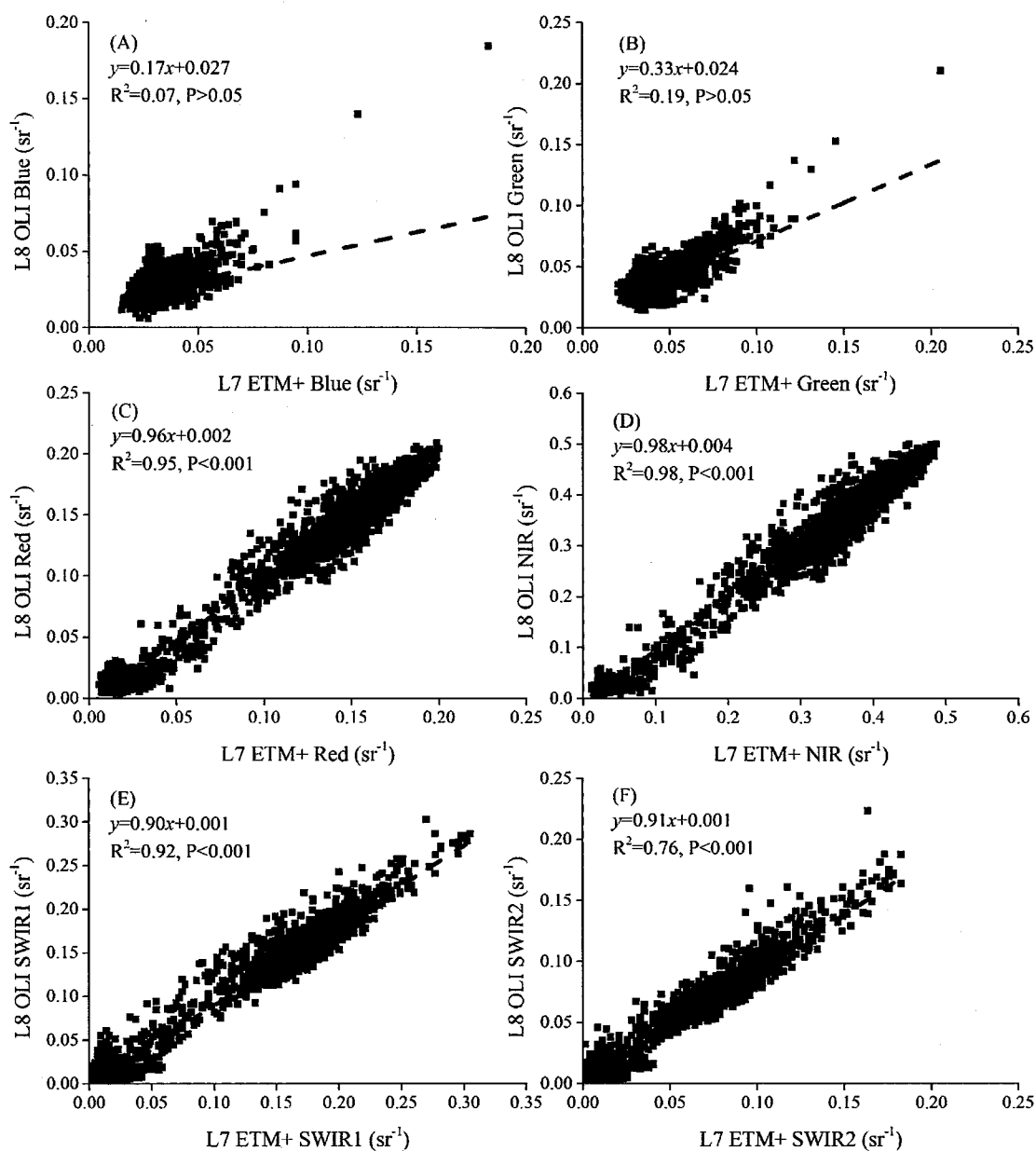


图 3.4 Landsat 8 OLI 和 Landsat 7 ETM+各波段（蓝光波段：A；绿光波段：B；红光波段：C；近红外波段：D；短波红外 1：E；短波红外 2：F）遥感反射率一致性检测

Fig. 3.4 Consistency detection between OLI and ETM+ in Blue band (A), Green band (B), Red band (C), NIR band (D), SWIR1 (E), and SWIR2 (F)

3.1.2 云掩膜结果

对 2001-2010 年期间 6-10 月份的 Landsat 5 TM 影像取均值得到全国 Landsat 5 TM 掩膜前的影像（图 3.5（A）），可以看出，掩膜前全国基本被云层覆盖，采用云掩算法后可以获得清晰的全国影像（图 3.5（B））。对 2001~2015 年 6-10 月份的 Landsat 7 ETM+影像取均值得到全国 Landsat

7 ETM+掩膜前的影像（图 3.6（A）），可以看出，掩膜前我国东南方基本被云层覆盖，采用云掩膜算法后同样获得清晰的全国影像（图 3.6（B））。对 2013~2015 年 6-10 月份的 Landsat 8 OLI 影像取均值得到全国 Landsat 8 OLI 掩膜前的影像（图 3.7（A）），可以看出，掩膜前我国境内大部分区域被云层覆盖，采用云掩膜算法后同样获得清晰的全国影像（图 3.7（B））。总的来说，云掩膜算法效果比较理想，能够用于后续透明度的反演工作。

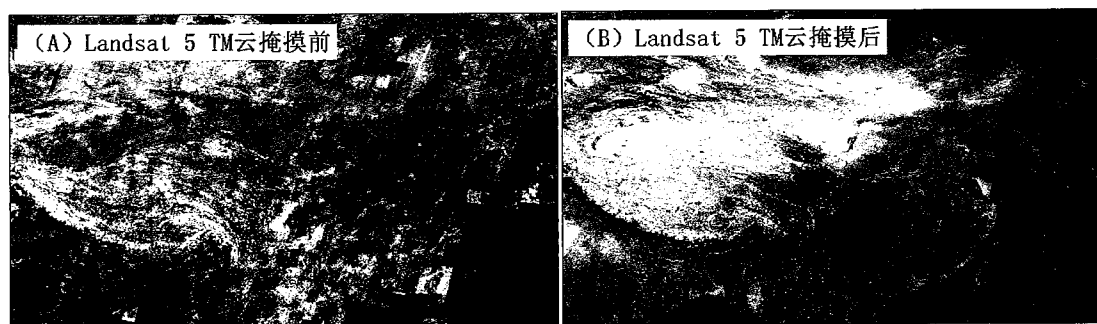


图 3.5 Landsat 5 TM 影像云掩膜前后对比

Fig. 3.5 Landsat 5 TM before and after cloud mask

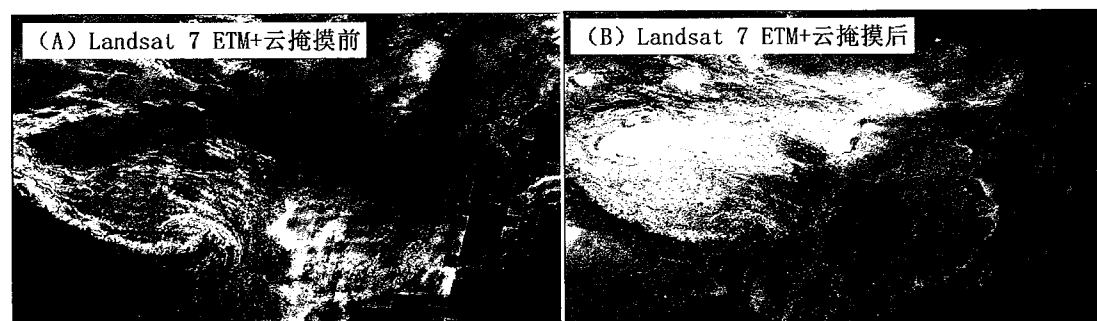


图 3.6 Landsat 7 ETM+影像云掩膜前后对比

Fig. 3.6 Landsat 7 ETM+ before and after cloud mask

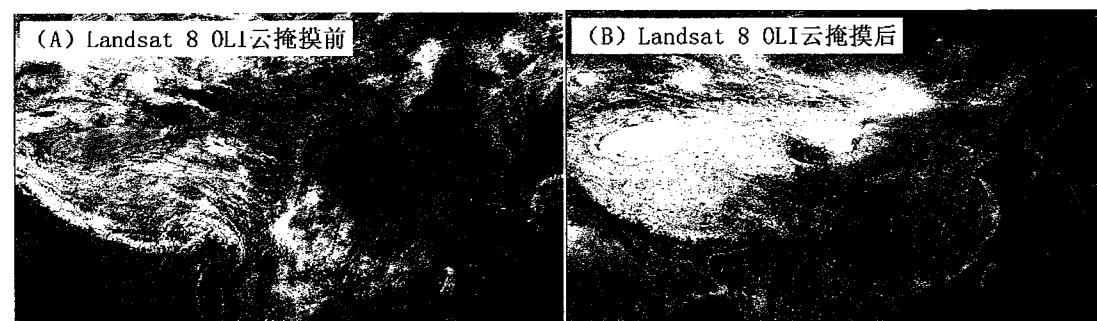


图 3.7 Landsat 8 OLI 影像云掩膜前后对比

Fig. 3.7 Landsat 8 OLI before and after cloud mask

3.2 遥感反射率产品的验证

为了评价 Landsat 数据遥感反射率产品的精度, 我们分别选择清洁的新安江水库(千岛湖)($29^{\circ}20'-29^{\circ}50'N$, $118^{\circ}30'-119^{\circ}20'E$), 浑浊的太湖($30^{\circ}50'-31^{\circ}40'N$, $119^{\circ}50'-120^{\circ}40'E$)以及极度浑浊的杭州湾($30^{\circ}20'-30^{\circ}40'N$, $121^{\circ}00'-121^{\circ}20'E$)水体作为我们的检验区域(图 3.8)。检验数据集包含六次采样, 其中四次采样在太湖进行, 一次采样在千岛湖, 一次采样在杭州湾进行, 具体采样时间和影像成像时间信息见表 3.2。通过对比三个研究区的 ASD-高光谱遥感反射率^[21, 147, 170]和 Landsat 遥感反射率产品数据, 结果表明, 太湖 Landsat 7 的四个波段(蓝光波段、绿光波段、红光波段以及近红外波段)遥感反射率和实测 ASD 光谱遥感反射率具有相似的变化特征, 绿光波段的遥感反射率显著高于其他波段, 主要是因为水体中颗粒物和纯水的吸收在该位置都较低, 在该波段位置之前, 随着波长的增加, 水体中颗粒物吸收逐渐下降, 而在该波段位置之后, 随着波长的增加, 水体中纯水的吸收逐渐增大, 并超过颗粒物吸收系数, 成为总吸收大小的主导因子。通过对太湖区域 Landsat 7 的四个波段遥感反射率和 ASD 实测高光谱数据进行拟合, 结果表明遥感反射率实测值和估算值较均匀的分布在 1:1 两侧(图 3.9 A-L), 四个波段(中心波长分别为: 485nm、560nm、660nm 以及 830 nm)在四次太湖数据集中的归一化均方根误差分别为 21%、18%、24%以及 93% (2013 年 8 月); 16%、22%、23%以及 21% (2014 年 4 月); 18%、17%、22%以及 24% (2014 年 8 月); 51%、36%、38%以及 45% (2015 年 4 月)。

对千岛湖 Landsat 8 OLI 的 5 个波段(深蓝波段、蓝光波段、绿光波段、红光波段以及近红外波段)遥感反射率和实测 ASD 光谱遥感反射率对比分析, 结果表明, 两者同样具有相似的变化特征, 从深蓝到绿光波段, 随着波长的增大, 颗粒物的吸收逐渐减小, 遥感反射率表现为逐渐增大的趋势, 在绿光波段达到最大值。此后, 随着波长增加, 水体中纯水的吸收逐渐增大, 并超过颗粒物吸收系数, 成为总吸收大小的主导因素, 因而遥感反射率表现为逐渐下降的趋势。通过对千岛湖 Landsat 8 OLI 的 5 个波段遥感反射率和 ASD 实测高光谱数据进行拟合, 结果表明遥感反射率实

测值和估算值较均匀的分布在 1:1 两侧（图 3.9 M-O），五个波段（中心波长分别为：443nm、483nm、563nm、655nm 以及 865 nm）的归一化均方根误差分别为 27%、22%、22%、20%以及 28%。

对杭州湾 Landsat 8 OLI 的 5 个波段（深蓝波段、蓝光波段、绿光波段、红光波段以及近红外波段）遥感反射率和实测 ASD 光谱遥感反射率对比分析，结果表明，两者同样具有相似的变化特征，从深蓝到绿光波段，随着波长的增大，颗粒物的吸收逐渐减小，遥感反射率表现为逐渐增大的趋势，与千岛湖以及太湖光谱不同的是，杭州湾水体遥感反射率在绿光波段并非全为最大值，部分样点最大值出现在红光波段，这是因为杭州湾水体中总悬浮物浓度极高，水体中颗粒物的反射系数依然显著高于水体吸收系数，因而在该波段位置依然表现为较大的遥感反射率。红光波段之后，随着波长增加，水体中纯水的吸收逐渐增大，并超过颗粒物吸收系数，成为总吸收大小的主导因素，因而遥感反射率表现为逐渐下降的趋势。通过对杭州湾 Landsat 8 OLI 的 5 个波段遥感反射率和 ASD 实测高光谱数据进行拟合，结果表明遥感反射率实测值和估算值较均匀的分布在 1:1 两侧（图 3.9 P-R），五个波段（中心波长分别为：443 nm、483 nm、563 nm、655 nm 以及 865 nm）的归一化均方根误差分别为 12%、10%、11%、20%以及 52%。

总的来说，无论是 Landsat 7 还是 Landsat 8 的数据，其遥感反射率都与实测值具有相似的随波长变化特征，并且在红光波段具有较高的精度，可以较好的用于内陆湖泊以及海岸水体水质的遥感估算研究。

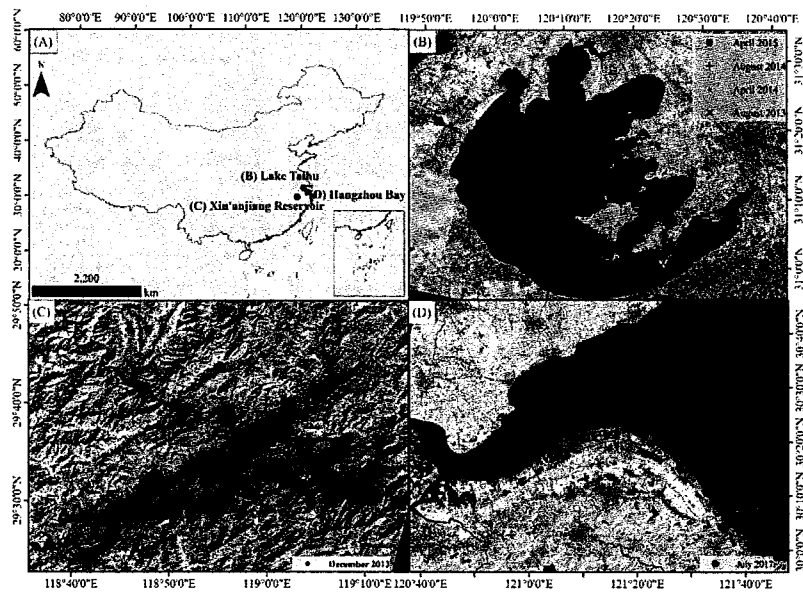


图 3.8 千岛湖、太湖和杭州湾在全国位置 (A) 以及太湖采样点分布 (B), 千岛湖采样点分布 (C) 和杭州湾采样点分布 (D)。

Fig. 3.8 Location of Lake Qiandao, Lake Taihu and Hangzhou Bay (A), distribution of sample sites in Lake Taihu (B), Lake Qiandao (C) and Hangzhou Bay (C)

表 3.2 千岛湖、太湖以及杭州湾采样时间和影像获取时间

Table 3.2 Sampling time and imaging time in Lake Qiandao, Lake Taihu and Hangzhou Bay

采样时间	影像成像时间	采样点个数	研究区	影像 ID
2013 年 12 月 1-3 日	2013 年 12 月 1 日	60	Xin'anjiang Reservoir	LC08_L1TP_120039_2013 1201_20170428_01_T1
2013 年 8 月 9-10 日	2013 年 8 月 12 日	60	Lake Taihu	LE07_L1TP_119038_2013 0812_20161122_01_T1
2014 年 4 月 6-8 日	2014 年 4 月 9 日	60	Lake Taihu	LE07_L1TP_119038_2014 0409_20161116_01_T1
2014 年 8 月 4-6 日	2014 年 7 月 30 日	60	Lake Taihu	LE07_L1TP_119038_2014 0730_20161113_01_T1
2015 年 4 月 16-18 日	2015 年 4 月 12 日	30	Lake Taihu	LE07_L1TP_119038_2015 0412_20161027_01_T1
2017 年 7 月 22-24 日	2017 年 7 月 23 日	50	Hangzhou Bay	LC08_L1TP_118039_2017 0723_20170729_01_T1

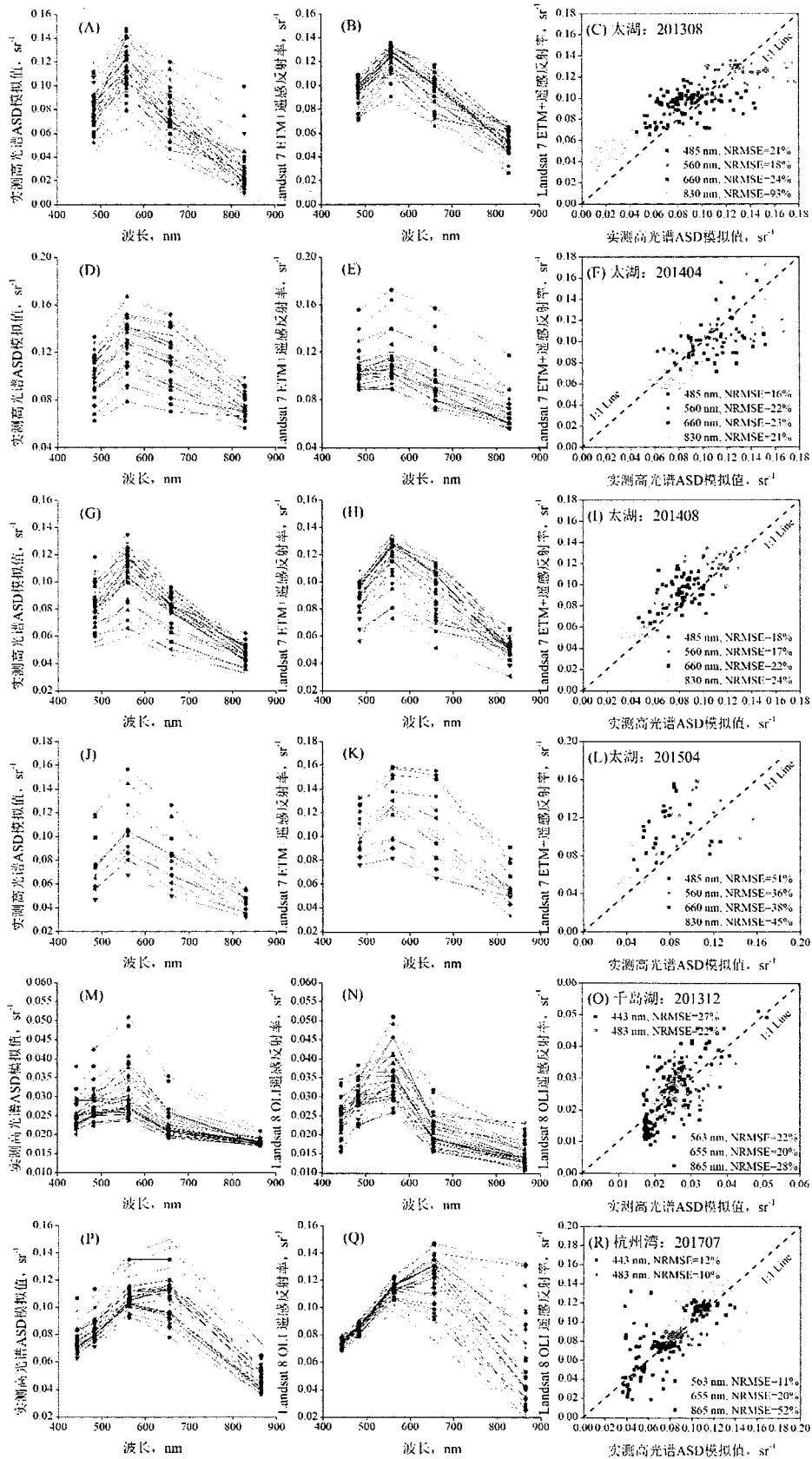


图 3.9 Landsat 遥感反射率和实测遥感反射率对比 (A、D、G 和 J: 太湖实测遥感反射率在 Landsat 7 数据可见光和近红外波段变化; M: 千岛湖实测遥感反射率在 Landsat 8 数据

可见光和近红外波段变化；P：杭州湾实测遥感反射率在 Landsat 8 数据可见光和近红外波段变化。B、E、H 和 K：太湖 Landsat 7 数据可见光和近红外波段变化；N：千岛湖 Landsat 8 数据可见光和近红外波段变化；Q：杭州湾 Landsat 8 数据可见光和近红外波段变化。C、F、I 和 L：太湖遥感反射率实测值和影像估算值线性回归；O：千岛湖遥感反射率实测值和影像估算值线性回归；R：杭州湾遥感反射率实测值和影像估算值线性回归）

Fig. 3.9 Comparison between *in situ* measured and Landsat-derived $R_{rs}(\lambda)$. The *in situ* measured reflectance corresponded to the Landsat bands for Lake Taihu (A, D, G and J), Lake Qiandaohu (M) and Hangzhou Bay (P). The spectra of the Landsat-derived $R_{rs}(\lambda)$ for Lake Taihu (B, E, H and K), Lake Qiandaohu (N) and Hangzhou Bay (Q). The linear regression between the *in situ* measured and Landsat-derived $R_{rs}(\lambda)$ for Lake Taihu (C, F, I and L), Lake Qiandaohu (O) and Hangzhou Bay (R)

3.3 透明度模型构建与验证

模型样点在全国各湖区均有分布（图 3.10），透明度覆盖范围为：0.04~14 m。整体来看，红光波段遥感反射率和透明度之间具有较高的相关性，且幂函数模型具有较好的估算结果，此外模型的决定系数与成像时间和采样时间间隔密切相关，当时间间隔在 12 天之内时，随着时间间隔的增大，模型决定系数下降较为明显（图 3.11），当时间间隔大于 12 天时，受样点数据集本身分布特征的影响，模型决定系数随着时间间隔的增大下降不明显。模型的精度和样点对的数量是矛盾的关系，选择更多的样点对用于模型的构建，意味着时间间隔较大的样点在用于模型构建时会带来较大的误差，但如果时间间隔很小，就意味着只有少数样点对可以用于模型构建，带来的问题就是模型不够稳定。表 3.3-3.5 分别给出在不同时间间隔前提下（10 天、7 天和 3 天），各湖群透明度估算敏感波段分析情况，结果表明，当采样时间和卫星过境时间间隔控制在 7 天以内时，透明度估算模型既能满足精度上的要求，又能保证充足的样点对（青藏高原：41；云贵高原：107；蒙新高原：121；东部平原：776；东北平原：88）。在时间间隔为 7 天的前提下，选择红光波段用于全国各湖区湖泊透明度反演，结果表明各湖区（东部平原、东北平原、云贵高原、蒙新高原以及青藏高原湖区）以及全国决定系数均大于 0.65，决定系数分别为：0.71、0.83、

0.68、0.73、0.72 和 0.70（图 3.12）。基于此，我们随机选择 887 个样点对构建了全国湖泊透明度估算模型，剩下 248 个样点对用于模型的验证（图 3.13）。

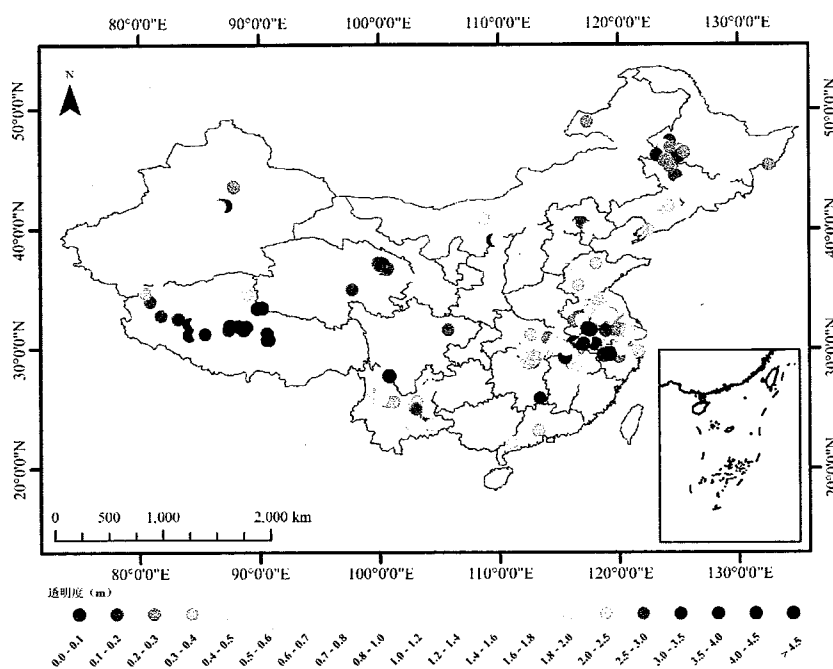


图 3.10 透明度遥感反演建模采样点分布

Fig. 3.10 Distribution of sampling sites for SDD model construction

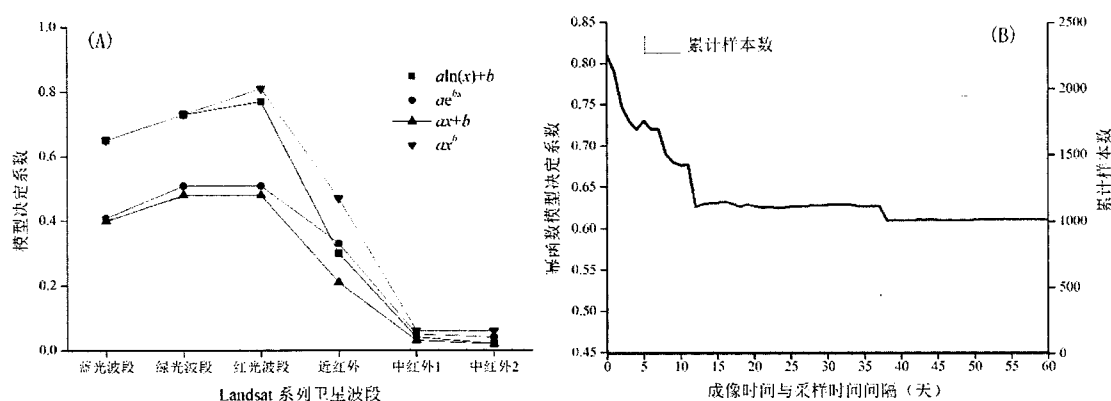


图 3.11 敏感波段分析（间隔时间<1 d）(A) 以及模型决定系数与采样时间间隔的关系 (B)

Fig. 3.11 Sensitive analysis for Landsat bands (interval < 1 d) with different mathematics (A), and the variation of model determination coefficient along with sampling interval (B)

表 3.3 不同模型的决定系数分布 (时间间隔 ≤ 10 天)Table 3.3 Determination coefficient of the SDD estimation index with sampling interval ≤ 10 d

变量	R ² （所有R ² （高原		R ² （平原	R ² （青	R ² （云贵R ² （蒙新	R ² （东部R ² （东北		
	湖泊	湖泊	湖泊	藏高原	高原	高原	平原	平原
	n=1393)	n=285)	n=1108)	n=47)	n=117)	n=121)	n=990)	n=118)
TM1	0.54	0.15	0.51	0.43	0.53	0.02	0.53	0.65
TM2	0.68	0.48	0.64	0.61	0.65	0.50	0.67	0.71
TM3	0.69	0.51	0.65	0.60	0.67	0.40	0.66	0.80
TM4	0.37	0.17	0.30	0.15	0.62	0.08	0.30	0.66
TM4/TM1	0.01	0.01	0.01	0.014	0.45	0.09	0.01	0.08
TM4/TM2	0.01	0.01	0.01	0.15	0.15	0.01	0.01	0.09
TM4/TM3	0.20	0.10	0.20	0.26	0.02	0.13	0.16	0.01
TM3/TM2	0.43	0.12	0.42	0.01	0.35	0.10	0.40	0.55
TM3/TM1	0.53	0.45	0.47	0.18	0.62	0.60	0.46	0.41
TM2/TM1	0.15	0.52	0.07	0.44	0.55	0.61	0.11	0.01
A.V.（4， 1）	0.51	0.30	0.45	0.46	0.63	0.05	0.46	0.71
A.V.（4， 2）	0.60	0.54	0.54	0.60	0.67	0.37	0.56	0.74
A.V.（4， 3）	0.60	0.50	0.54	0.47	0.67	0.27	0.55	0.77
A.V.（3， 2）	0.70	0.53	0.65	0.62	0.68	0.48	0.68	0.76
A.V.（3， 1）	0.64	0.37	0.60	0.54	0.65	0.18	0.62	0.74
A.V.（2， 1）	0.63	0.35	0.58	0.54	0.62	0.25	0.62	0.69
A.V.（1， 2， 3）	0.67	0.43	0.62	0.58	0.66	0.32	0.64	0.74
A.V.（1， 2， 4）	0.60	0.44	0.55	0.55	0.65	0.23	0.57	0.72
A.V.（2， 3， 4）	0.65	0.55	0.60	0.61	0.68	0.39	0.61	0.78
A.V.（1， 3， 4）	0.60	0.42	0.55	0.54	0.66	0.16	0.56	0.75
A.V.（1， 2， 3， 4）	0.64	0.47	0.59	0.58	0.67	0.28	0.61	0.75
TM4×TM1	0.51	0.32	0.45	0.37	0.62	0.10	0.46	0.70
TM4×TM2	0.56	0.48	0.50	0.46	0.66	0.26	0.51	0.73

TM4×TM3	0.58	0.45	0.53	0.39	0.67	0.21	0.52	0.76
TM3×TM2	0.70	0.53	0.65	0.61	0.68	0.47	0.67	0.77
TM3×TM1	0.65	0.41	0.61	0.57	0.65	0.22	0.62	0.73
TM2×TM1	0.63	0.34	0.58	0.55	0.61	0.21	0.61	0.69
TM1×TM1	0.55	0.15	0.51	0.43	0.53	0.02	0.53	0.65
TM2×TM2	0.68	0.48	0.64	0.61	0.65	0.50	0.67	0.71
TM3×TM3	0.69	0.51	0.65	0.55	0.67	0.41	0.66	0.80
TM4×TM4	0.37	0.31	0.31	0.15	0.62	0.08	0.30	0.66

表 3.4 不同模型决定系数分布（时间间隔≤7 天）

Table 3.4 Determination coefficient of the SDD estimation index with sampling interval ≤7 d

变量	R ² （所有 湖泊 n=1133）	R ² （高原 湖泊 n=269）	R ² （平原 湖泊 n=864）	R ² （青 藏高原 n=41）	R ² （云贵 高原 n=107）	R ² （蒙新 高原 n=121）	R ² （东部 平原 n=776）	R ² （东 北平原 n=88）
TM1	0.48	0.13	0.52	0.41	0.47	0.02	0.56	0.71
TM2	0.62	0.50	0.65	0.59	0.60	0.50	0.72	0.77
TM3	0.71	0.55	0.70	0.72	0.65	0.73	0.71	0.83
TM4	0.41	0.25	0.39	0.10	0.57	0.08	0.38	0.61
TM4/TM1	0.13	0.11	0.01	0.10	0.43	0.09	0.01	0.11
TM4/TM2	0.01	0.01	0.01	0.17	0.13	0.01	0.01	0.10
TM4/TM3	0.15	0.10	0.15	0.21	0.01	0.13	0.17	0.02
TM3/TM2	0.46	0.14	0.51	0.01	0.37	0.10	0.49	0.62
TM3/TM1	0.55	0.52	0.54	0.09	0.64	0.60	0.53	0.61
TM2/TM1	0.16	0.56	0.05	0.42	0.58	0.61	0.05	0.02
A.V. (4, 1)	0.47	0.23	0.51	0.43	0.58	0.05	0.53	0.72
A.V. (4, 2)	0.59	0.53	0.60	0.57	0.63	0.37	0.62	0.77
A.V. (4, 3)	0.61	0.46	0.61	0.39	0.64	0.27	0.61	0.78
A.V. (3, 2)	0.66	0.54	0.68	0.59	0.64	0.48	0.71	0.81
A.V. (3, 1)	0.58	0.36	0.63	0.49	0.60	0.18	0.65	0.79
A.V. (2, 1)	0.55	0.36	0.60	0.52	0.57	0.25	0.65	0.76

A.V. (1, 2, 3)	0.61	0.43	0.64	0.54	0.61	0.32	0.67	0.79
A.V. (1, 2, 4)	0.56	0.40	0.59	0.52	0.61	0.23	0.62	0.77
A.V. (2, 3, 4)	0.64	0.53	0.64	0.56	0.64	0.39	0.66	0.80
A.V. (1, 3, 4)	0.57	0.37	0.60	0.48	0.62	0.16	0.62	0.78
A.V. (1, 2, 3, 4)	0.60	0.45	0.63	0.54	0.63	0.28	0.65	0.79
TM4×TM1	0.48	0.26	0.51	0.32	0.57	0.06	0.52	0.71
TM4×TM2	0.56	0.43	0.56	0.41	0.61	0.23	0.57	0.74
TM4×TM3	0.59	0.42	0.58	0.31	0.63	0.21	0.59	0.76
TM3×TM2	0.70	0.55	0.68	0.57	0.64	0.47	0.71	0.81
TM3×TM1	0.60	0.41	0.63	0.52	0.61	0.22	0.66	0.79
TM2×TM1	0.55	0.34	0.60	0.53	0.56	0.21	0.64	0.75
TM1×TM1	0.43	0.48	0.52	0.41	0.47	0.02	0.56	0.71
TM2×TM2	0.62	0.50	0.65	0.59	0.60	0.50	0.71	0.77
TM3×TM3	0.71	0.54	0.68	0.48	0.65	0.40	0.70	0.82
TM4×TM4	0.41	0.25	0.39	0.10	0.57	0.08	0.38	0.61

表 3.5 不同模型决定系数分布 (时间间隔≤3 天)

Table 3.5 Determination coefficient of the SDD estimation index with sampling interval ≤3 d

变量	R ² (所有湖泊 n=623)	R ² (高原湖泊 n=75)	R ² (平原湖泊 n=548)	R ² (青藏高原 n=10)	R ² (云贵高原 n=3)	R ² (蒙新高高原 n=41)	R ² (东部平原 n=499)	R ² (东北平原 n=51)
TM1	0.56	0.06	0.62	0.42	/	0.001	0.65	0.75
TM2	0.70	0.63	0.73	0.79	/	0.51	0.76	0.81
TM3	0.72	0.68	0.72	0.80	/	0.66	0.73	0.85
TM4	0.45	0.14	0.48	0.42	/	0.14	0.47	0.75

TM4/TM1	0.01	0.04	0.02	0.01	/	0.27	0.01	0.25
TM4/TM2	0.01	0.20	0.01	0.22	/	0.001	0.01	0.27
TM4/TM3	0.15	0.37	0.19	0.65	/	0.12	0.22	0.08
TM3/TM2	0.47	0.03	0.52	0.12	/	0.53	0.50	0.70
TM3/TM1	0.57	0.65	0.60	0.35	/	0.85	0.58	0.71
TM2/TM1	0.10	0.74	0.05	0.62	/	0.57	0.05	0.03
A.V. (4, 1)	0.55	0.09	0.59	0.48	/	0.03	0.60	0.80
A.V. (4, 2)	0.65	0.61	0.66	0.79	/	0.45	0.68	0.82
A.V. (4, 3)	0.64	0.55	0.65	0.73	/	0.48	0.65	0.84
A.V. (3, 2)	0.72	0.66	0.74	0.82	/	0.59	0.76	0.84
A.V. (3, 1)	0.66	0.31	0.69	0.67	/	0.21	0.71	0.83
A.V. (2, 1)	0.65	0.39	0.69	0.63	/	0.22	0.72	0.79
A.V. (1, 2,	0.68	0.48	0.71	0.72	/	0.35	0.73	0.82
3)								
A.V. (1, 2,	0.64	0.39	0.66	0.65	/	0.23	0.68	0.81
4)								
A.V. (2, 3,	0.69	0.64	0.70	0.81	/	0.53	0.71	0.84
4)								
A.V. (1, 3,	0.63	0.30	0.66	0.65	/	0.21	0.67	0.83
4)								
A.V. (1, 2,	0.67	0.47	0.69	0.71	/	0.34	0.71	0.83
3, 4)								
TM4×TM1	0.55	0.13	0.59	0.57	/	0.07	0.59	0.80
TM4×TM2	0.61	0.46	0.63	0.71	/	0.28	0.63	0.84
TM4×TM3	0.62	0.45	0.64	0.67	/	0.36	0.64	0.84
TM3×TM2	0.72	0.68	0.73	0.83	/	0.62	0.75	0.82
TM3×TM1	0.67	0.41	0.69	0.77	/	0.29	0.71	0.79
TM2×TM1	0.65	0.35	0.68	0.64	/	0.15	0.72	0.75
TM1×TM1	0.56	0.06	0.62	0.42	/	0.001	0.65	0.81

TM2×TM2	0.70	0.63	0.73	0.79	/	0.51	0.76	0.68
TM3×TM3	0.72	0.68	0.72	0.80	/	0.66	0.73	0.85
TM4×TM4	0.45	0.14	0.48	0.42	/	0.14	0.47	0.75

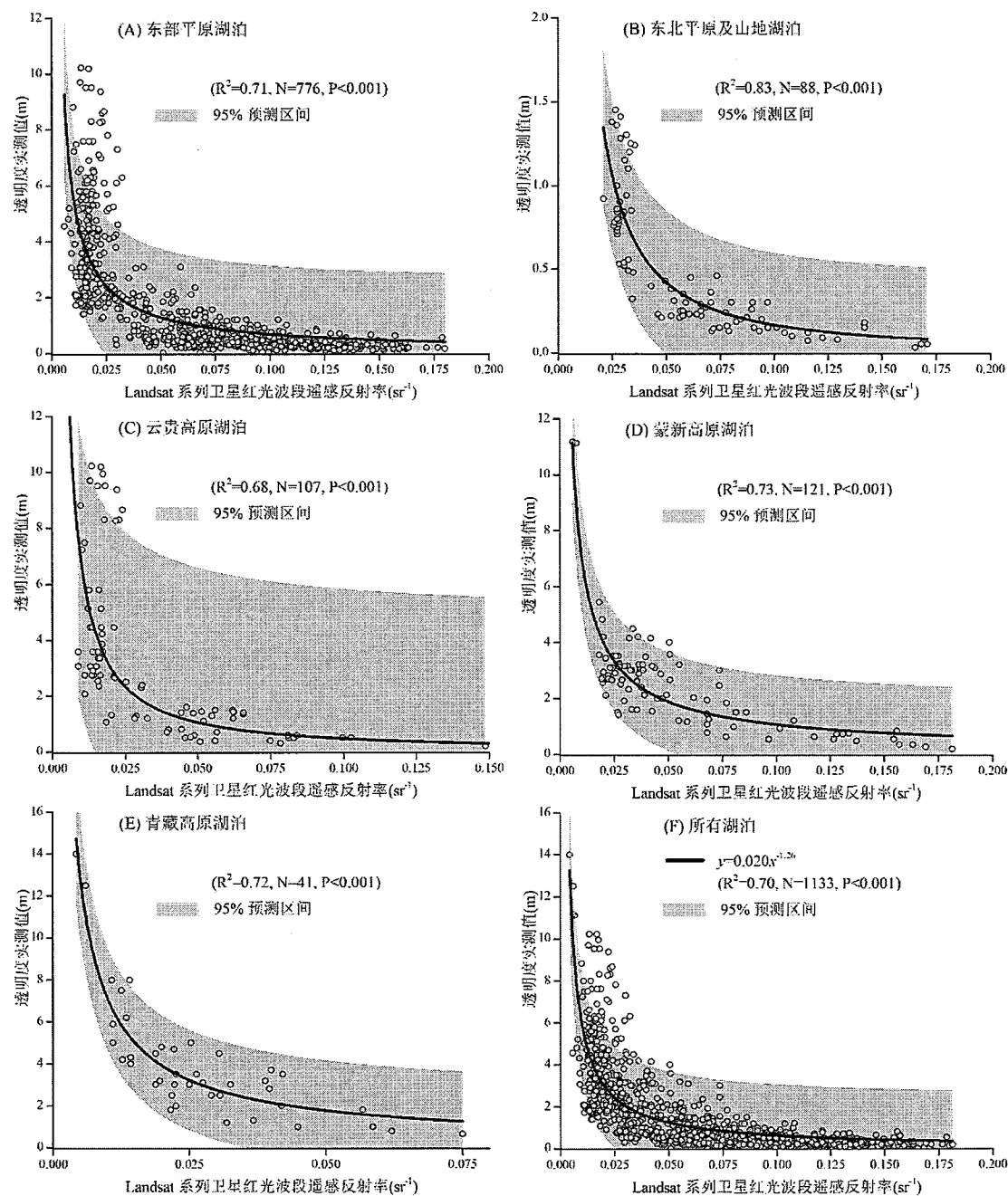


图 3.12 以红光波段为变量的幂函数模型在不同湖群湖泊的表现

Fig. 3.12 Performance of power function model based on the red band of Landsat in five lake zones and all lakes in China

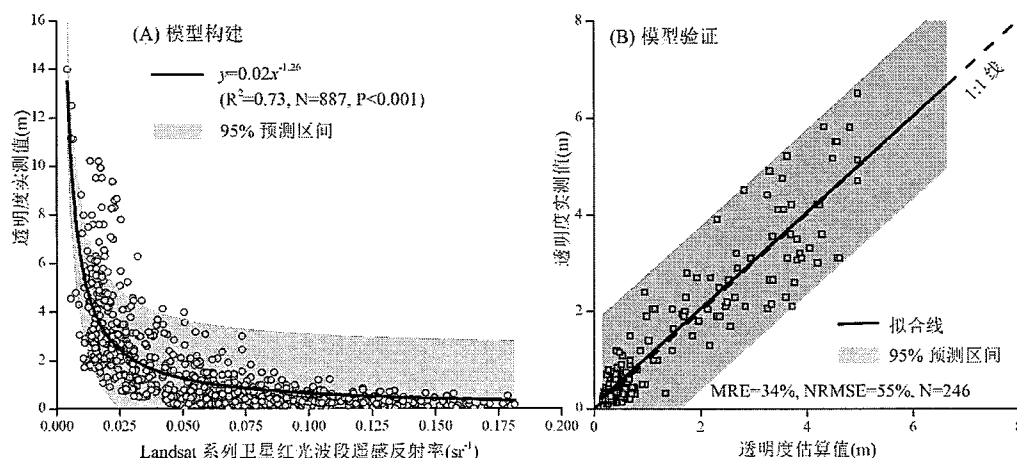


图 3.13 透明度遥感估算模型构建 (A) 与验证 (B)

Fig. 3.13 SDD estimation model construction (A) and validation (B)

用于模型构建的数据集包含 887 个样点对,透明度范围为 0.01-14 m,均值为 1.57 ± 1.95 m,用于模型验证的数据集包含 246 个样点对,透明度范围为 0.05-6.70 m,均值为 1.51 ± 1.74 m。用于模型构建的数据集中,Landsat 红光波段遥感反射率和透明度呈现幂函数分布,相关性显著,相关系数为 0.73。利用独立的样本对模型进行验证,结果表明透明度实测值和估算值样点对均匀分布在 1:1 线两侧且分布在 95%预测区间内,相关系数为 0.70, MRE 和 NRMSE 分别为 34.4%和 55.2%,表明我们的模型具有较好的稳定性和较大的适用范围,能够用于全国湖泊的透明度反演。

目前为止,基于 Landsat 反演透明度的研究很多,并且大多数是基于单波段或多波段的线性组合。Rodriguez 等^[171]利用 Landsat 蓝光波段和绿光波段构建了透明度的遥感估算模型;Cozar 等^[172]发现 Landsat 的 1、3、4 波段能够用于反演透明度;Onderka 等^[173]利用 ETM+的第四波段估算了多瑙河(斯洛伐克)总悬浮物浓度,继而用于透明度的反演;Zhao 等^[174]表明透明度估算敏感波段的选择随水体固有光学特性的不同而不同;Sriwongsitanon 等^[43]发现 Landsat 波段比值(B3/B1 以及 B2/B3)适合泰国母拉碧湖透明度遥感估算;Bonansea 等^[136]表明 Landsat 第三波段加上第一波段和第三波段比值在估算 Rio Tercero 水库透明度时具有较好的精度;Hellweger 等^[175]发现在美国缅因州湖泊,Landsat TM 第三波段和透明度具有较好的相关性;Matthews 等^[176]表明 TM 的第一波段和第三波段比值能较好的用于湖泊透明度遥感估算;Lathrop 等^[177]和 Cox 等^[178]同样强调 TM

第一、三波段比值是透明度估算较好的指示因子; Kloiber 等^[179]和 Brezonik 等^[180]基于 Landsat 第 1 波段以及 1、3 波段比值构建了内湖水体透明度估算模型, 结果表明该模型具有较高的精度。我们分别将国内外湖泊以及近岸透明度遥感估算模型应用于全国湖泊透明度反演, 获得了模型的系数、决定系数以及均方根误差情况(表 3.6)。总的来说, 由绿光波段或红光波段构建的模型, 具有较好的估算结果, 这些模型包括 Dona 等^[181]的以第二波段为变量的指数模型, Mancino 等^[182]的以第一、二、三波段为变量的波段比值模型, Olmanson 等^[40]的第一、三波段比值并结合第一波段的组合模型以及 Wu 等^[41]和 Dekker 等^[183]的以第三波段为变量的模型, 最后我们将以上模型与本文构建的模型进行了对比, 结果表明, 本文构建的模型无论从决定系数还是均方根误差来看, 均具有明显的优势。

表 3.6 透明度估算模型比较

Table 3.6 Performance comparison of different SDD estimation models in previous studies

编 号	算法	a	b	c	d	e	RMSE (mg/L)	R ²	参 考 文 献
a	$SDD=a*TM2^b$	0.009	-1.69	/	/	/	1.15	0.68	[181]
b	$SDD=a*TM4+b$	-22.67	2.55				1.70	0.20	[184]
c	$SDD=\exp(a*TM1+2.67$ $b*TM2+c)$		-24.24	1.61	/	/	1.35	0.62	[185]
d	$SDD=$ $a*TM1+b*TM3+$ $c*TM4+d$	1.32	-29.05	-3.23	3.55	/	1.42	0.44	[172]
e	$SDD=a*TM3/TM2$ $+b*TM1/TM2+$ $c*TM1+d*TM2/T$ $M1+e$	-2.48	2.78	-25.07	-2.44	5.78	1.16	0.63	[182]
f	$SDD=a*TM3^3+b*T$ $M3^2+c*TM3+d$	-3725.3	1326.0	-153.1	6.67	/	1.20	0.60	[186]

g	$SDD=a*TM1/TM2$	6.48	-3.96	/	/	/	1.64	0.25	[46]
	$+b$								
h	$SDD=a*TM1/(TM1+TM2+TM3)+b$	13.15	-3.43	/	/	/	1.49	0.39	[36]
i	$Ln(SDD)=a*(TM1/TM3)+b*TM1+c$	1.37	-13.42	-1.02	/	/	0.67	0.67	[40]
j	$Ln(SDD)=a*TM3+b$	-22.13	1.23	/	/	/	0.70	0.64	[41]
k	$Ln(SDD)=a*ln(TM3/TM2)+b$	-5.03	3.4	/	/	/	0.80	0.54	[42]
l	$Ln(SDD)=a*ln(TM3/TM1)+b$	-3.49	2.87	/	/	/	0.73	0.61	[42]
m	$SDD=a*(TM1/TM3)+b*(TM3)+c$	1.99	-14.76	0.08	/	/	1.26	0.56	[44]
n	$SDD=a*TM1/TM3+b*TM1+c$	2.29	-16.39	-0.14	/	/	1.24	0.57	[45]
o	$SDD=a*TM3+b$	-29.72	3.53	/	/	/	1.42	0.44	[48]
p	$Ln(SDD)=a*Ln(TM3)+b$	-1.25	-3.97	/	/	/	0.63	0.71	[183]
q	$SDD=a*R_{rs}(550)^3+b*R_{rs}(550)^2+c*R_{rs}(550)+d$	-2975.89	1314.4	-184.34	8.61	/	1.14	0.64	[78]
r	$SDD=a*TM3^b$	0.02	-1.26	/	/	/	0.63	0.73	‡

‡代表本文构建的模型

3.4 透明度遥感估算结果验证

我们选择太湖和千岛湖长时间观测站点作为透明度遥感估算结果验

证区域（图 3.14，图 3.15），基于我们构建的透明度模型对太湖 32 个长时间观测站点透明度进行估算，通过对比各个站点透明度实测值和估算值，结果表明，各站点透明度实测值和估算值一致较好，81%站点的透明度实测值和估算值年均值极显著性相关（ $P \leq 0.001$ ）（图 3.16）。开阔区域站点（THL18-21）由于受到风浪影响较大，这些位置水体透明度变化迅速，表现出的实测值和估算值一致性相对较差。基于我们构建的透明度模型对千岛湖 2 个长时间观测站点（大坝和航头岛）透明度进行估算，通过对比两个站点透明度实测值和估算值，结果表明，大坝 4 月、7 月、12 月份以及航头岛 12 月份透明度实测值和估算值较为一致，且同样具有相似的变化趋势，所有站点透明度实测值和估算值年均值极显著性相关（ $P \leq 0.001$ ）（图 3.17）。总的来说我们构建的模型具有较高的精度，能够较好的用于内陆清洁以及浑浊水体透明度遥感估算研究。



图 3.14 太湖长时间序列观测站点（THL00-THL08 观测时间为 1992-2016 年，THL09-THL13 观测时间为 1998-2016 年，THL14-THL32 观测时间为 2005-2016 年）

Fig. 3.14 Locations of Taihu long-term observation sites. The sites THL00-THL08 represent sampling sites from 1992 to 2016, THL09-THL13 represent sampling sites from 1998 to 2016, and THL14-THL32 represent sampling sites from 2005 to 2016

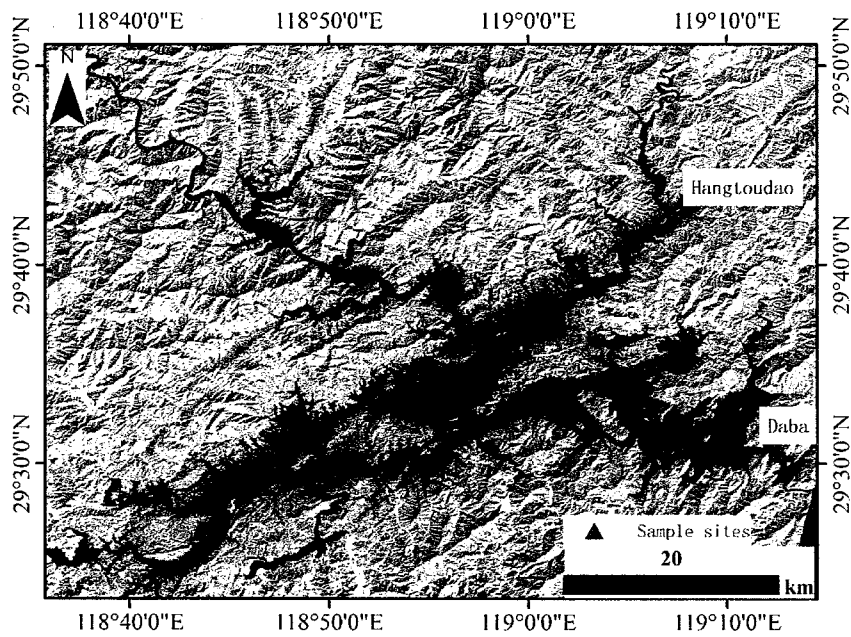
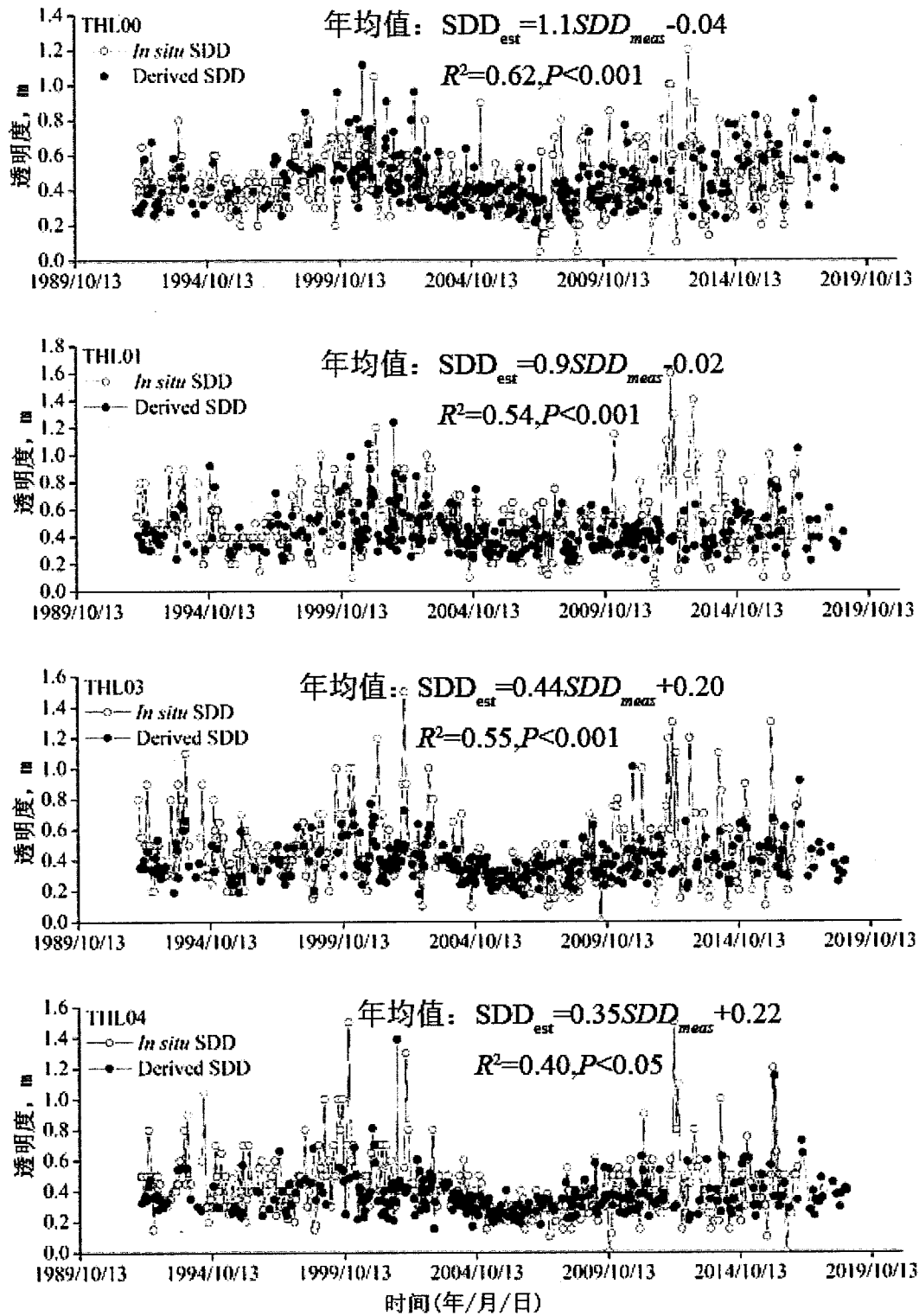
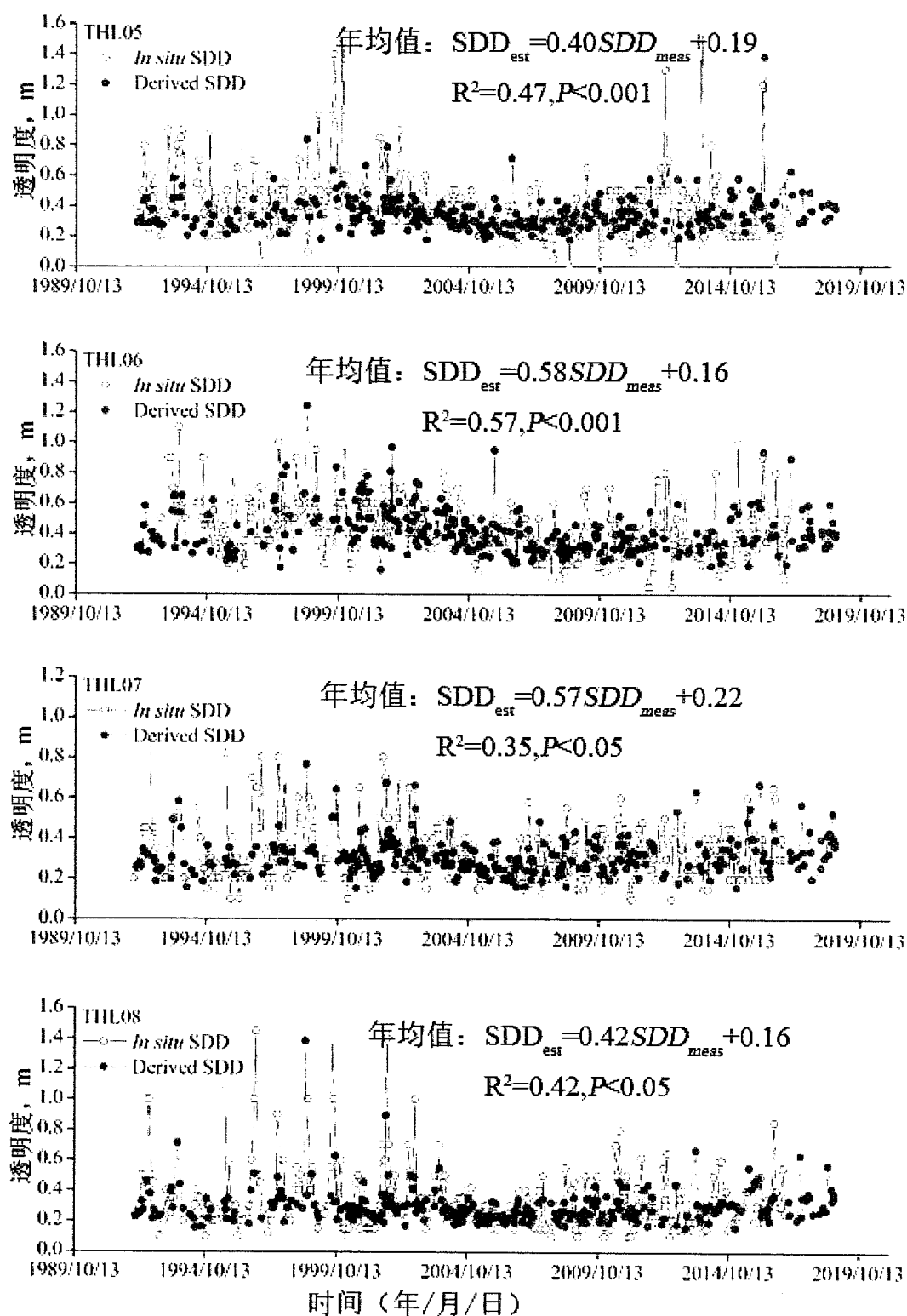
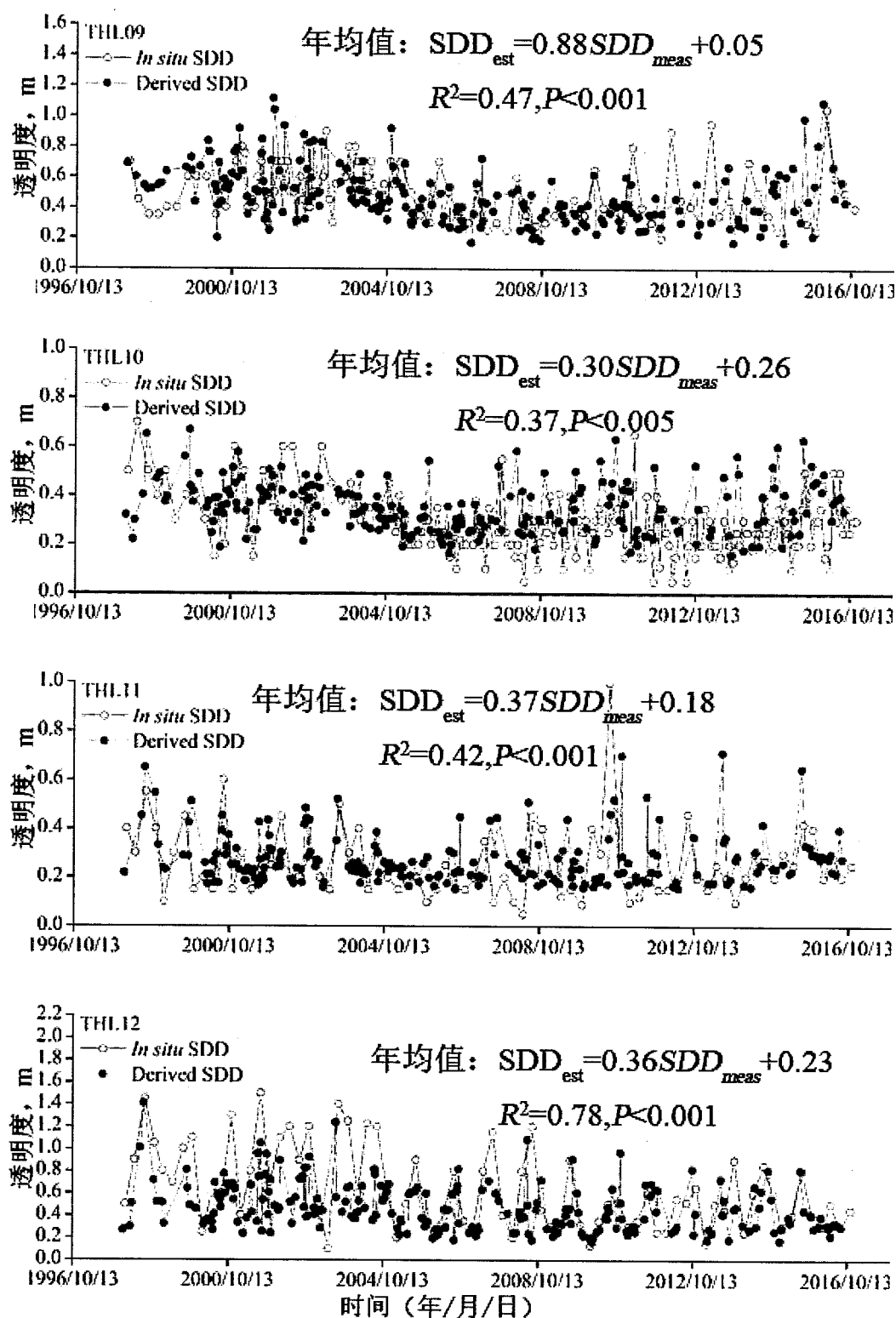


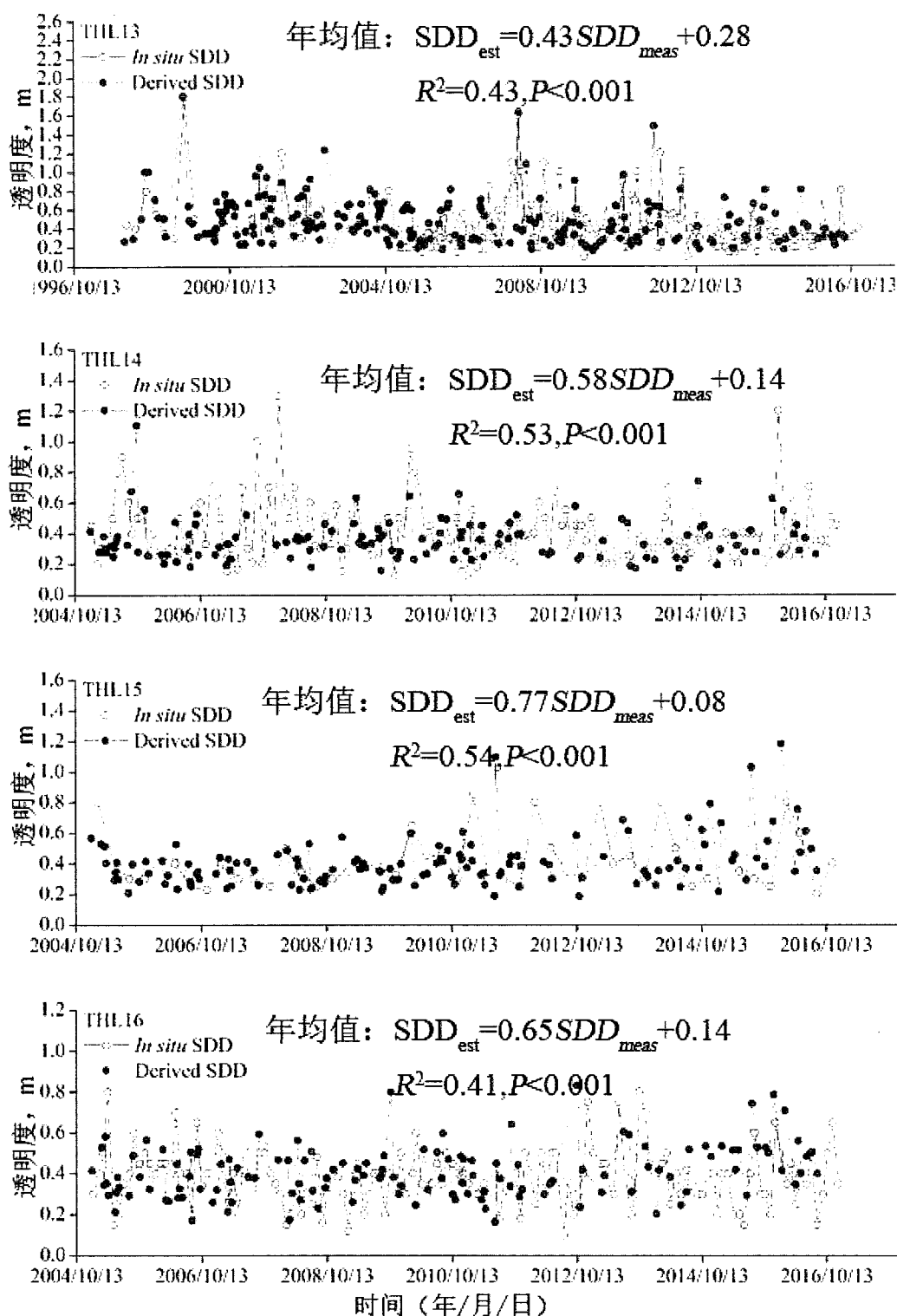
图 3.15 千岛湖长时间序列观测站点（大坝和航头岛）

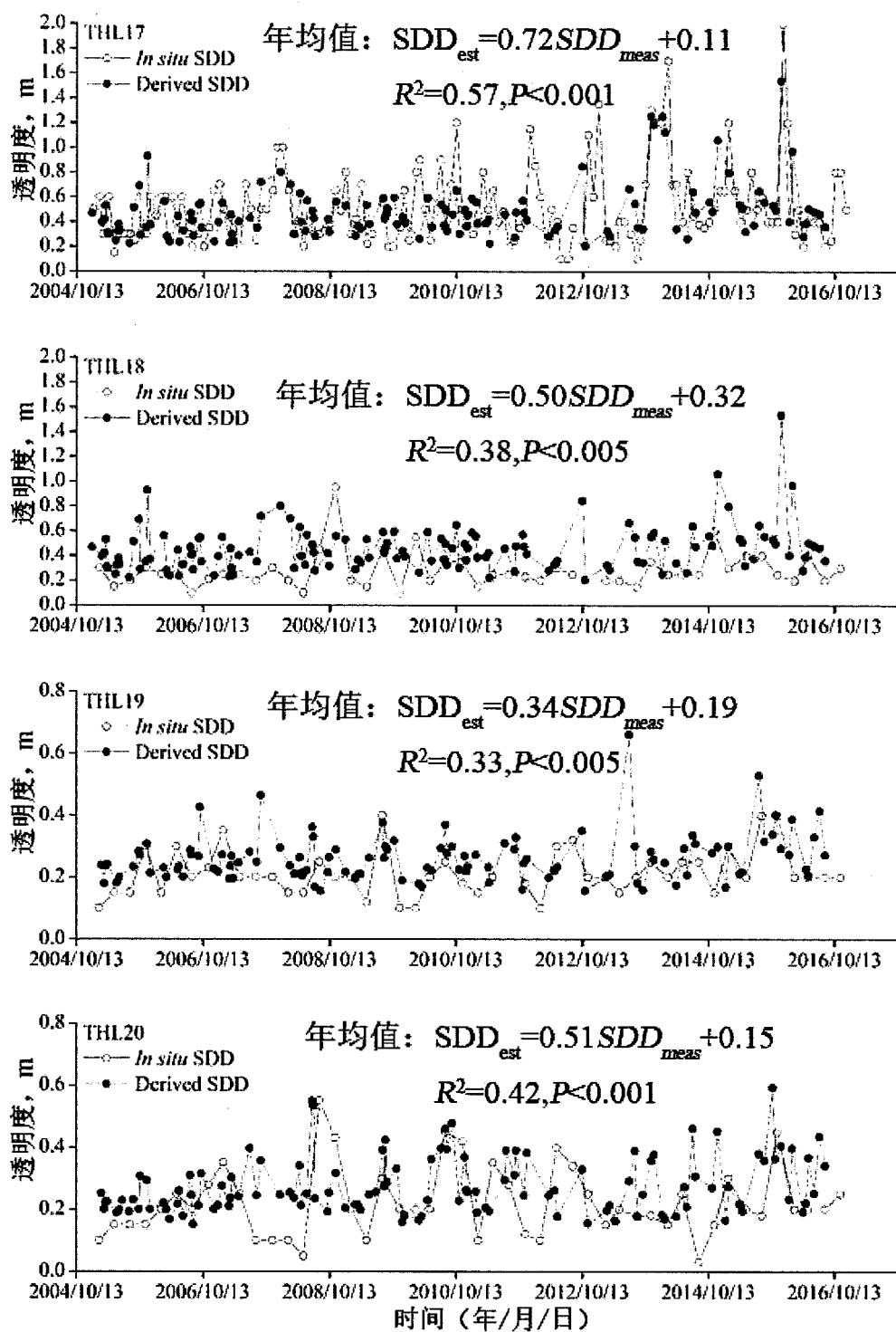
Fig. 3.15 Locations of Qiandaohu long-term observation sites (Daba station and Hangtoudao station)

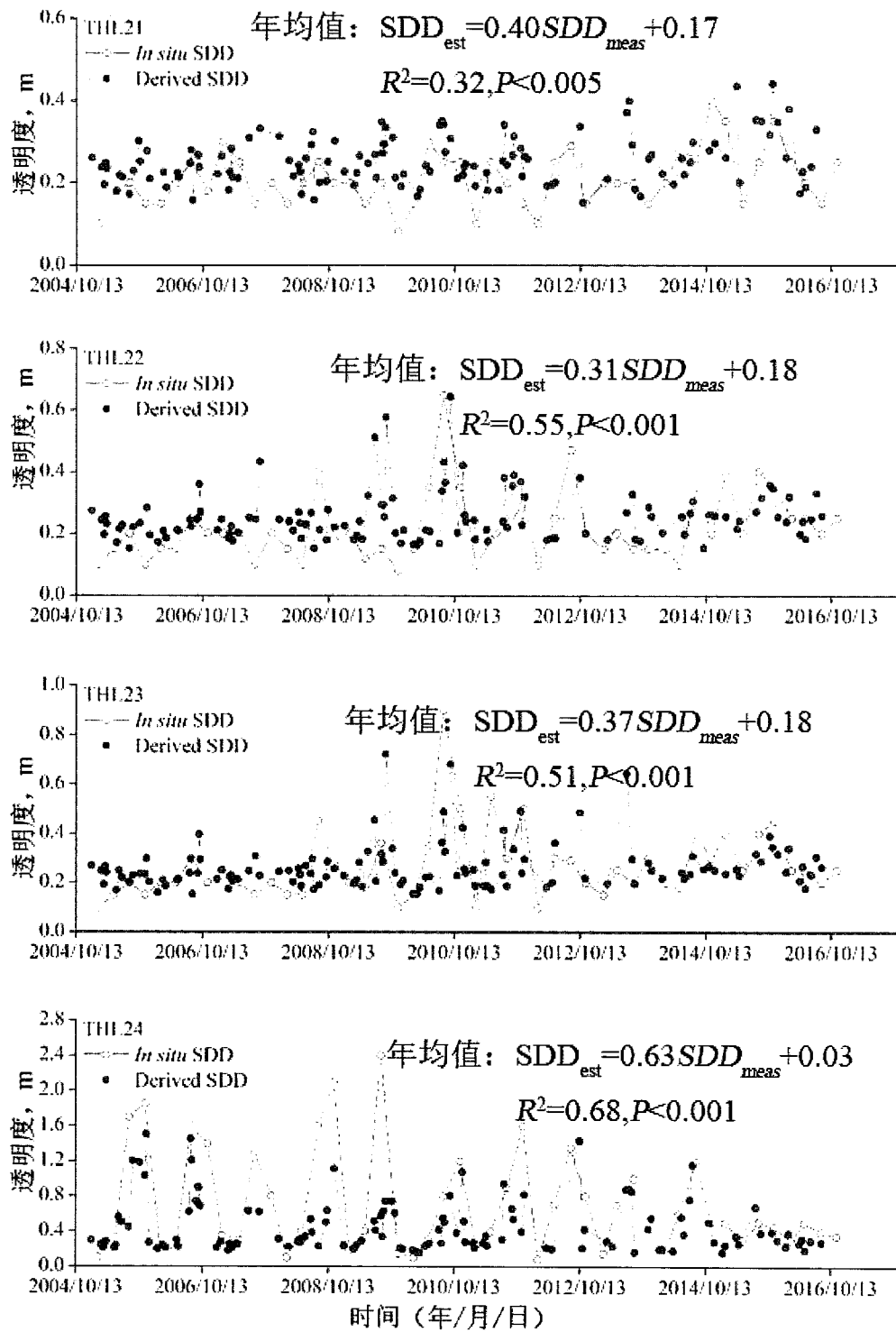


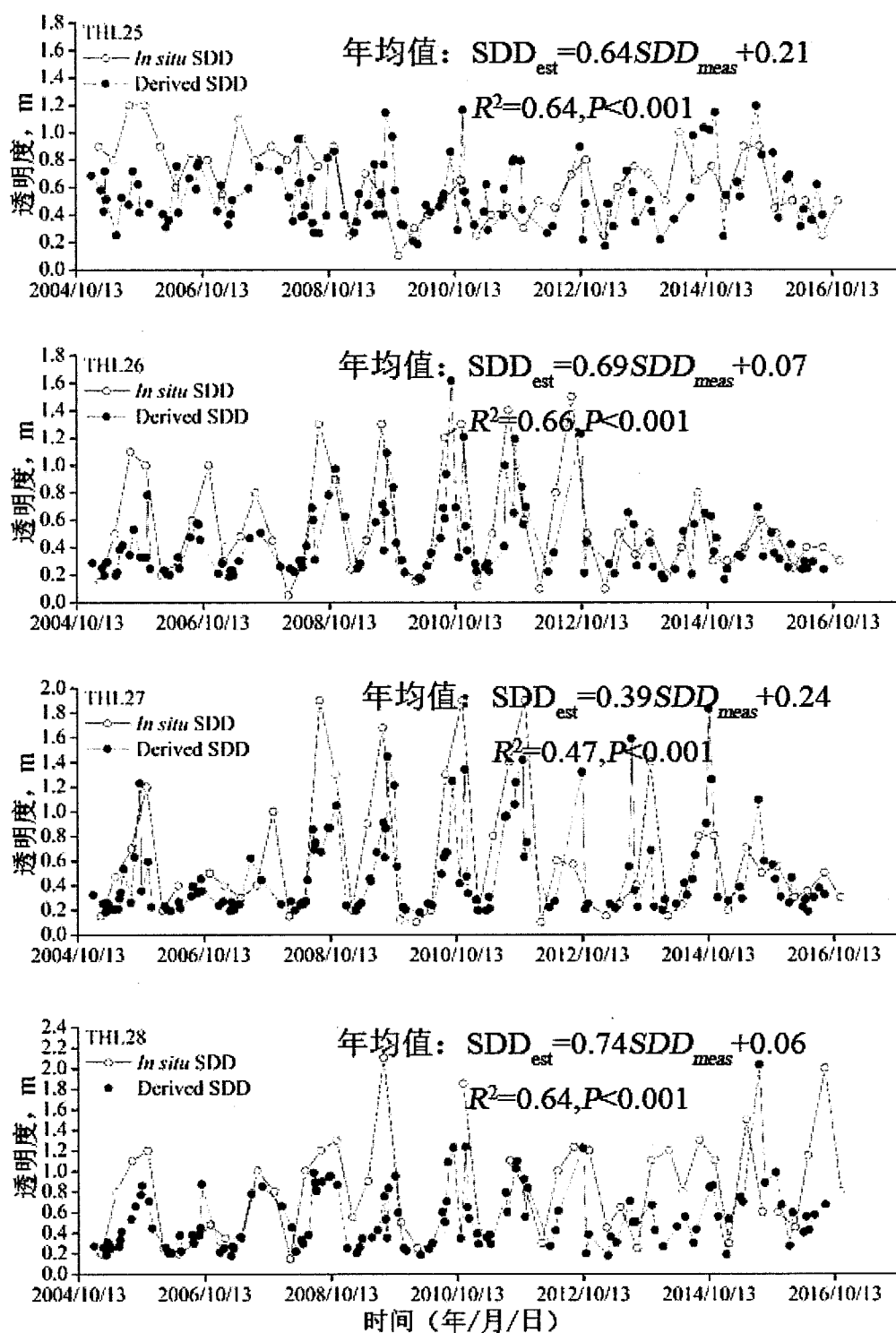












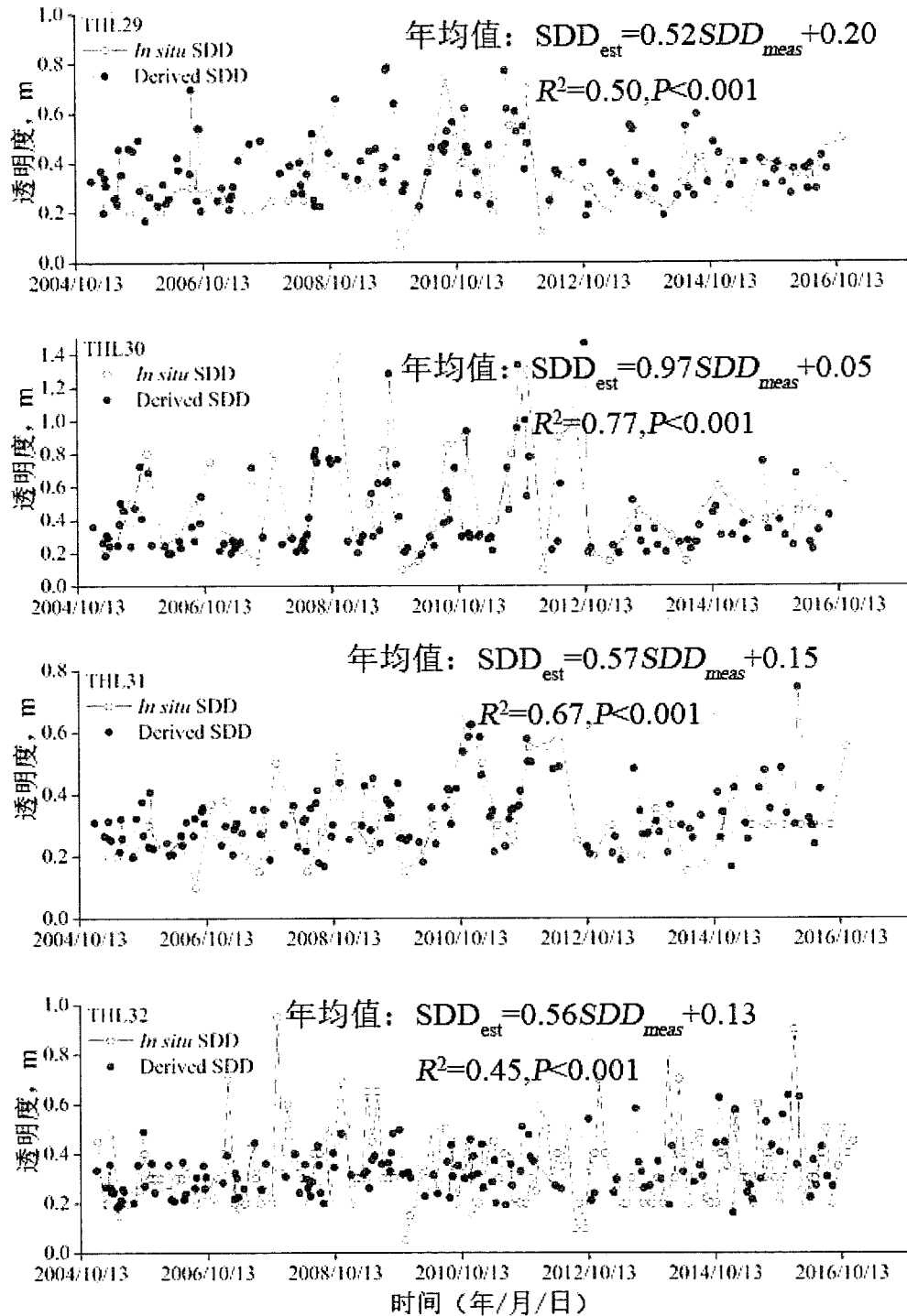


图 3.16 太湖长时间序列观测站点透明度实测值 (SDD_{meas}) 和估算值 (SDD_{est}) 随时间分布以及两者年均值线性关系

Fig. 3.16 Distribution of measured values (SDD_{meas}) and estimated values (SDD_{est}) of SDD along with time in Lake Taihu and linear relationship between observed and estimated values of SDD in annual scale

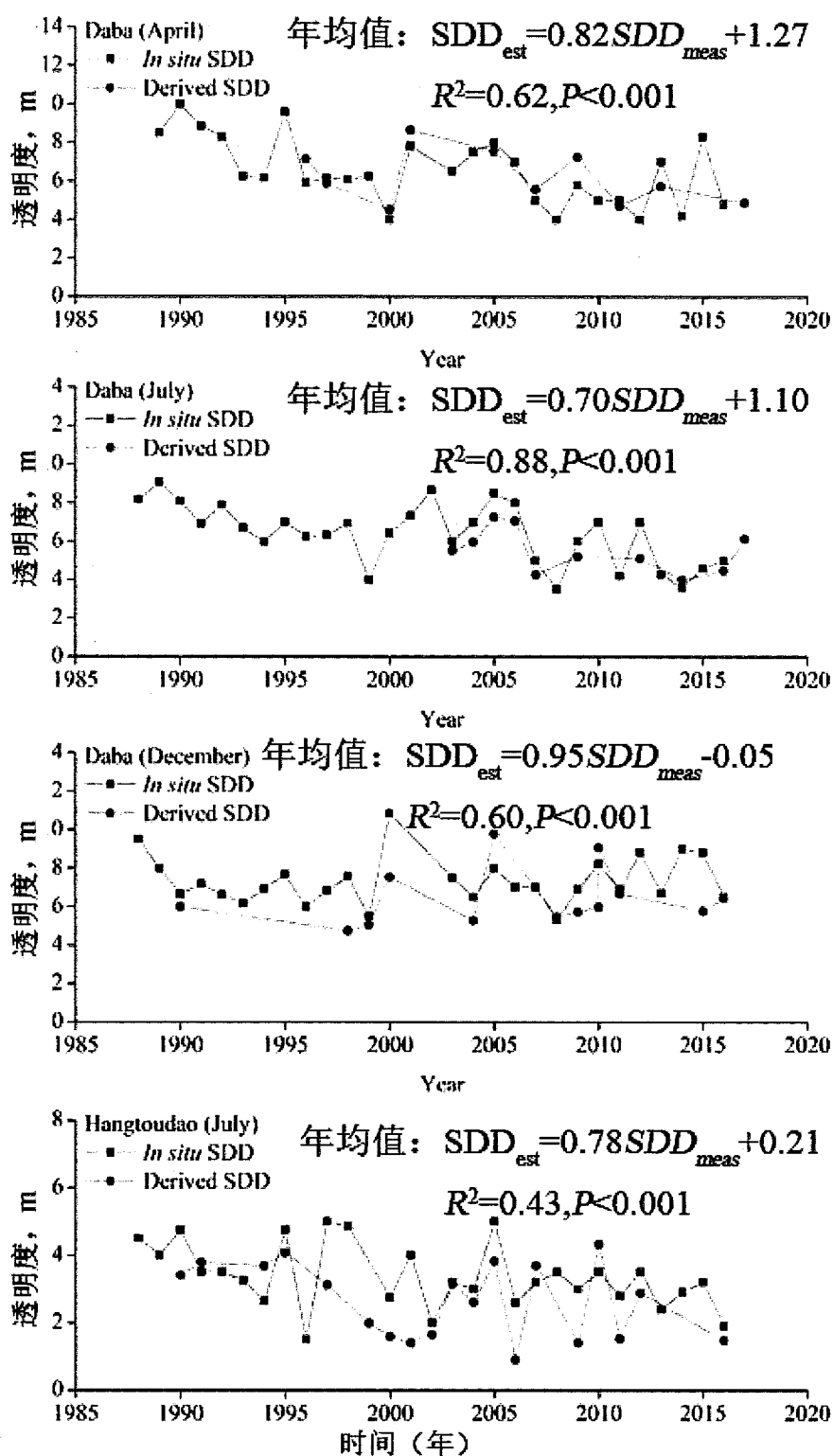


图 3.17 千岛湖长时间序列观测站点透明度实测值 (SDD_{meas}) 和估算值 (SDD_{est}) 随时间分布以及两者年均值线性关系

Fig. 3.17 Distribution of measured values (SDD_{meas}) and estimated values (SDD_{est}) of SDD along with time in Lake Qiandaohu and linear relationship between observed and estimated values of SDD in annual scale

3.5 本章小结

通过拟合 Landsat 5、Landsat 7 和 Landsat 8 各波段遥感反射率从而获取对应波段的线性关系,结果表明:蓝光波段三种传感器遥感反射率一致性较差,绿光波段三种传感器遥感反射率的一致性有所提升,红光波段和短波红外波段 1 (SWIR1) 三种传感器遥感反射率一致性较好,三者拟合度均大于 0.95,短波红外波段 2 (SWIR2) 三种传感器遥感反射率一致性有所降低。

通过对比千岛湖、太湖和杭州湾 ASD 实测高光谱遥感反射率和 Landsat 遥感反射率产品数据,结果表明以上三个研究区的遥感反射率估算值与实测值均具有相似的随波长变化特征,但不同研究区遥感反射率具有不同的随波长变化规律。太湖和千岛湖绿光波段的遥感反射率显著高于其他波段,主要是因为水体中颗粒物和纯水的吸收在该位置都较低,在该波段位置之前,随着波长的增加,水体中颗粒物吸收逐渐下降,而在该波段位置之后,随着波长的增加,水体中纯水的吸收逐渐增大,并超过颗粒物吸收系数,成为总吸收大小的主导因子。杭州湾水体遥感反射率在绿光波段并非全为最大值,部分样点最大值出现在红光波段,这是因为杭州湾水体中总悬浮物浓度极高,水体中颗粒物的反射系数依然显著高于水体吸收系数,因而在该波段位置依然表现为较大的遥感反射率。红光波段之后,随着波长增加,水体中纯水的吸收逐渐增大,并超过颗粒物吸收,成为总吸收大小的主导因素,因而红光波段之后,遥感反射率表现为逐渐下降的趋势。通过对以上研究区各波段遥感反射率估算值和实测值进行拟合,结果表明遥感反射率实测值和估算值较均匀的分布在 1:1 两侧,并且在红光波段均具有较高的精度,可以较好的用于内陆湖泊以及近海岸水体水质的遥感估算研究。

随机选择 887 个样点对构建全国湖泊透明度估算模型,剩下 248 个样点对用于模型的验证,结果表明基于 Landsat 红光波段遥感反射率构建的幂函数模型具有较好的估算效果,相关系数为 0.73。利用独立的样本对模型进行验证,结果表明透明度实测值和估算值均匀分布在 1:1 线两侧且均分布在 95%预测区间内,相关系数为 0.70, MRE 和 NRMSE 分别为 34.4%和 55.2%。选择太湖和千岛湖长时间观测站点作为透明度遥感估算结果验证区域,通过对比各站点透明度实测值和估算值,结果表明,各个站点透明度实测值和估算值一致且具有相似的变化趋势。

第4章 全国湖泊水体透明度时空分布

4.1 基于实测结果的透明度时空分布

两次全国湖泊调查数据和基于文献检索获取我国湖泊透明度数据结果表明, 全国湖泊 2005-2016 年透明度相比 1960s-1995 呈现显著下降的趋势 (图 4.1)。在 170 个湖泊中, 有 117 个 (68.8%) 湖泊透明度是呈下降的趋势, 而上升的有 30 个 (17.7%) 湖泊, 没有显著变化的有 23 个 (13.5%) 湖泊 (图 4.2a), 透明度下降的湖泊数量是透明度上升湖泊数量的 4 倍。在空间上, 透明度下降的湖泊主要集中在东部平原, 云贵高原, 以及东北平原地区 (图 4.1, 图 4.2)。

在这 170 个湖泊中, 透明度整体从 1960s-1995 的 1.80 ± 2.19 m 下降到 2005-2016 年的 1.28 ± 1.82 m, 整体下降 28.9% ($p < 0.05$)。在这 117 个透明度下降的湖泊中, 透明度从 1960s-1995 的 1.95 ± 2.19 m 下降到 2005-2016 年的 1.09 ± 1.49 m, 整体下降 44.1% ($p < 0.001$)。相比较而言, 在透明度上升的 30 个湖泊中, 透明度从 1960s-1995 的 1.13 ± 1.54 m 上升到 2005-2016 年的 1.50 ± 1.90 m, 上升幅度不明显 ($p > 0.05$) (图 4.2b)。

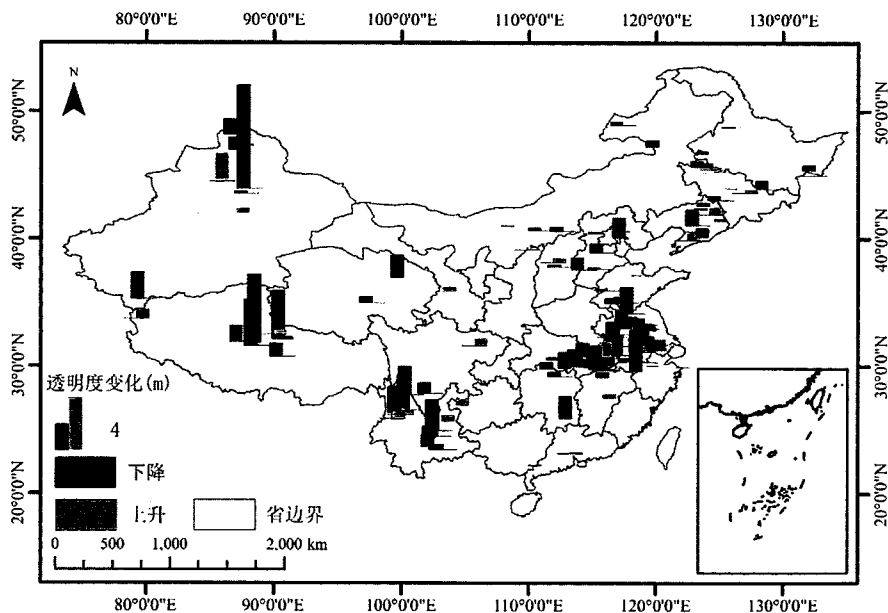


图 4.1 我国 170 个湖泊透明度在两个时段 (1960s-1995; 2005-2016) 内变化情况

Fig. 4.1 Spatial distribution of SDD differences in 170 lakes of China during 2005-2016 compared to 1960s-1995

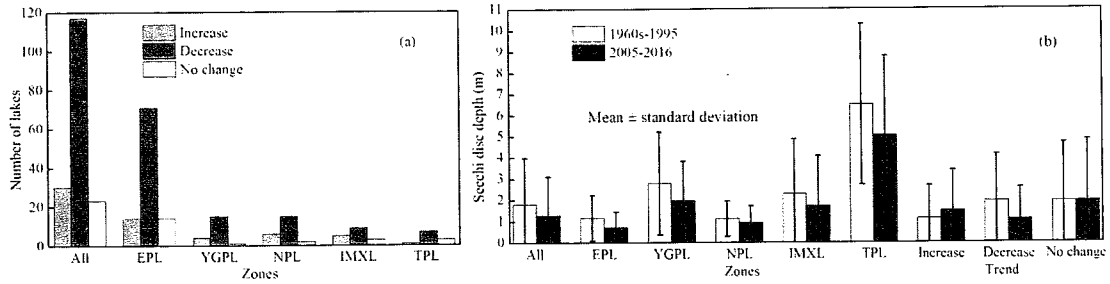


图 4.2 我国五大湖区以及所有湖泊透明度在两个时段内（1960s-1995；2005-2016）变化情况。（a）透明度上升、下降以及不变湖泊个数；（b）透明度值在各湖区变化情况以及透明度上升、下降以及不变湖泊透明度值变化情况（EPL：东部平原湖群；YGPL：云贵高原湖群；NPL：东北平原湖群；IMXL：蒙新高原湖群；TPL：青藏高原湖群）

Fig. 4.2 Temporal changes of SDD from the first period (1960s-1995) to the second period (2005-2016) in five lake zones. (a) Number of lakes in three categories (decreasing, increasing, no change), and (b) SDD in the five zones (EPL, Eastern Plain Lake zone; YGPL, Guizhou Plateau Lake zone; NPL, Northeast Plain Lake zone; IMXL, Inner Mongolia-Xinjiang Lake zone, and TPL, Tibetan Plateau Lake zone)

4.2 基于遥感反演的透明度时空分布

基于 Landsat 遥感反射率和本文构建的透明度估算模型，我们获取了全国 6-10 月份 10 km² 以上并且在 7 个时段内有效观测的湖泊透明度空间分布情况（图 4.3-4.9），以及 7 个时段各省透明度均值和变异系数的空间分布情况（图 4.10）。

全国 10 km² 以上湖泊中，东部湖群占有所有湖泊的 21%，具有相对较低的透明度，平均透明度为 0.53 ± 0.17 m。东北湖群 10 km² 以上湖泊占全国所有 10 km² 以上湖泊的 7%，具有相对较低的透明度，平均透明度为 0.47 ± 0.29 m。蒙新高原湖群 10 km² 以上湖泊占全国所有 10 km² 以上湖泊的 11%，具有相对较低的透明度，平均透明度为 0.70 ± 0.57 m。云贵高原湖群 10 km² 以上湖泊占全国所有 10 km² 以上湖泊的 2%，具有相对较高的透明度，平均透明度为 1.19 ± 0.86 m。青藏高原湖群 10 km² 以上湖泊占全国所有 10 km² 以上湖泊的 59%，具有相对较高的透明度，平均透明度为 1.08 ± 0.83 m，全国湖泊透明度均值为 0.88 ± 0.73 m。从各省透明度均值的分布来看，我国西部地区各省透明度显著高于东部地区各省透明度，其中青

海、西藏透明度多年均值 (1.03 ± 0.83 m 和 1.16 ± 0.75 m) 显著高于其他各省。从我国各省透明度在七个时段的变异系数分布来看, 吉林省、甘肃省、河南省和四川省透明度具有较大的变异系数 (图 4.10)。

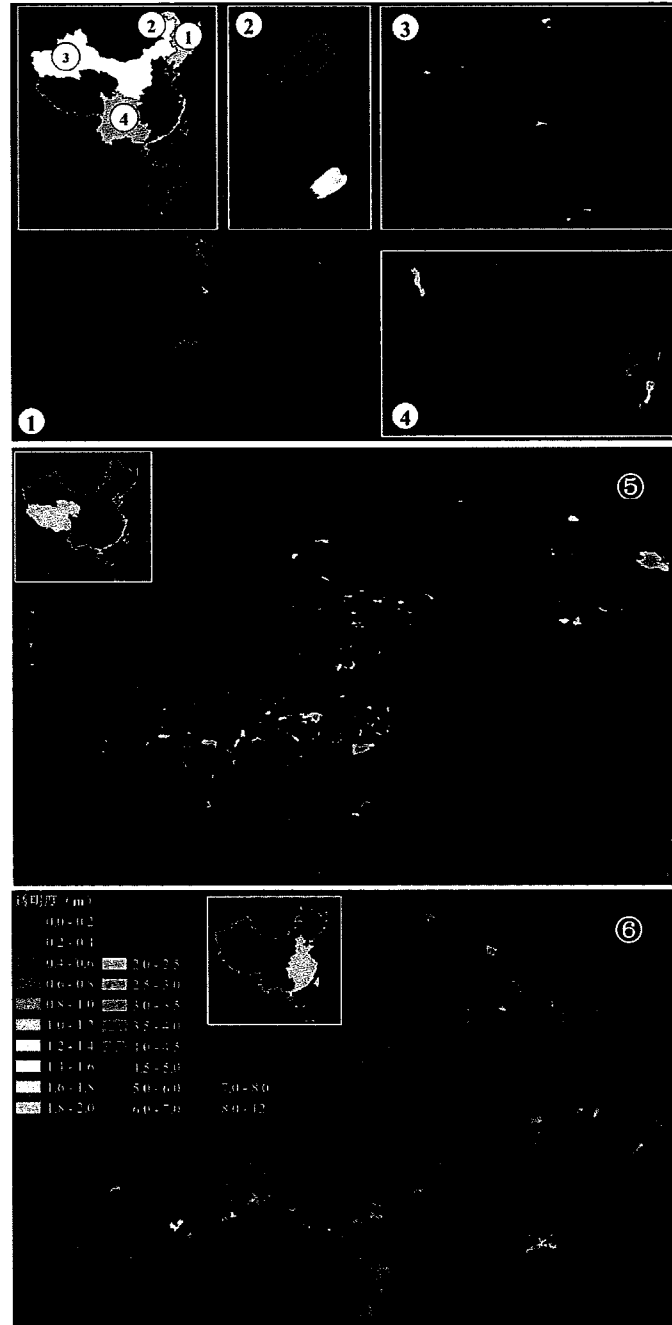


图 4.3 第一时段 (T1: 1986-1990 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区

Fig. 4.3 Spatial distribution of SDD in the first period (1986-1990) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥)

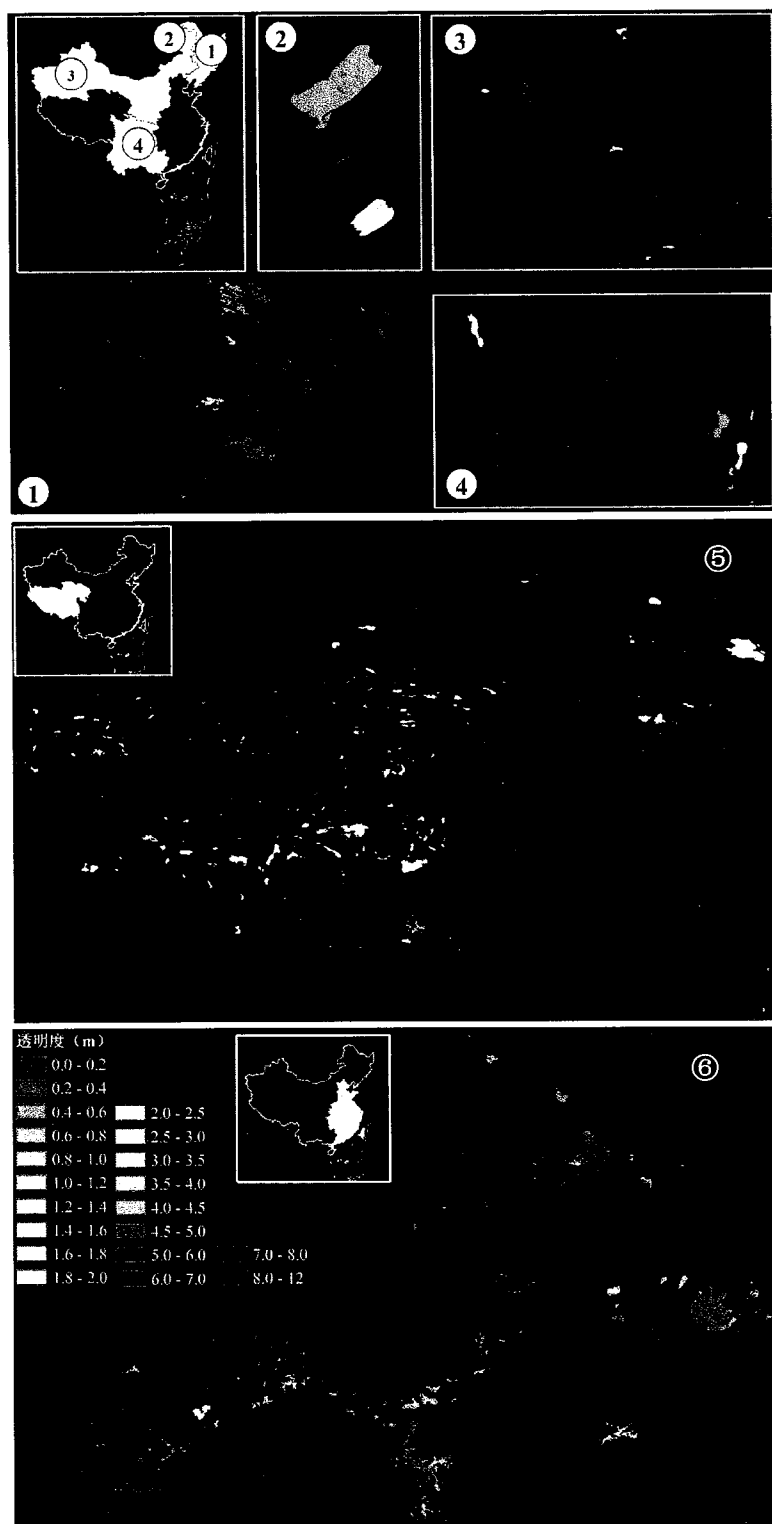


图 4.4 第二时段 (T2: 1991-1995 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区

Fig. 4.4 Spatial distribution of SDD in the second period (1991-1995) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥)

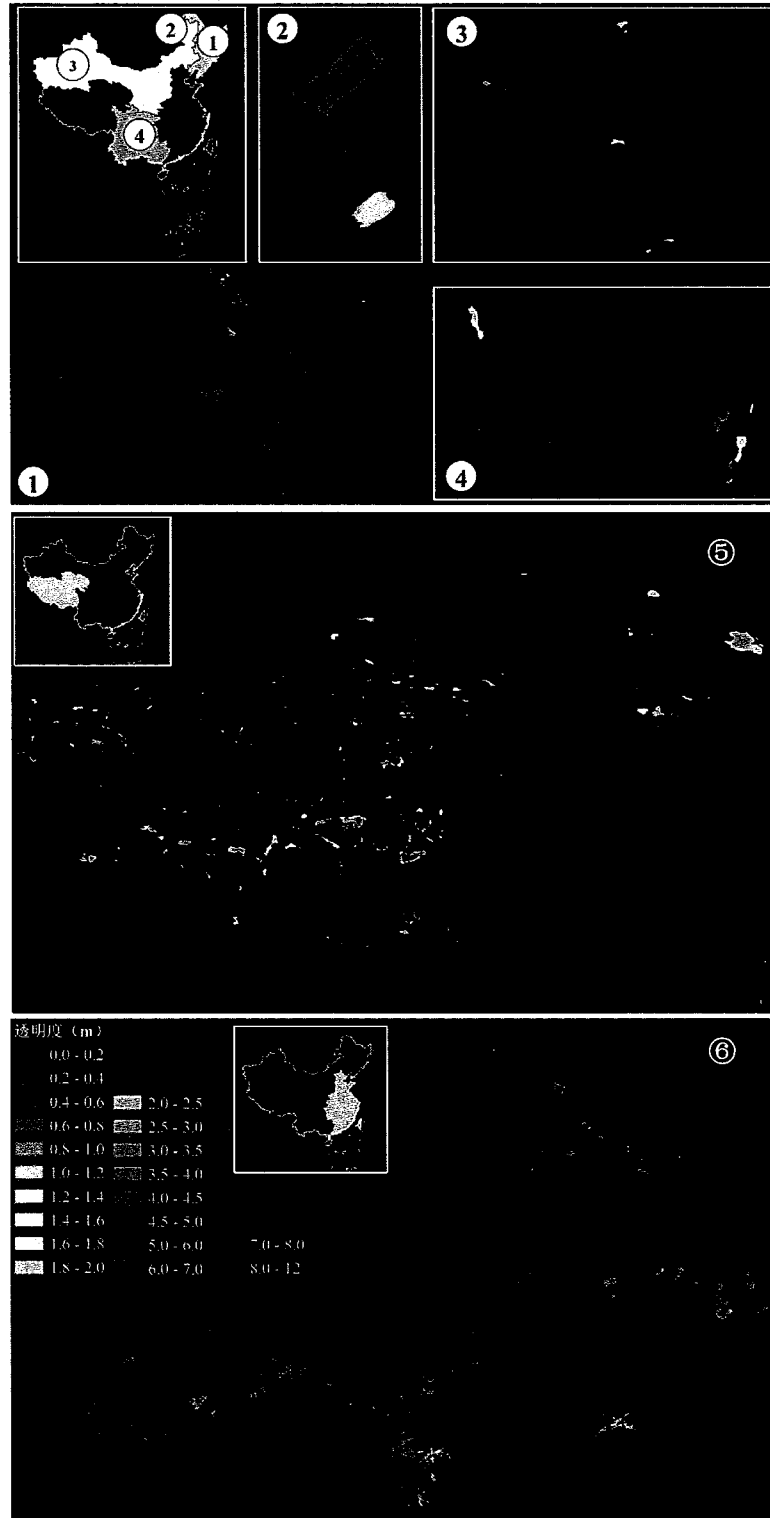


图 4.5 第三时段 (T3: 1996-2000 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区

Fig. 4.5 Spatial distribution of SDD in the third period (1996-2000) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥)

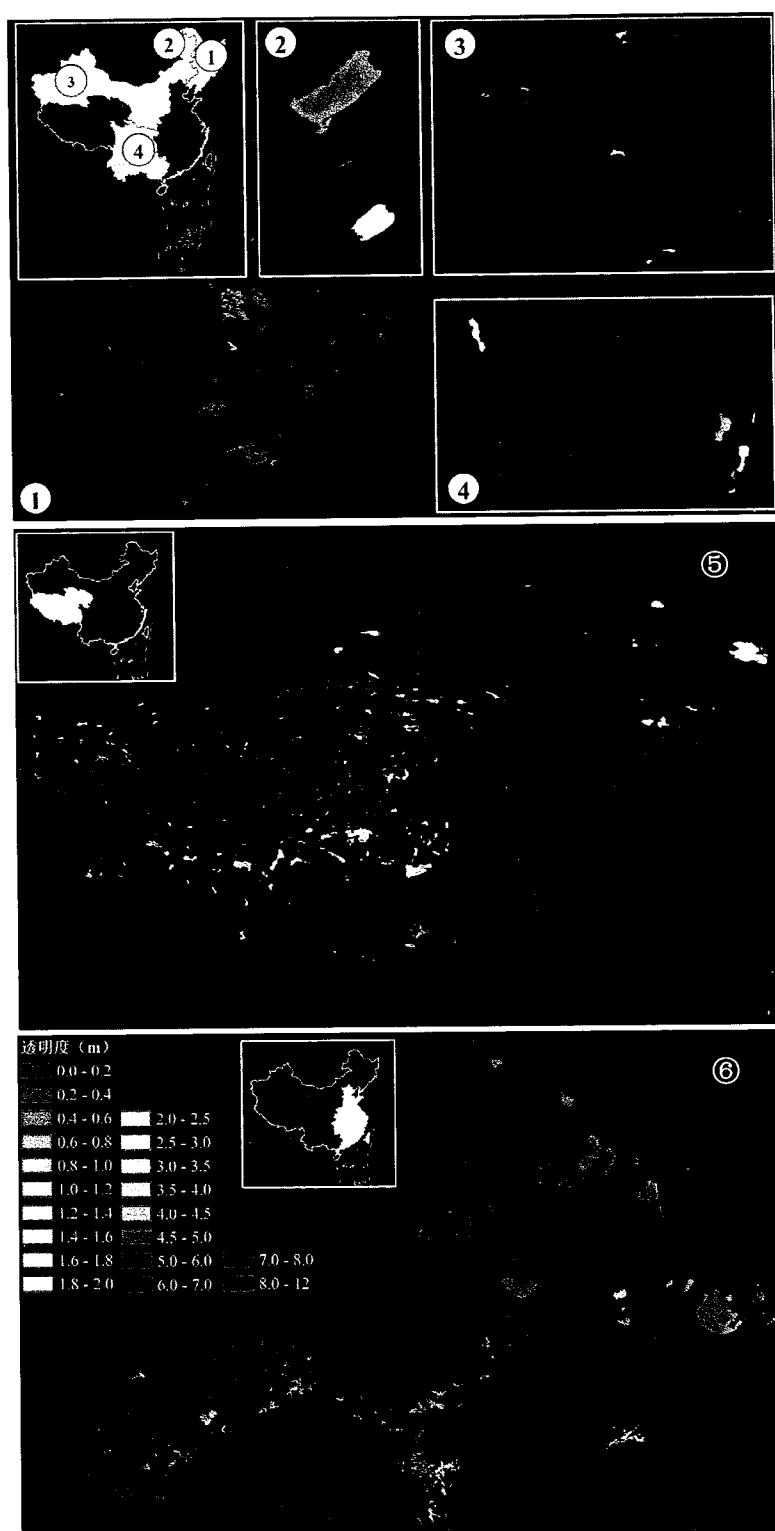


图 4.6 第四时段 (T4: 2001-2005 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区

Fig. 4.6 Spatial distribution of SDD in the fourth period (2001-2005) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥)

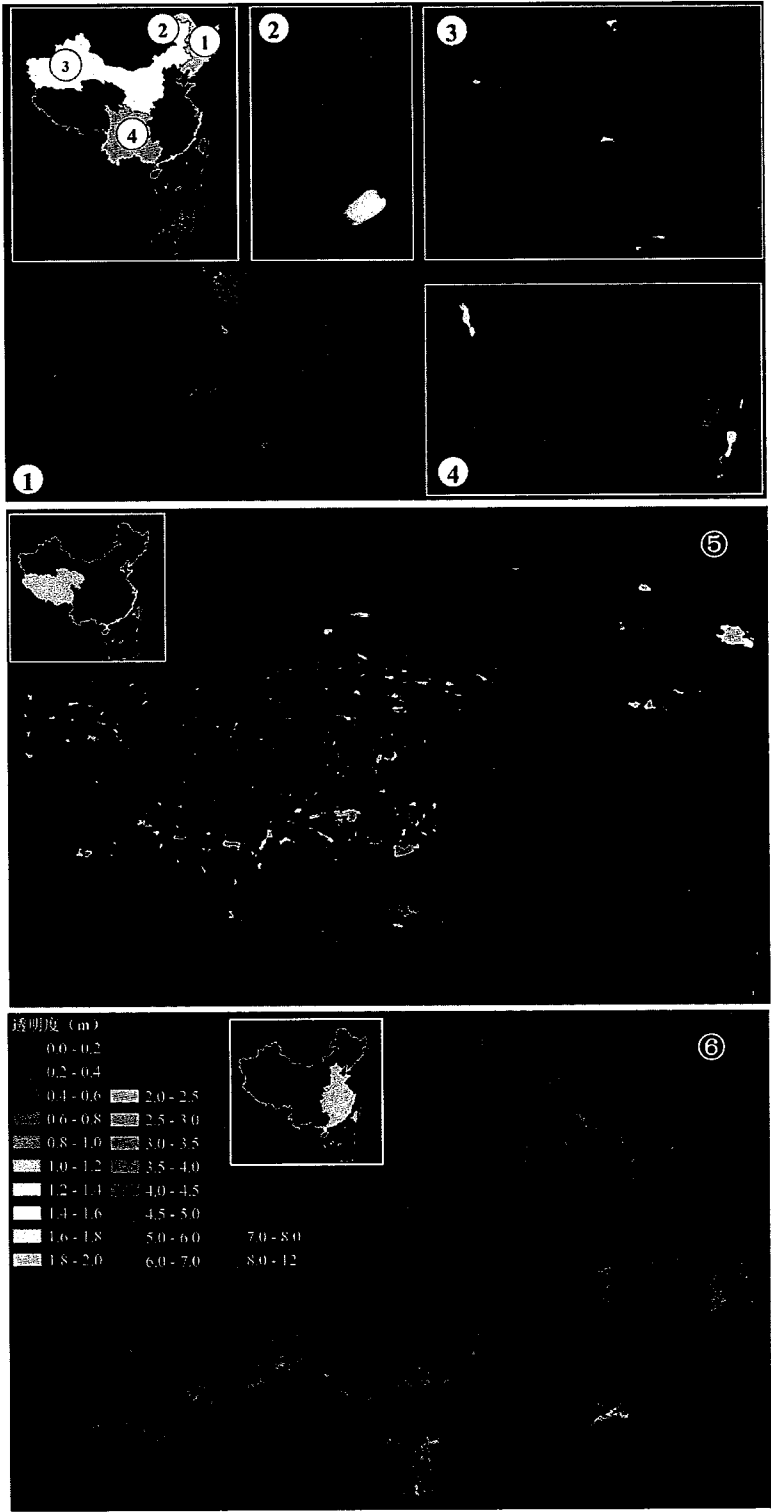


图 4.7 第五时段 (T5: 2006-2010 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区

Fig. 4.7 Spatial distribution of SDD in the fifth period (2006-2010) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥)

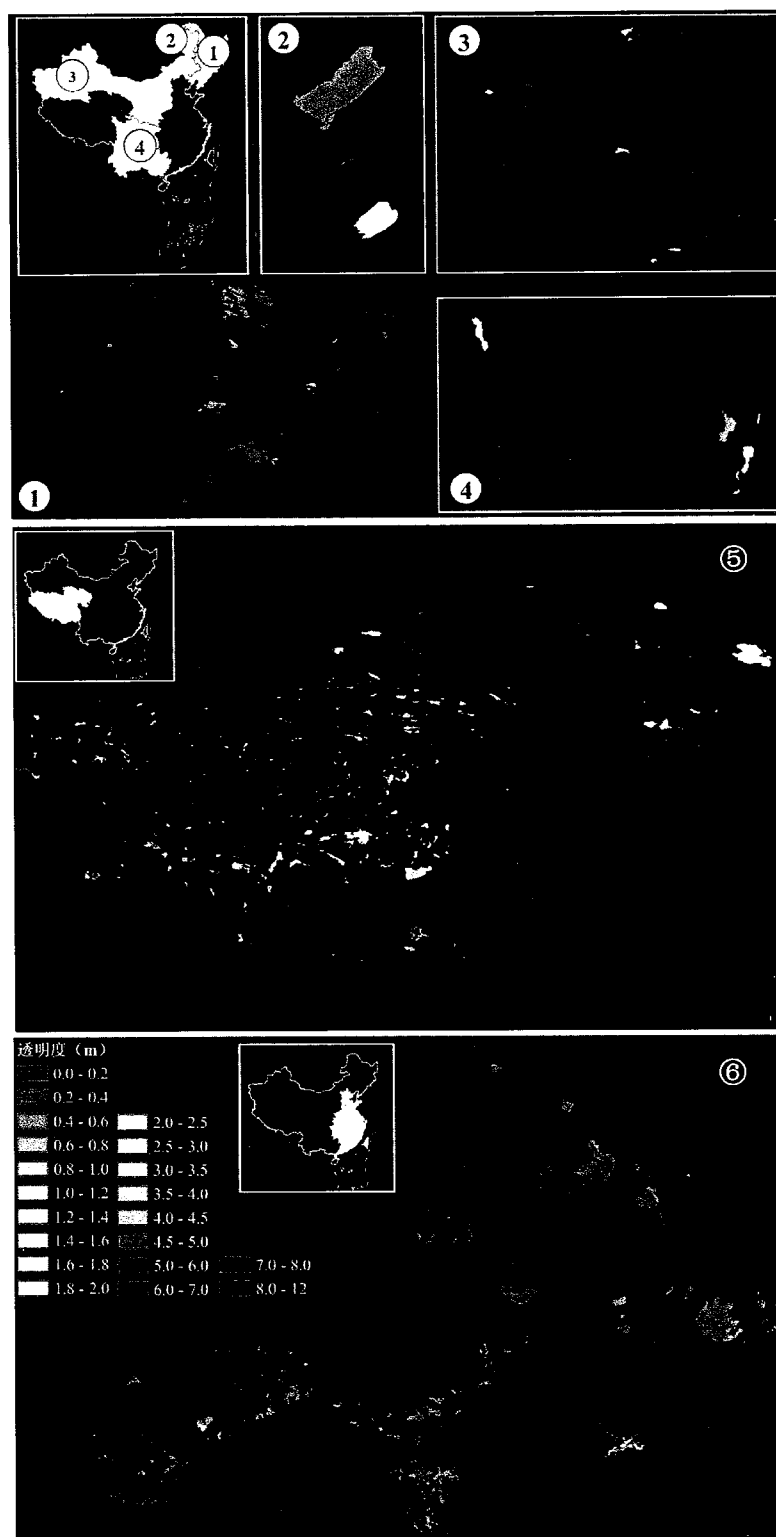


图 4.8 第六时段 (T6: 2011-2015 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区

Fig. 4.8 Spatial distribution of SDD in the sixth period (2011-2015) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥)

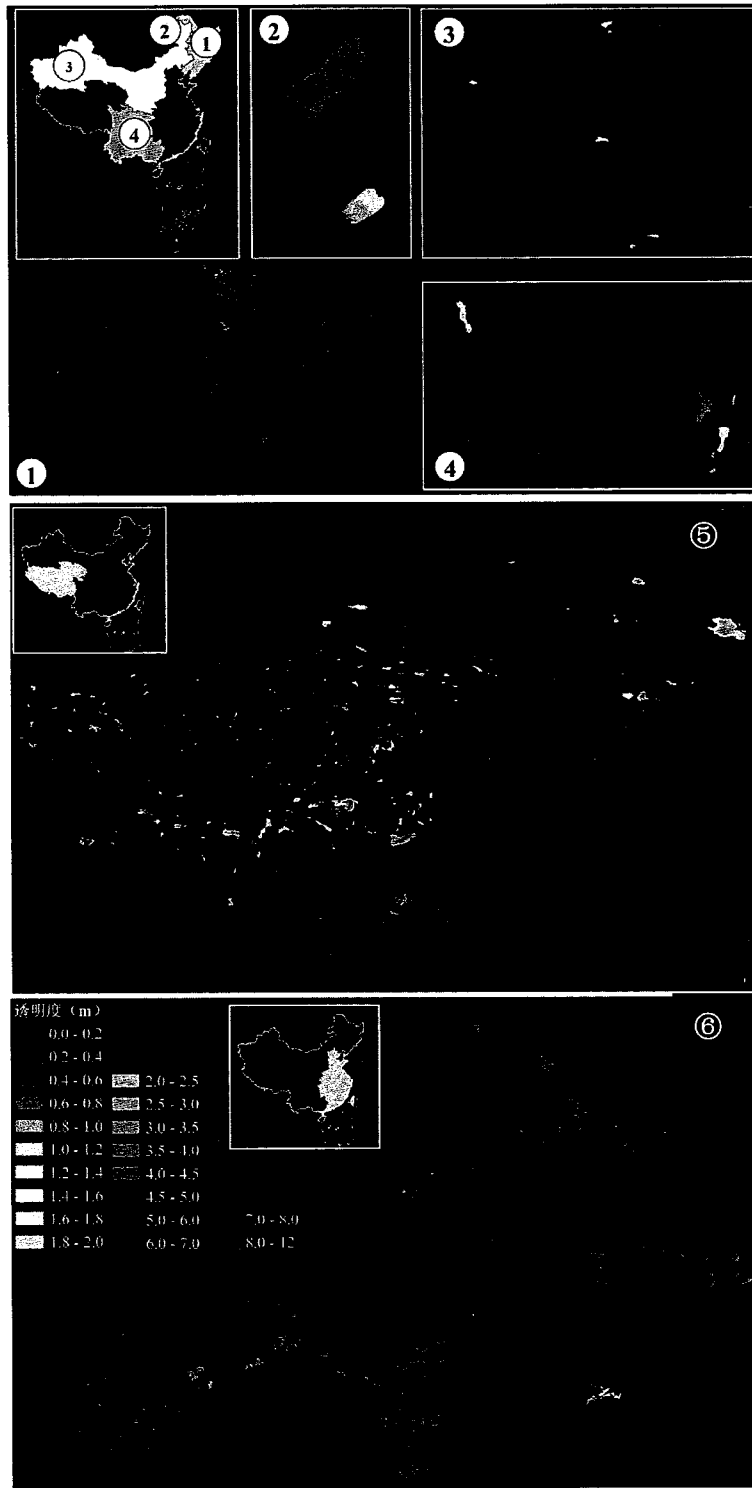


图 4.9 第七时段 (T7: 2016-2018 年) 全国湖泊透明度分布, ①代表东北平原地区, ②代表蒙新高原东北部地区, ③代表蒙新高原西北部地区, ④代表云贵高原地区, ⑤代表青藏高原地区, ⑥代表东部平原地区

Fig. 4.9 Spatial distribution of SDD in the seventh period (2016-2018) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGGL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥)

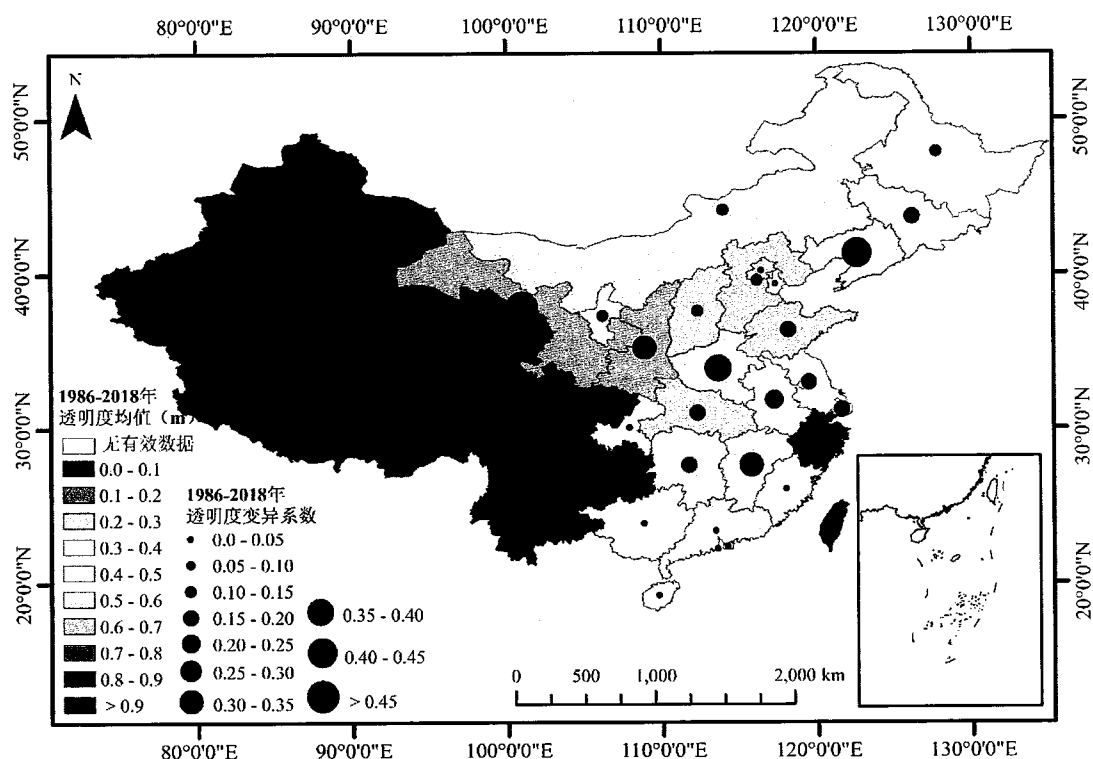


图 4.10 1986-2018 年全国各省湖泊透明度以及变异系数分布

Fig. 4.10 Classification of averaged SDD and variation coefficient according to provinces from 1986-2018

4.3 基于遥感反演的透明度长期变化趋势

从东部湖群湖泊透明度在七个时段变化来看（图 4.11），透明度小于 0.5 m 的湖泊数量在七个时段内呈现不断增加的趋势，而透明度为 0.5-1 m 的湖泊数量呈现下降的趋势，透明度为 1-2 m 的湖泊数量从 1986-1990 年的 5 个减少到 2016-2018 年的 1 个，透明度均值大于 2 m 的湖泊则没有，东部湖群湖泊透明度整体表现为下降的趋势，最大值为 1986-1990 年的 0.58 ± 0.23 m，最小值为 2006-2010 年的 0.48 ± 0.15 m。从东北平原湖群透明度在七个时段变化来看，透明度小于 0.5 m 的湖泊数量在七个时段内呈现上升的趋势，而透明度为 0.5-1 m 以及 1-2 m 的湖泊数量均呈现下降的趋势，透明度均值大于 2 m 的湖泊则没有，东北平原湖群湖泊透明度整体表现为下降的趋势，最大值为 1986-1990 年的 0.51 ± 0.34 m，最小值为 2001-2005 年的 0.41 ± 0.23 m。从蒙新高原湖群透明度在七个时段变化来看，透明度小于 0.5 m 的湖泊数量呈现下降的趋势，而透明度为 0.5-1 m 的湖泊数量未表现出明显的上升或下降的趋势，透明度为 1-2 m 的湖泊数量则表

现为上升的趋势，透明度大于 2 m 的湖泊数量从 1986-1990 年的 1 个增加到 2016-2018 年的 2 个，最大值为 2011-2015 年的 0.83 ± 0.63 m，最小值为 1991-1995 年的 0.54 ± 0.40 m。从云贵高原湖群透明度在七个时段变化来看，四个透明度范围的湖泊数量并未表现出明显的上升或者下降的趋势，最大值为 2016-2018 年的 1.47 ± 1.20 m，最小值为 1991-1995 年的 0.92 ± 0.42 m。从青藏高原湖群透明度在七个时段变化来看，透明度小于 0.5 m 以及为 0.5-1 m 的湖泊数量表现为下降的趋势，而透明度为 1-2 m 以及 2 m 以上的湖泊数量均呈现出上升的趋势，青藏高原湖泊透明度整体表现出上升的趋势，最大值为 2011-2015 年的 1.32 ± 0.84 m，最小值为 1991-1995 年的 0.75 ± 0.64 m。从全国湖泊在七个时段变化来看，透明度小于 0.5 m 的湖泊数量表现为上升的趋势，透明度为 0.5-1 m 的湖泊数量表现为下降的趋势，透明度为 1-2 m 的湖泊数量没有明显的上升或下降趋势，透明度在 2 m 以上的湖泊数量则表现为上升的趋势，最大值为 1996-2000 年的 0.86 ± 0.73 m，最小值为 2006-2010 年时段的 0.78 ± 0.65 m。

此外，我们获取各省、各湖区以及全国 1986-2018 年 6-10 月透明度的逐年变化情况。从各省的透明度长时间变化来看，东部湖区各省、云南、四川、青海、内蒙古、黑龙江以及吉林整体表现为下降的趋势（图 4.13），东部湖区各省透明度下降率变化范围为：0.1-2.2 cm/year，均值为 0.4 cm/year。各湖区中，青藏高原湖泊透明度呈现显著增加的趋势（ $P < 0.05$ ， $R = 0.49$ ），多年平均增长速率为：1.1 cm yr⁻¹；蒙新高原湖区呈现显著增加的趋势（ $P < 0.05$ ， $R = 0.38$ ），多年平均增长速率为：0.2 cm yr⁻¹；东北平原湖区透明度呈现下降的趋势（ $P < 0.05$ ， $R = -0.33$ ），多年平均下降速率为：0.1 cm yr⁻¹；东部平原湖泊透明度呈现下降的趋势（ $P < 0.05$ ， $R = -0.42$ ），多年平均下降速率为 0.2 cm yr⁻¹；云贵高原湖泊透明度呈现下降的趋势（ $P < 0.05$ ， $R = -0.32$ ），多年平均下降速率为 0.1 cm yr⁻¹；全国湖泊透明度呈现下降的趋势，但统计上不显著（ $P > 0.05$ ）（图 4.12）。

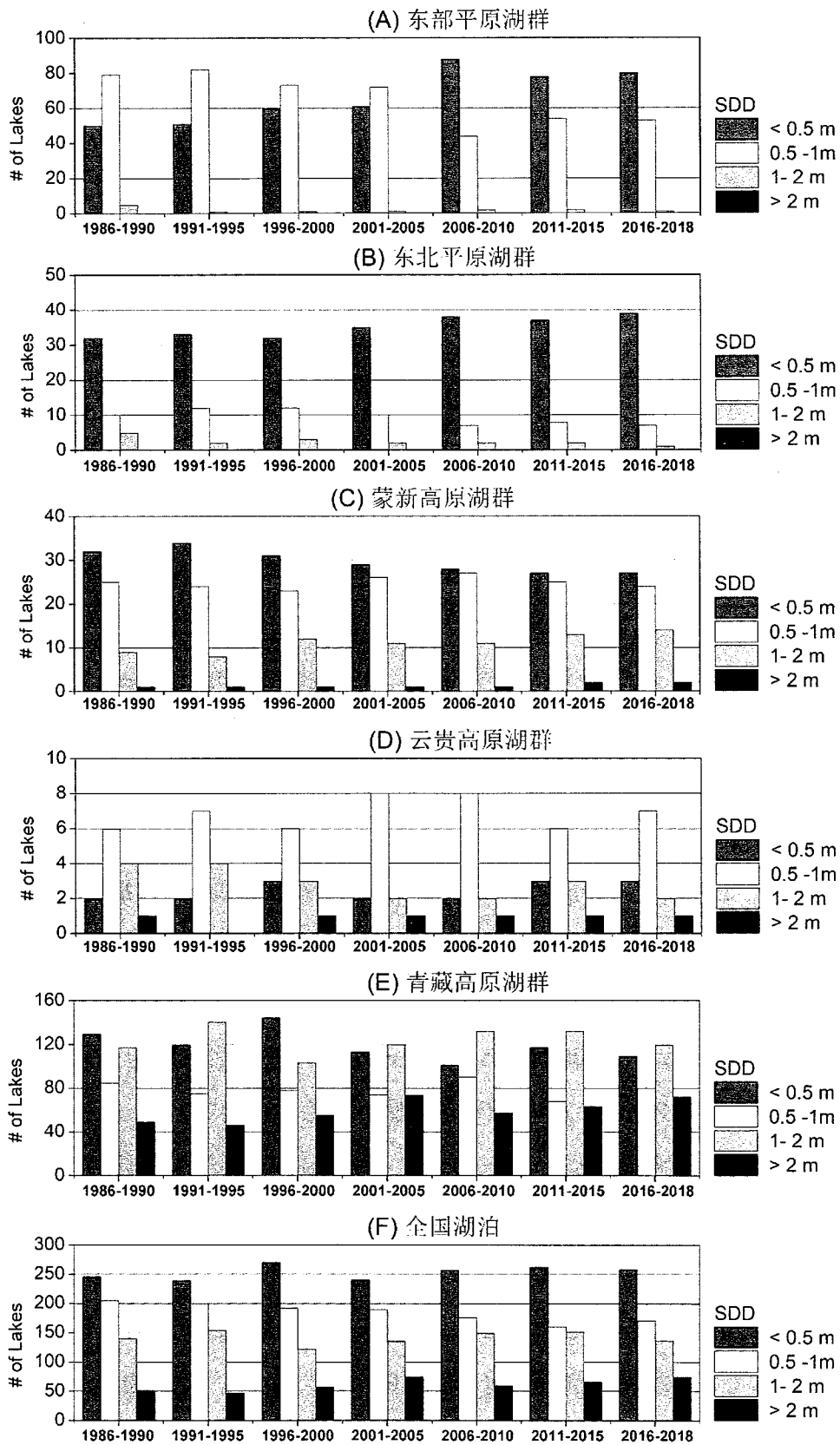


图 4.11 全国以及各湖区 10 km² 以上湖泊透明度分布

Fig. 4.11 Number of lakes with water area larger than 10 km² in four categories of SDD (<0.5 m, 0.5-1 m, 1-2 m and >2 m)

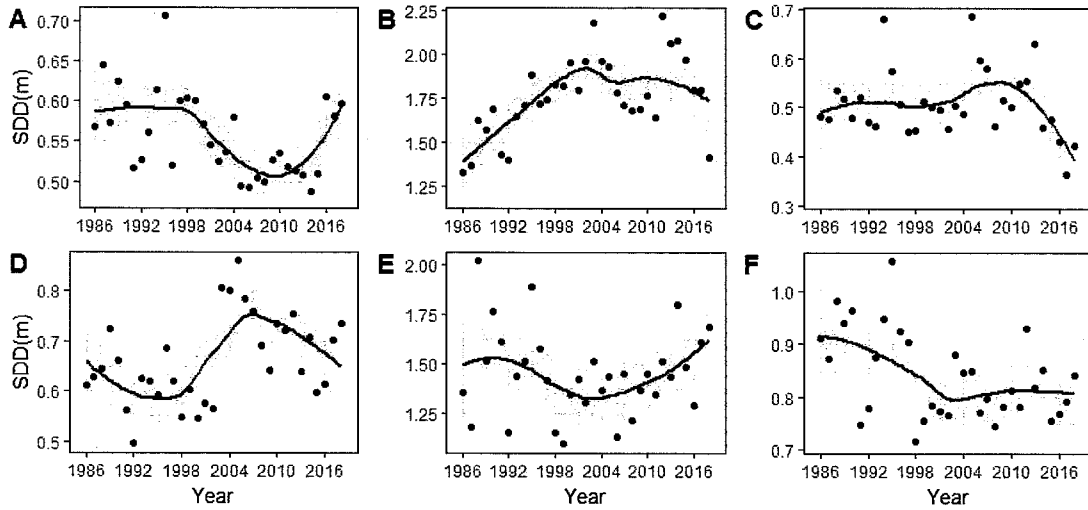


图 4.12 各湖区以及全国湖泊透明度长时间变化（灰色区域代表 95%置信区间，A: EPL, B: TPL, C: NPL, D: IMXL, E: YGPL, F: China）

Fig. 4.12 Long-term variation of lake SDD in each lake zone and the whole China (Grey area represents 95% confidence interval. A: EPL, B: TPL, C: NPL, D: IMXL, E: YGPL, F: China)

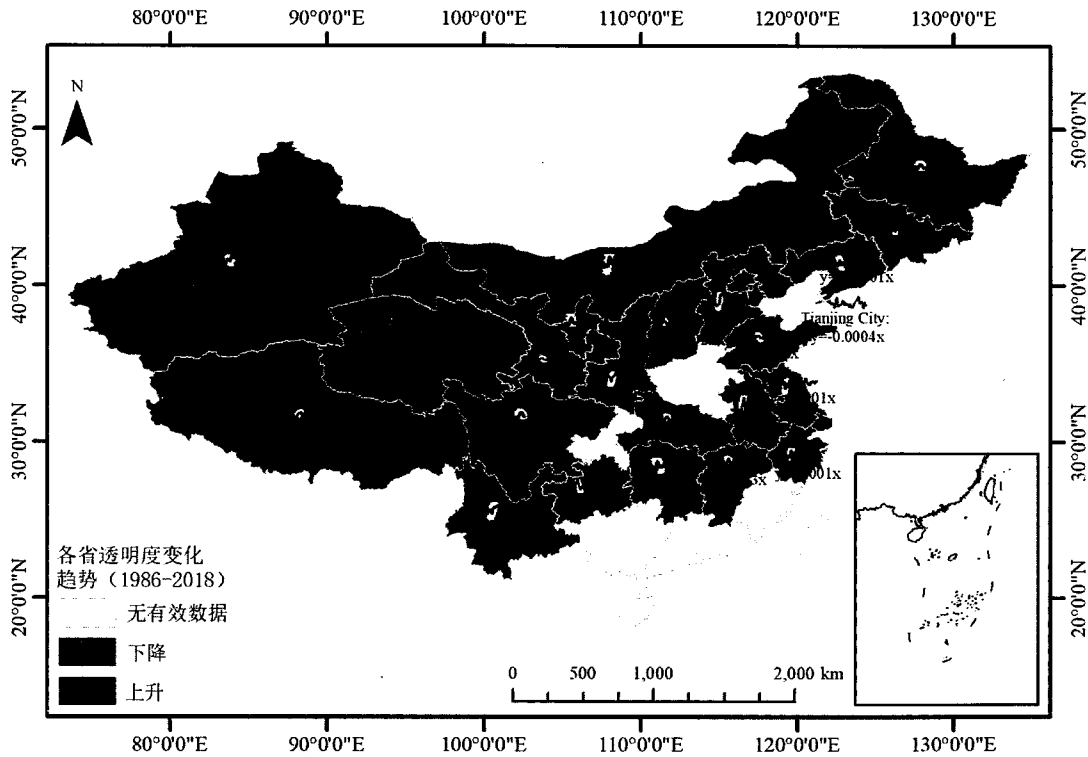


图 4.13 1986-2018 年全国各省湖泊透明度长期变化趋势（红色表示上升趋势，蓝色表示下降趋势）

Fig. 4.13 Long-term variation of SDD in each province from 1986 to 2018 (the red indicates the decreasing trend; the blue indicates the increasing trend)

4.4 本章小结

两次全国湖泊调查和基于文献检索得到的我国湖泊透明度结果表明, 全国湖泊 2005-2016 年透明度相比 1960s-1995 呈现显著下降的趋势。在空间上, 透明度下降的湖泊主要集中在东部平原、云贵高原以及东北平原地区。

基于 Landsat 遥感反射率和本文构建的透明度估算模型, 我们获取了全国湖泊透明度时空分布情况。东部平原和东北平原湖泊具有相对较低的透明度, 透明度均值分别为 0.53 ± 0.17 m 和 0.47 ± 0.29 m。云贵高原和青藏高原湖泊透明度相对较高, 平均透明度分别为 1.19 ± 0.86 m 和 1.08 ± 0.83 m, 蒙新高原和全国湖泊均值则居于两者之间, 平均透明度分别为 0.70 ± 0.57 m 和 0.88 ± 0.73 m。

从各湖区湖泊透明度在七个时段的变化来看, 东部湖群湖泊透明度整体表现为下降的趋势, 最大值为 1986-1990 年的 0.58 ± 0.23 m, 最小值为 2006-2010 年时段的 0.48 ± 0.15 m。东北平原湖泊透明度整体表现为下降的趋势, 最大值为 1986-1990 年的 0.51 ± 0.34 m, 最小值为 2001-2005 年的 0.41 ± 0.23 m。蒙新高原湖泊透明度小于 0.5 m 的湖泊数量呈现下降的趋势, 而透明度在 0.5-1 m 的湖泊数量未表现出明显的上升或下降的趋势, 透明度在 1-2 m 的湖泊数量则表现为上升的趋势, 透明度最大值为 2011-2015 年的 0.83 ± 0.63 m, 最小值为 1991-1995 年时段的 0.54 ± 0.40 m。云贵高原湖泊在四个透明度范围的湖泊数量并未表现出明显的上升或者下降的趋势, 最大值为 2016-2018 年的 1.47 ± 1.20 m, 最小值为 1991-1995 年的 0.92 ± 0.42 m。青藏高原湖泊透明度整体表现出上升的趋势, 最大值为 2011-2015 年的 1.32 ± 0.84 m, 最小值为 1991-1995 年的 0.75 ± 0.64 m。全国湖泊透明度小于 0.5 m 的湖泊数量表现为上升的趋势, 0.5-1 m 的湖泊数量表现为下降的趋势, 1-2 m 的湖泊数量没有明显的上升或下降趋势, 2 m 以上的湖泊数量则表现为上升的趋势, 最大值为 1996-2000 年的 0.86 ± 0.73 m, 最小值为 2006-2010 年时段的 0.78 ± 0.65 m。

从各湖区以及全国湖泊透明度长期变化来看, 青藏高原地区湖泊透明度显著增加 ($P < 0.05$, $R = 0.49$), 多年平均增长速率为: 1.1 cm yr^{-1} , 蒙新高原湖区同样呈现增加的趋势 ($P < 0.05$, $R = 0.38$), 多年平均增长速率为: 0.2 cm yr^{-1} , 东北平原湖区透明度呈现显著下降的趋势 ($P < 0.05$, $R = -0.33$), 多年平均下降速率为:

0.1 cm yr⁻¹，东部平原湖泊透明度呈现显著下降的趋势 ($P<0.05$, $R=-0.42$)，多年平均下降速率为 0.2 cm yr⁻¹，云贵高原湖泊透明度呈现显著下降的趋势 ($P<0.05$, $R=-0.32$)，多年平均下降速率为 0.1 cm yr⁻¹，全国湖泊透明度呈现下降的趋势，但统计上不显著 ($P>0.05$)。

第5章 湖泊水体透明度主要影响因子时空格局

5.1 典型时段水体面积变化

基于两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）的全国 Landsat 数据，提取了我国 3200 多个湖泊水面积在这两个时段的分布情况（图 5.1 和图 5.2），以及两个时段水面积变化情况（图 5.3），从结果来看面积下降的湖泊主要集中在长江中下游、东北平原地区以及部分蒙新高原地区，面积上升的湖泊集中在青藏高原地区（图 5.4）。

通过统计湖泊面积变化率分布情况，结果表明湖泊面积整体表现为下降的湖泊有 1280 个，整体表现为上升的有 1693 个，不变的有 258 个（图 5.4）。新增水体面积为：12098 km²，衰退面积为 8160 km²，不变水体面积为 82886 km²，水体面积整体表现为增加，差值为 3938 km²，相当于 1.5 个太湖的面积（图 5.5）。面积变化率大于 100%的这些湖泊（423 个）中，青藏高原湖泊有 261 个，占这些湖泊总数的 62%，云贵高原湖泊有 1 个（拉市海），蒙新湖泊有 80 个，东北湖泊有 19 个，东部湖群有 62 个（图 5.6-5.7）。

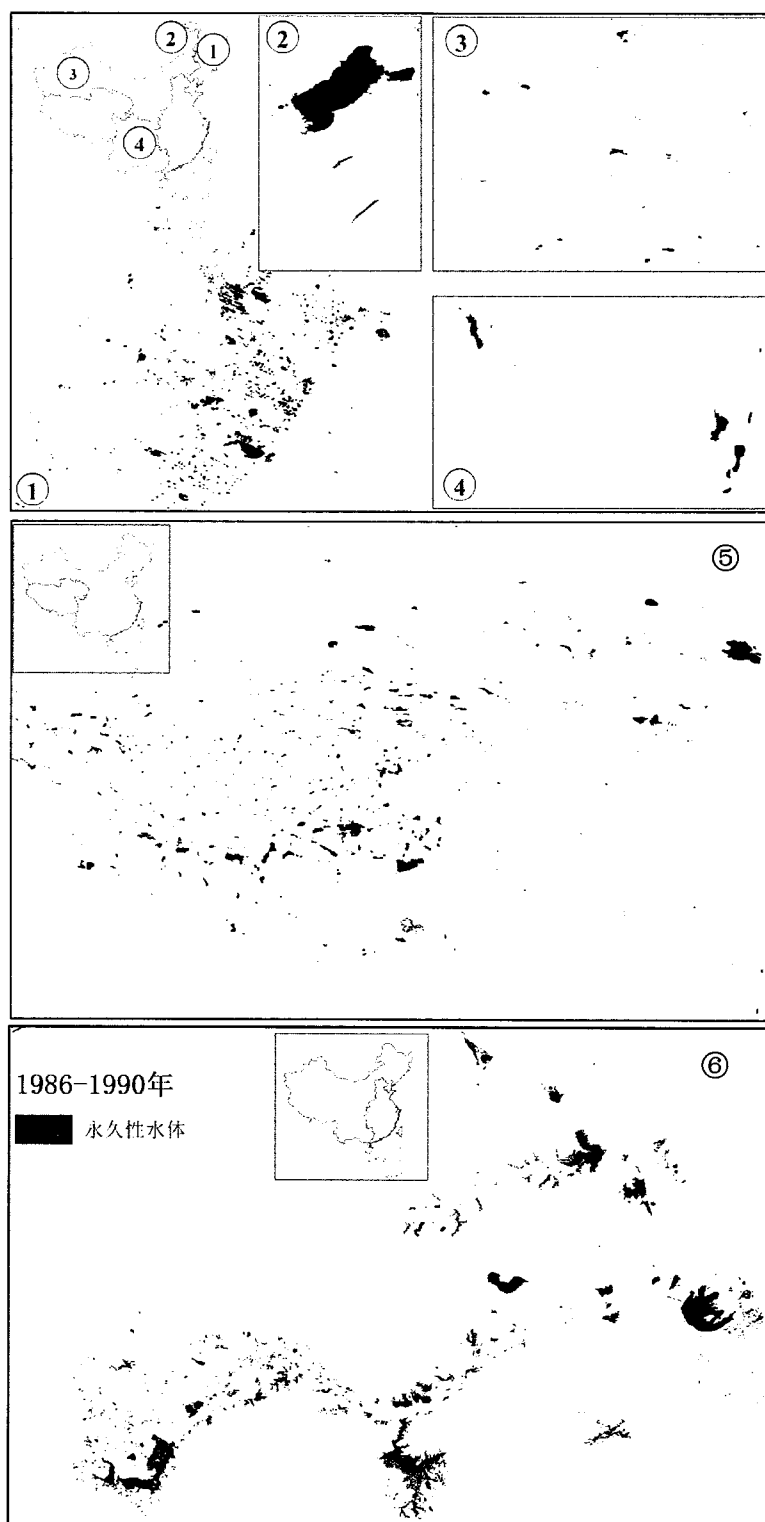


图 5.1 1986-1990 年全国湖泊面积分布，①代表东北平原地区，②代表蒙新高原东北部地区，③代表蒙新高原西北部地区，④代表云贵高原地区，⑤代表青藏高原地区，⑥代表东部平原地区

Fig. 5.1 Water surface map of China lakes in the period of 1986-1990 in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥).

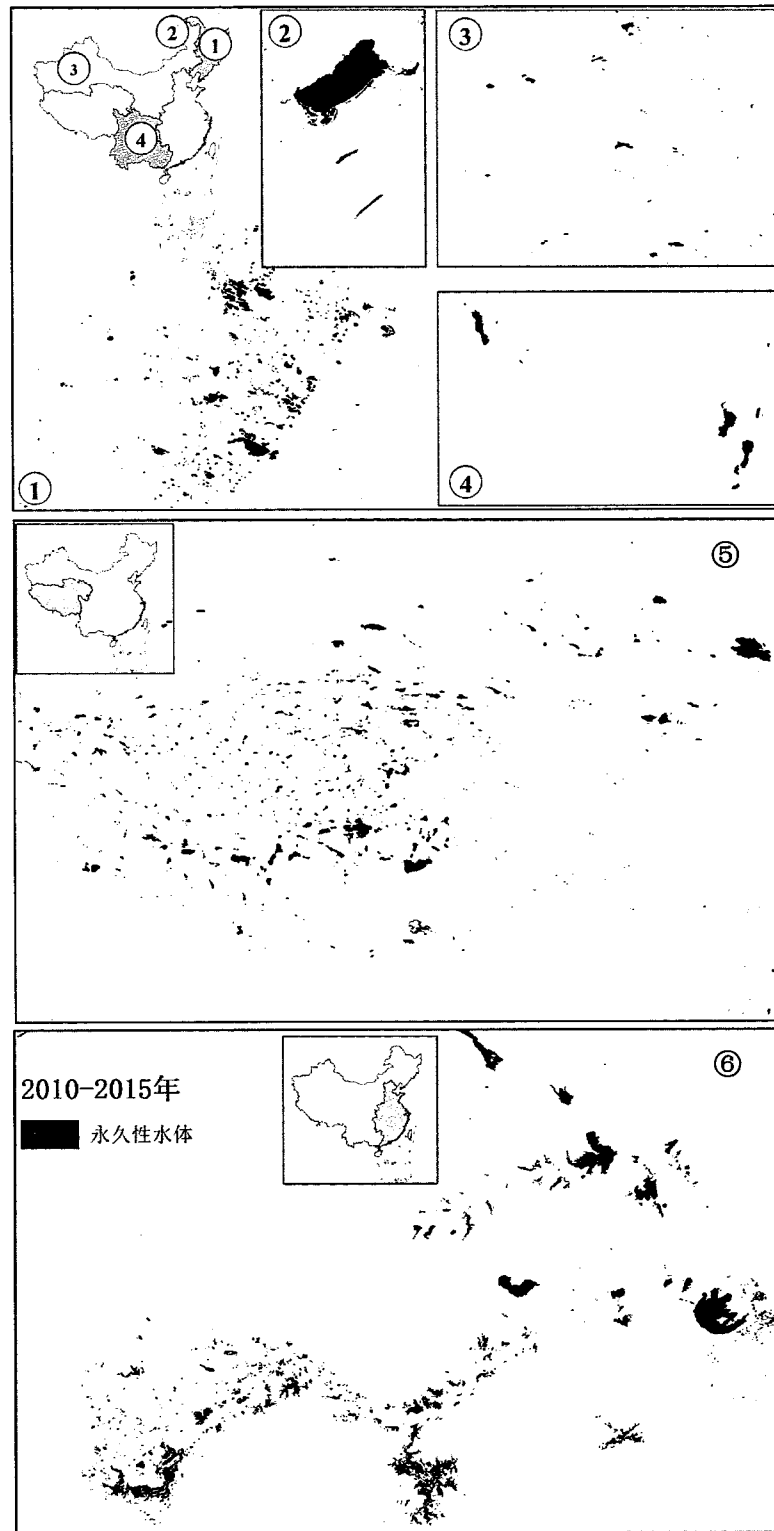


图 5.2 2010-2015 年全国湖泊面积分布，①代表东北平原地区，②代表蒙新高原东北部地区，③代表蒙新高原西北部地区，④代表云贵高原地区，⑤代表青藏高原地区，⑥代表东部平原地区

Fig. 5.2 Water surface map of China lakes in the period of 2010-2015 in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥).

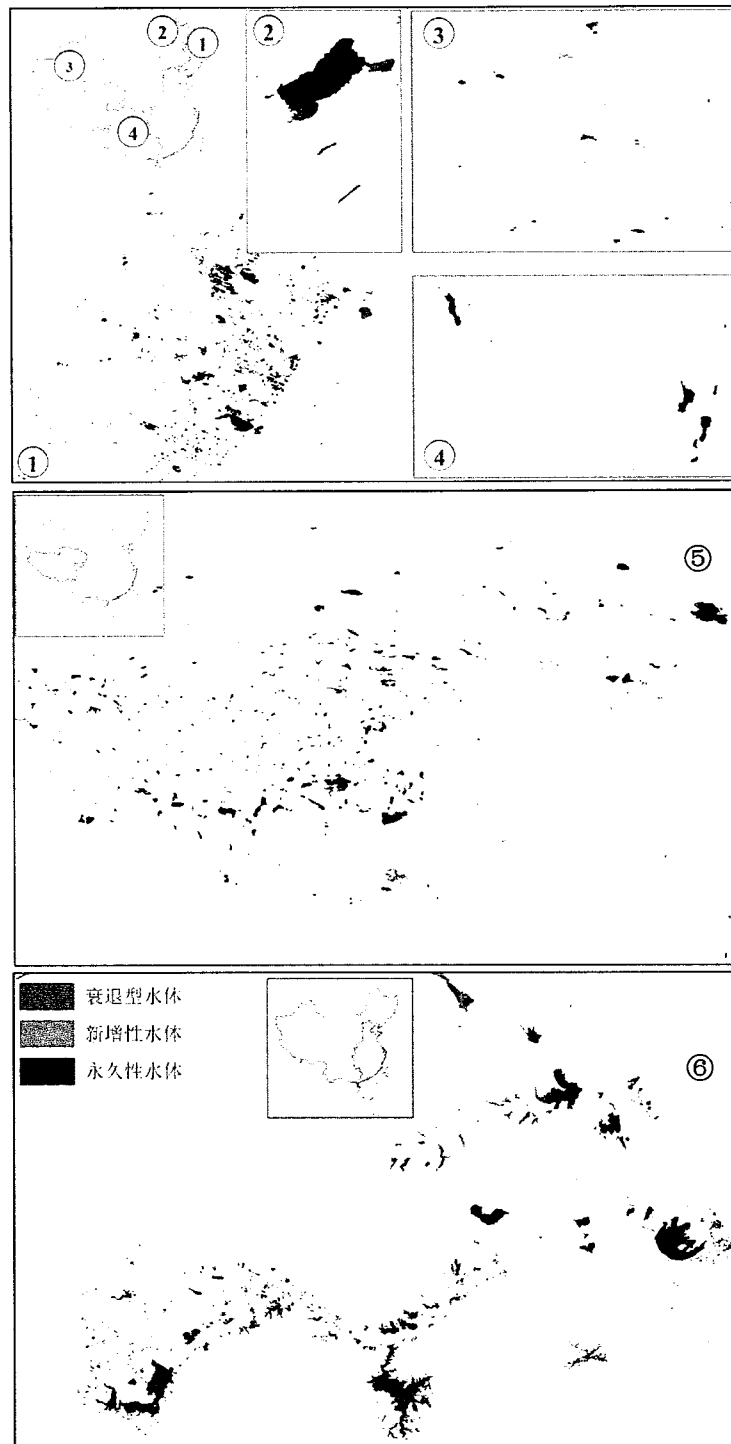


图 5.3 两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）全国湖泊面积变化分布，①代表东北平原地区，②代表蒙新高原东北部地区，③代表蒙新高原西北部地区，④代表云贵高原地区，⑤代表青藏高原地区，⑥代表东部平原地区

Fig. 5.3 Water surface change of China lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥).

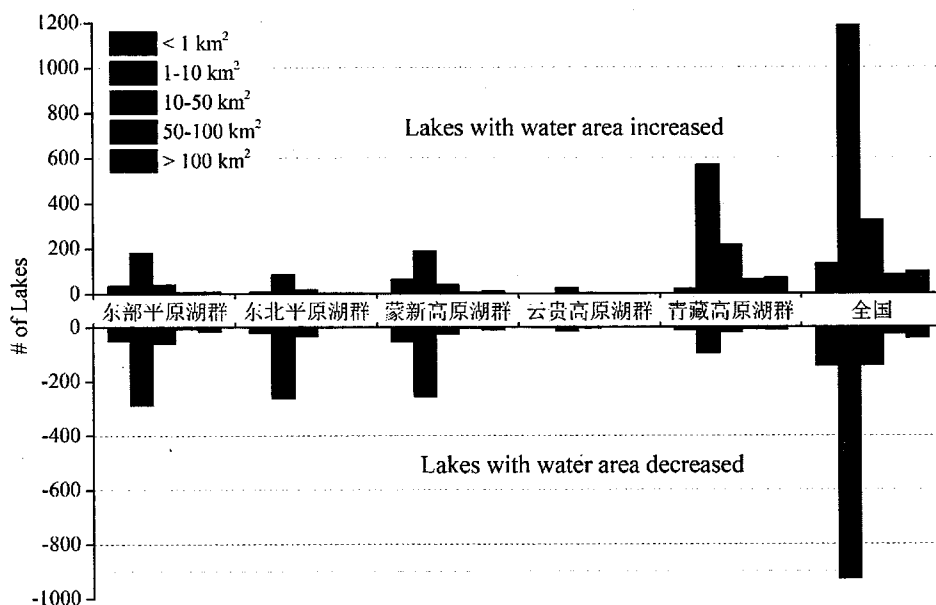


图 5.4 两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）全国不同面积湖泊面积上升和下降个数分布

Fig. 5.4 Number of China lakes with water area increased and decreased in five categories of water area ($< 1 \text{ km}^2$, $1-10 \text{ km}^2$, $10-50 \text{ km}^2$, $50-100 \text{ km}^2$ and $>100 \text{ km}^2$)

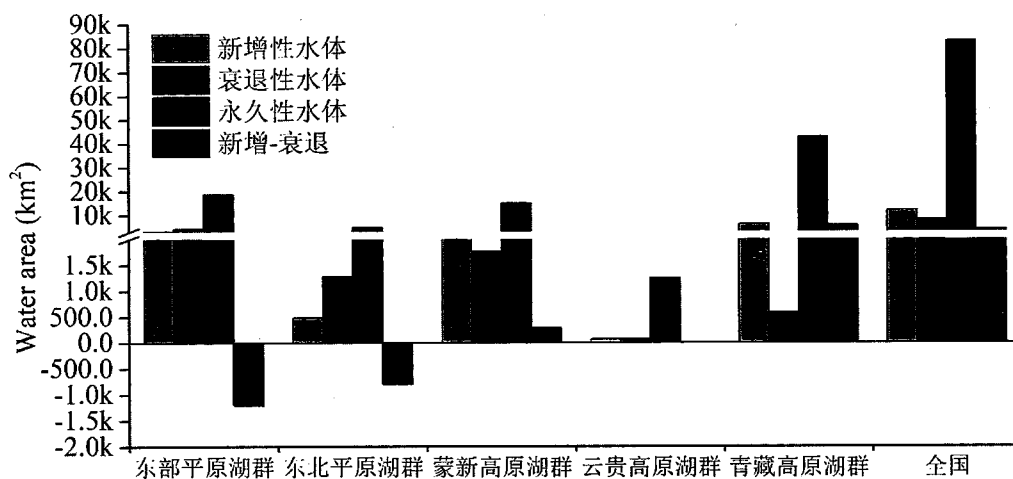


图 5.5 两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）全国不同湖区及全国面积变化分布

Fig. 5.5 Water area of China lakes in four categories (new water, lost water, permanent water and difference between new water and lost water) during two periods (1986-1990, 2010-2015)

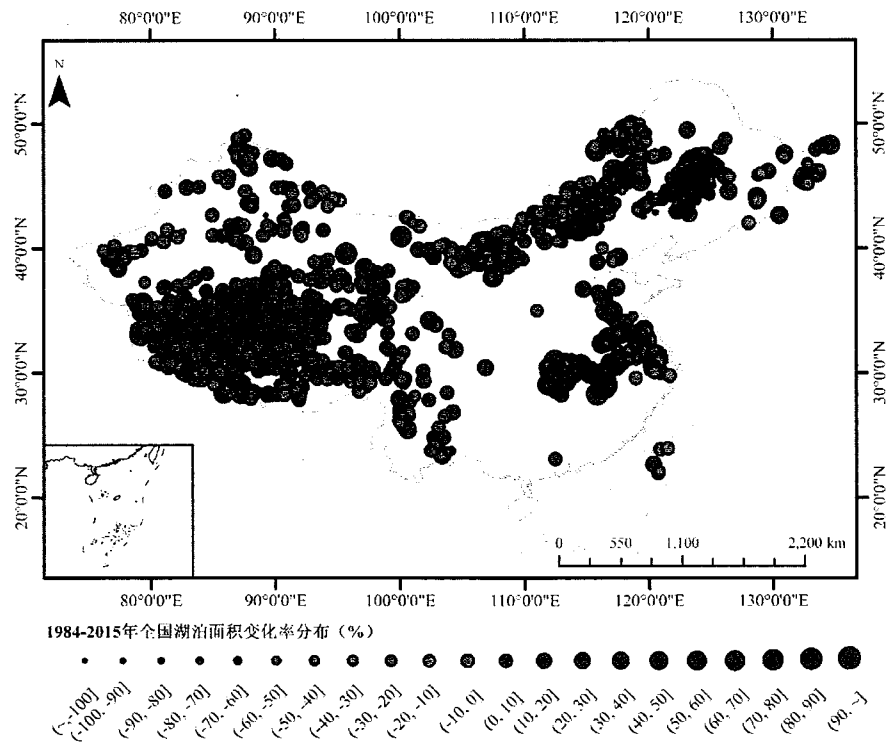


图 5.6 两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）全国湖泊面积变化率分布

Fig. 5.6 Water surface change rate of China lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015)

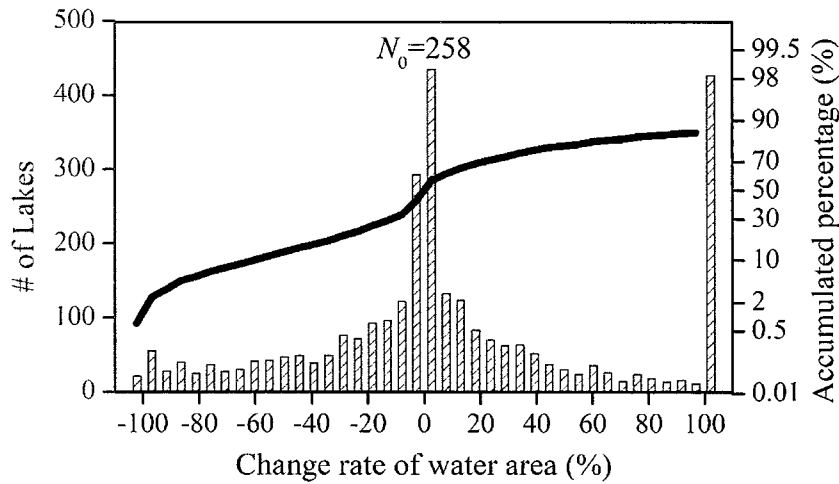


图 5.7 全国湖泊面积两时段内（1986-1990 年和 2010-2015 年）变化率分布直方图（ N_0 代表面积不变的湖泊个数）

Fig. 5.7 Histogram of water surface change rate of China lakes in two periods of 1986-1990 and 2010-2015 (N_0 represents the number of lakes with constant area)

单独分析东北湖群湖泊面积在这两个时段内分布情况(图 5.8 和图 5.9)以及东北湖群湖泊面积在这两个时段变化分布情况(图 5.10), 结果表明, 湖泊面积整体表现为下降的湖泊有 337 个, 整体表现为上升的有 121 个,

不变的有 19 个（图 5.4 和图 5.11）。新增水体面积为：483 km²，衰退面积为 1284 km²，不变水体面积为 5005 km²，水体面积整体表现为衰退，差值为 801 km²（图 5.5）。

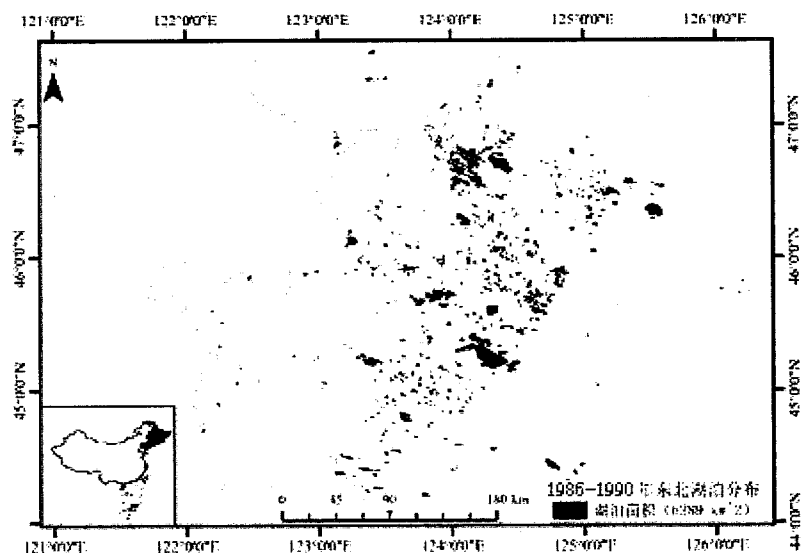


图 5.8 1986-1990 年东北平原湖泊面积分布

Fig. 5.8 Water surface map of northeast plain lakes in the period of 1986-1990

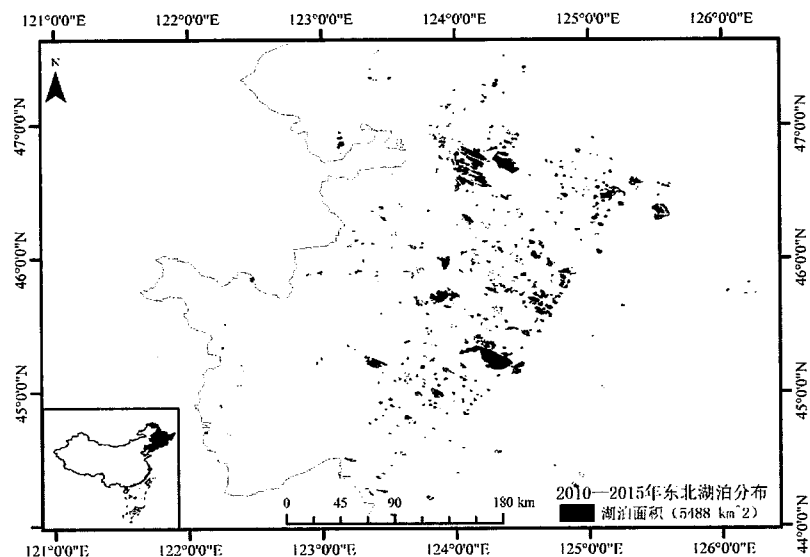


图 5.9 2010-2015 年东北平原湖泊面积分布

Fig. 5.9 Water surface map of NPL lakes in the period of 2010-2015

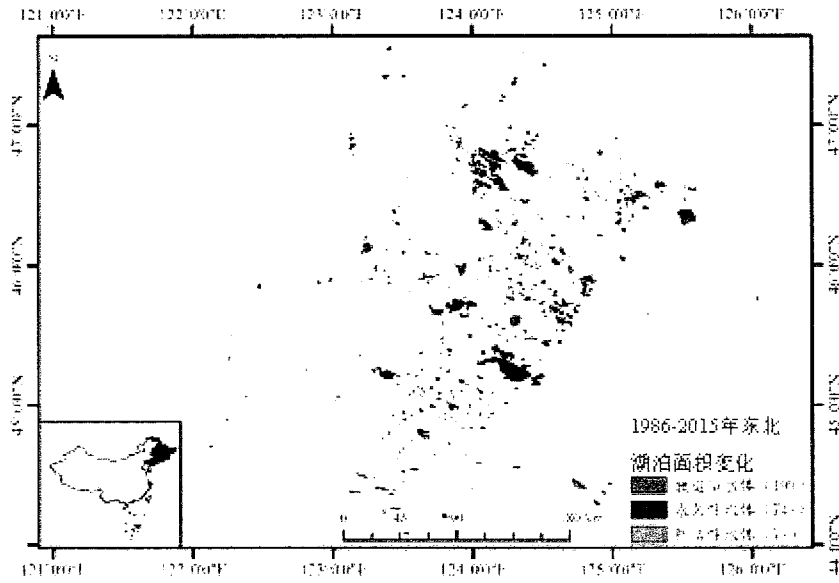


图 5.10 两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）东北平原湖泊面积变化分布

Fig. 5.10 Water surface change of NPL lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015)

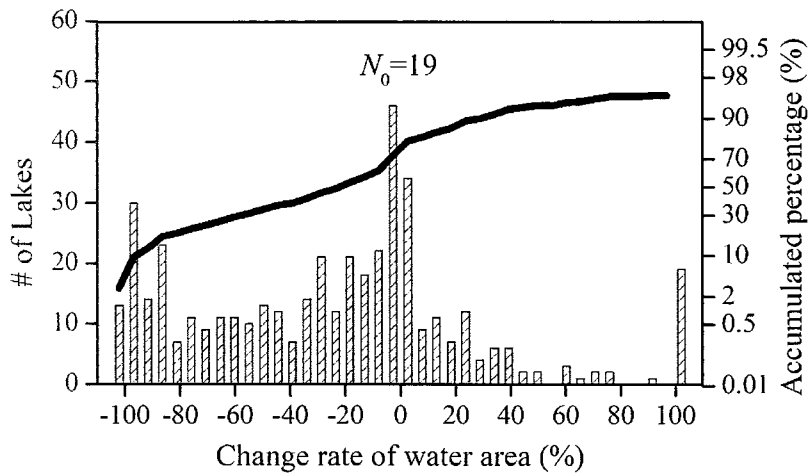


图 5.11 东北平原湖泊两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）面积变化率分布直方图

（ N_0 代表面积不变的湖泊个数）

Fig. 5.11 Histogram of water surface change rate of NPL lakes in two periods of 1986-1990 and 2010-2015 (N_0 represents the number of lakes with constant area)

东部平原湖泊在这两个时段内分布情况（图 5.12和图 5.13）以及东部平原湖泊在这两个时段面积变化分布情况（图 5.14），结果表明，东部平原湖泊面积整体表现为下降的湖泊有260个，整体表现为上升的有437个，不变的有141个（图 5.15）。新增水体面积为：3267 km²，衰退面积为4473 km²，不变水体面积

为18747 km²，水体面积整体表现为衰退，差值为1207 km²，相当于消失了半个太湖。

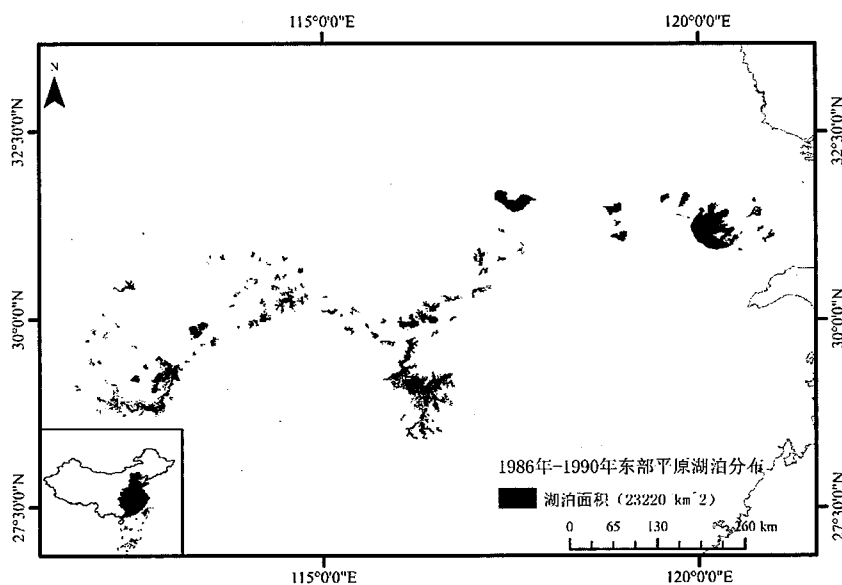


图 5.12 1986-1990 年东部平原湖泊空间分布情况

Fig. 5.12 Water surface map of EPL lakes in the period of 1986-1990

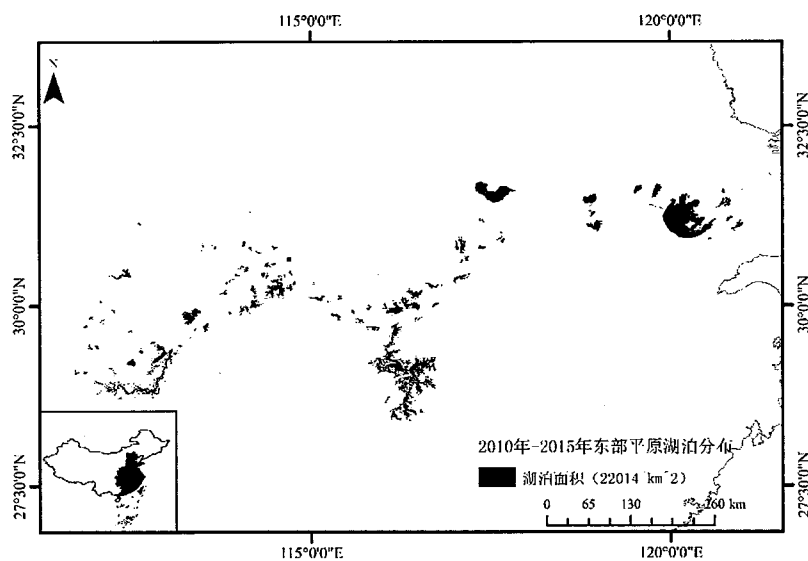


图 5.13 2010-2015 年东部平原湖泊空间分布情况

Fig. 5.13 Water surface map of EPL lakes in the period of 2010-2015

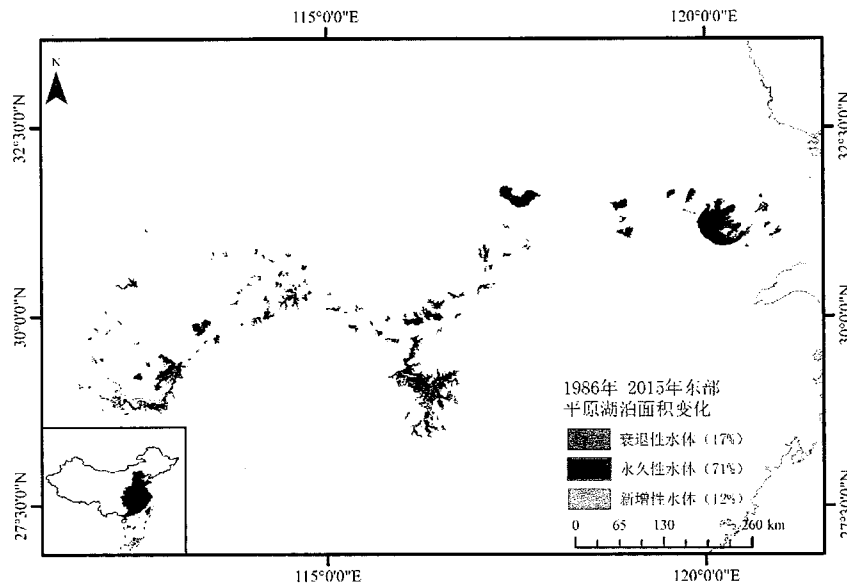


图 5.14 两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）东部平原湖泊面积变化分布

Fig. 5.14 Water surface change of EPL lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015)

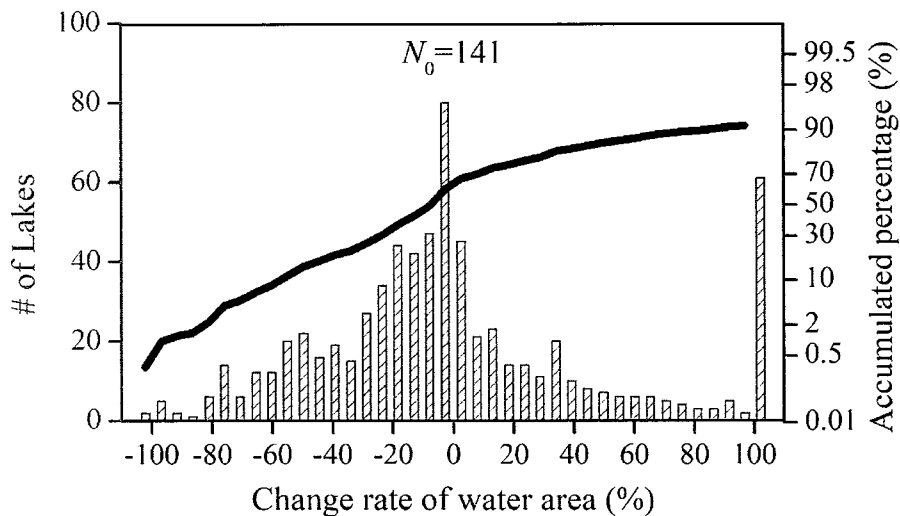


图 5.15 东部平原湖泊两时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）面积变化率分布直方图（ N_0 代表面积不变的湖泊个数）

Fig. 5.15 Histogram of water surface change rate of EPL lakes in two periods of 1986-1990 and 2010-2015 (N_0 represents the number of lakes with constant area)

单独分析蒙新高原湖群湖泊在这两个时段内分布情况（图 5.16 和图 5.17）以及蒙新高原湖群湖泊在这两个时段面积变化分布情况（图 5.18），结果表明，湖泊面积整体表现为下降的有 351 个，整体表现为上升的有 319 个，水体面积不变的有 84 个（图 5.4 和图 5.19）。新增水体面积为：2048 km²，衰退面积为 1761 km²，不变水体面积为 15123 km²，水体面积整体表

现为增加，差值为 288 km^2 （图 5.5）。

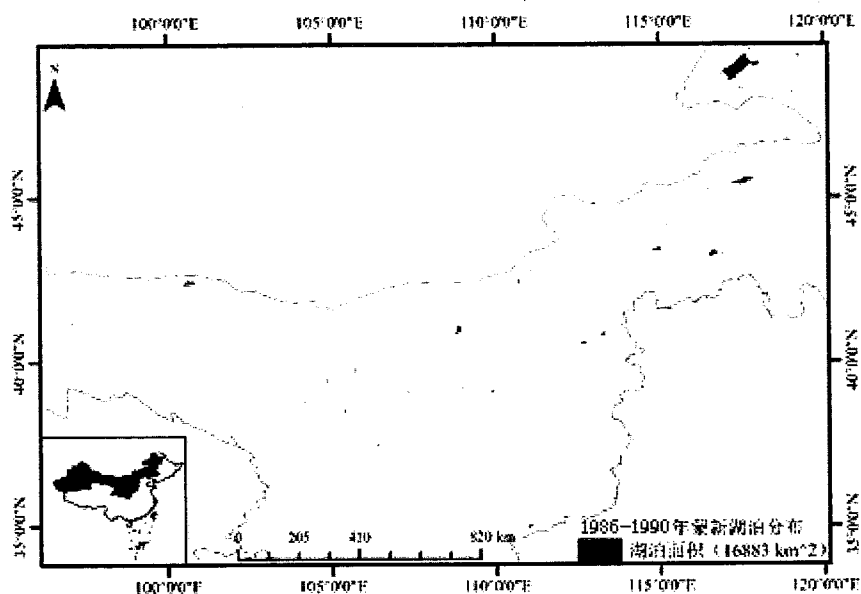


图 5.16 1986-1990 年蒙新高原湖群湖泊空间分布情况

Fig. 5.16 Water surface map of IMXL lakes in the period of 1986-1990

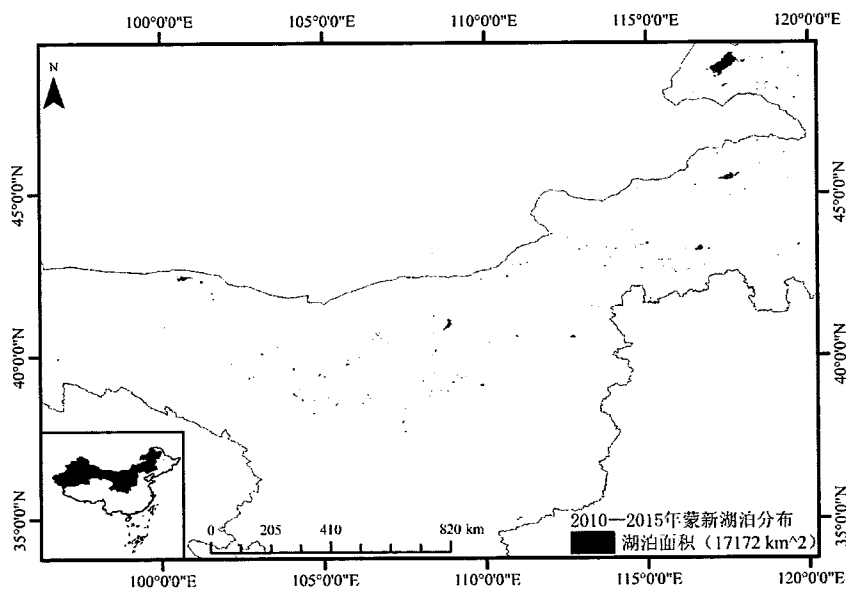


图 5.17 2010-2015 年蒙新高原湖群湖泊空间分布情况

Fig. 5.17 Water surface map of IMXL lakes in the period of 2010-2015

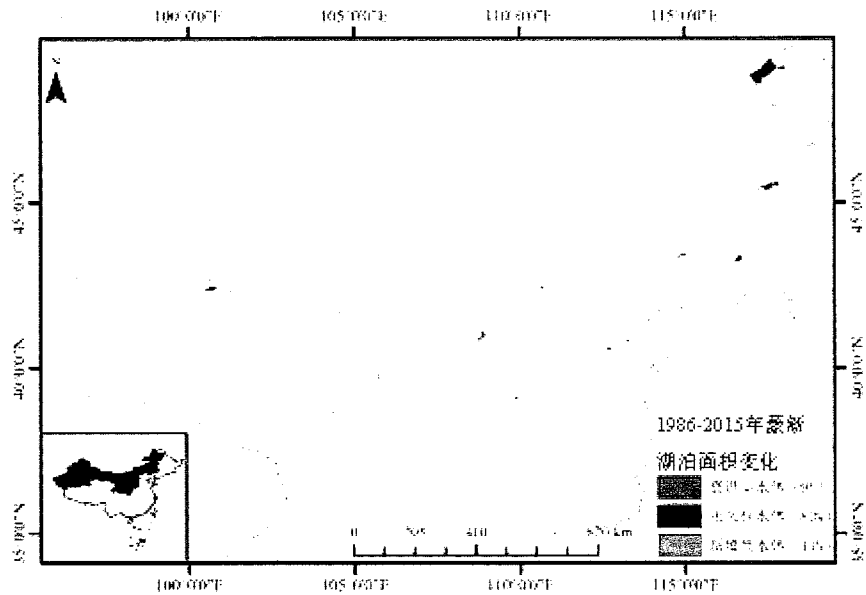


图 5.18 两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）蒙新高原湖泊面积变化分布

Fig. 5.18 Water surface change of IMXL lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015)

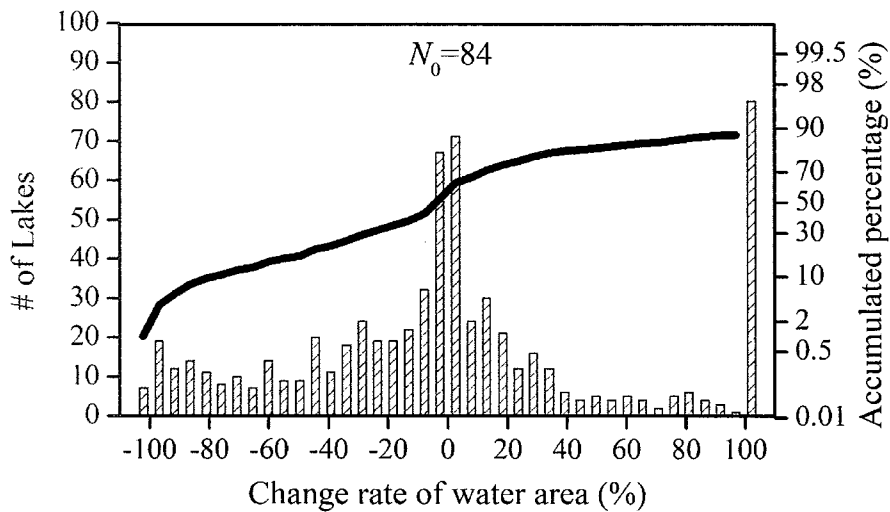


图 5.19 蒙新高原湖泊两时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）面积变化率分布直方图（ N_0 代表面积不变的湖泊个数）

Fig. 5.19 Histogram of water surface change rate of IMXL lakes in two periods of 1986-1990 and 2010-2015 (N_0 represents the number of lakes with constant area)

单独分析青藏高原湖群湖泊在这两个时段内分布情况（图 5.20 和图 5.21）以及青藏高原湖群湖泊在这两个时段面积变化分布情况（图 5.22），结果表明，湖泊面积整体表现为下降的湖泊有 143 个，整体表现为上升的有 938 个，水体面积不变的有 13 个（图 5.4 和图 5.23）。新增水体面积

为: 6232 km^2 , 衰退面积为 570 km^2 , 不变水体面积为 42758 km^2 , 水体面积整体表现为增加, 差值为 5662 km^2 (图 5.5)。

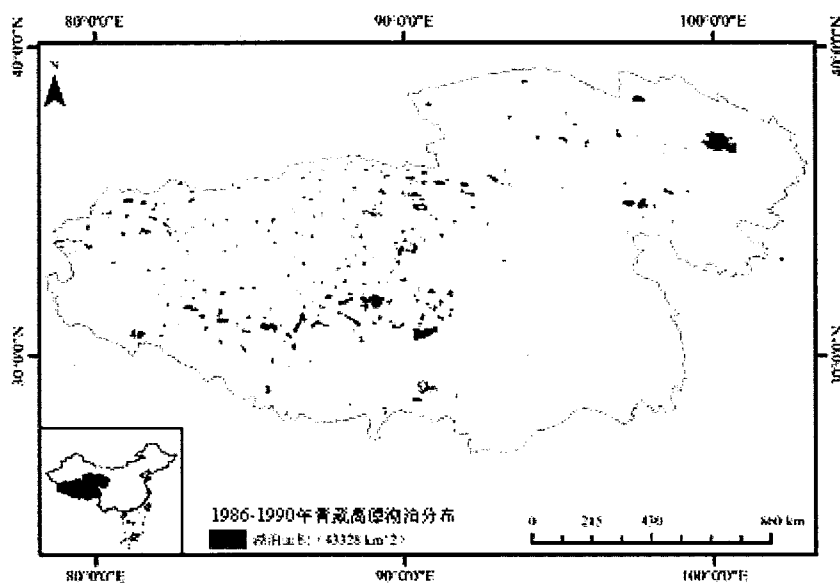


图 5.20 1986-1990 年青藏高原湖群湖泊空间分布情况

Fig. 5.20 Water surface map of TPL lakes in the period of 1986-1990

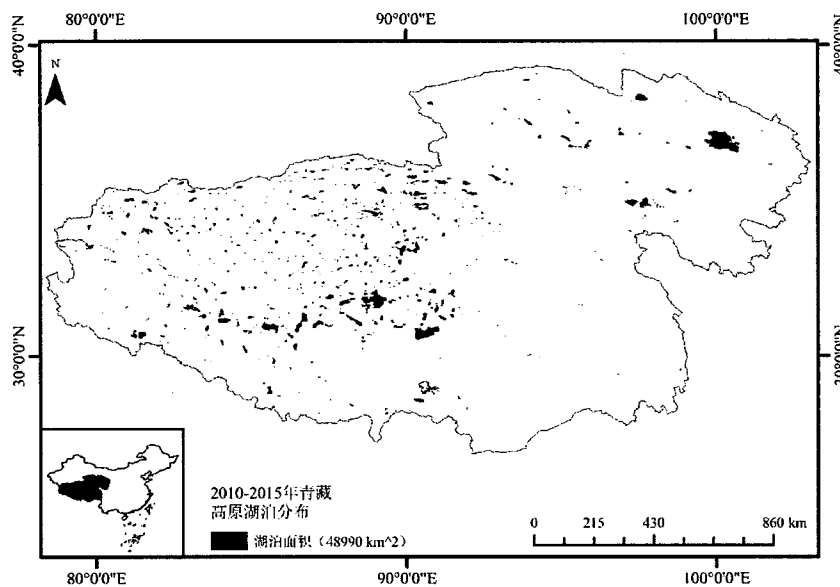


图 5.21 2010-2015 年青藏高原湖泊空间分布情况

Fig. 5.21 Water surface map of TPL lakes in the period of 2010-2015

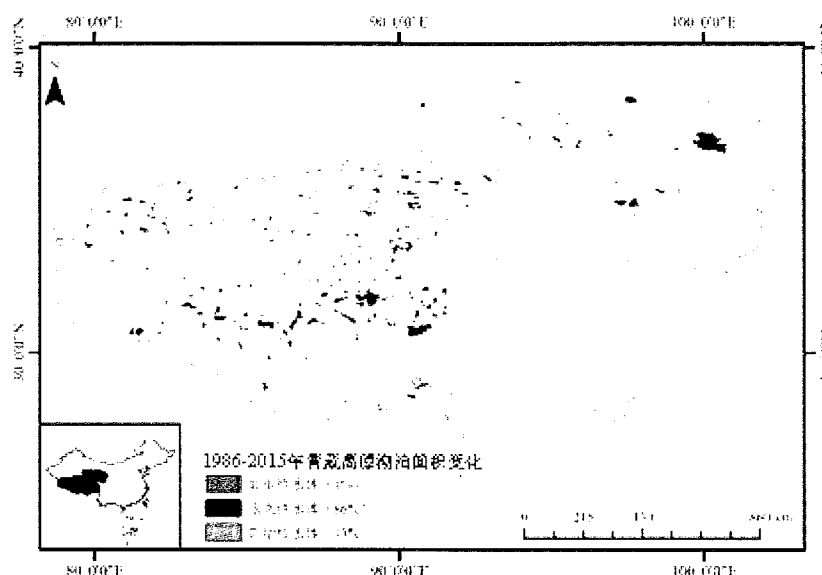


图 5.22 两个时段（1986-1990 年和 2010-2015 年）青藏高原湖泊面积变化分布

Fig. 5.22 Water surface change of TPL lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015)

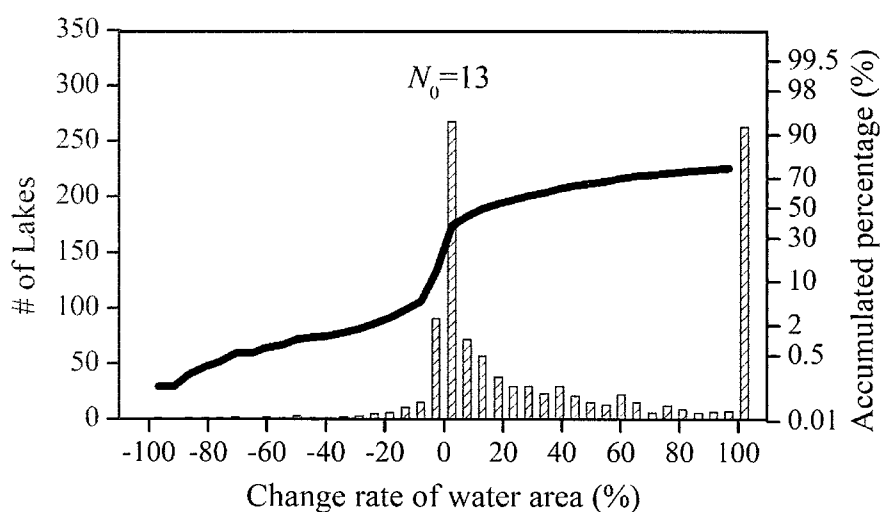


图 5.23 青藏高原湖泊面积变化率分布直方图 (N_0 代表面积不变的湖泊个数)

Fig. 5.23 Histogram of water surface change rate of TPL lakes in two periods of 1986-1990 and 2010-2015 (N_0 represents the number of lakes with constant area)

此外，我们重点研究了长江中下游典型湖泊面积变化情况，结果表明洪湖水体消失面积为 37 km^2 （图 5.24），菜子湖消失水体面积为 43 km^2 （图 5.25），泊湖消失水体面积为 29 km^2 （图 5.26），洞庭湖消失面积为 798 km^2 （图 5.27），斧头湖消失水体面积为 33 km^2 （图 5.28），石臼湖水体消失面积为 33 km^2 （图 5.29），鄱阳湖水体消失的面积为 639 km^2 （图 5.30），黄大湖水体消失的面积为 69 km^2 （图 5.31），龙感湖消失

水体面积为 60 km^2 (图 5.32), 南漪湖消失水体面积为 23 km^2 (图 5.33)。湖泊水面积的消失, 意味着湖泊生态的缩减, 这些消失的水域可作为未来生态空间扩增的区域, 研究水面的变化可以为湖泊生态恢复和生态空间扩容提供具体参考。

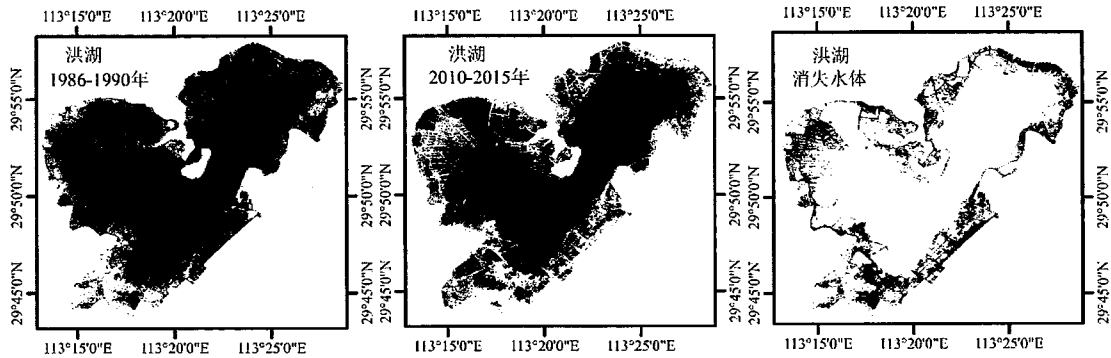


图 5.24 洪湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.24 Map of water surface in two periods and disappearance area of Honghu Lake

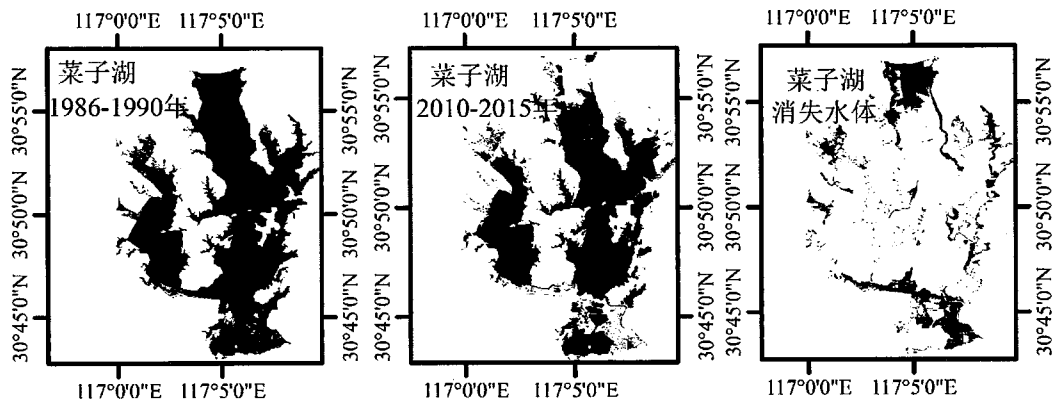


图 5.25 菜子湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.25 Map of water surface in two periods and disappearance area of Caizihu Lake

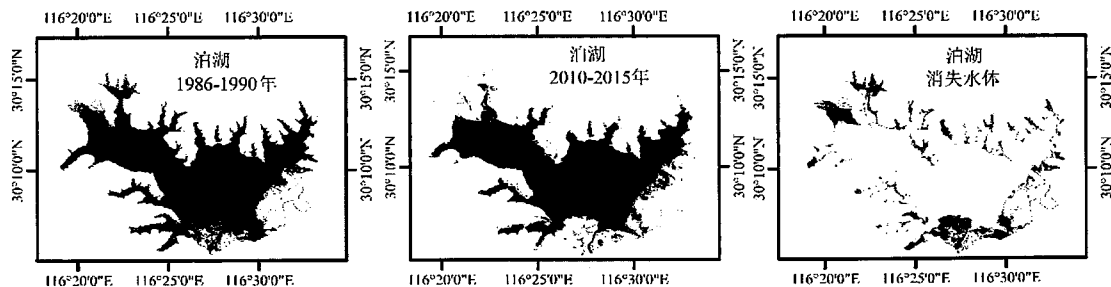


图 5.26 泊湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.26 Map of water surface in two periods and disappearance area of Puhu Lake

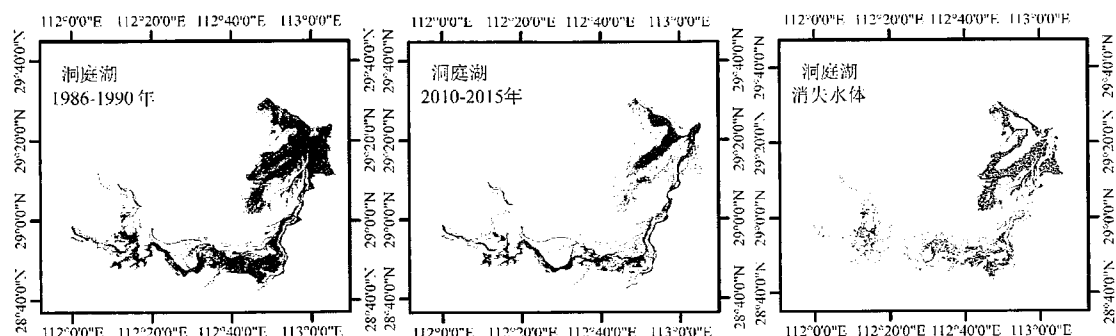


图 5.27 洞庭湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.27 Map of water surface in two periods and disappearance area of Dongtinghu Lake

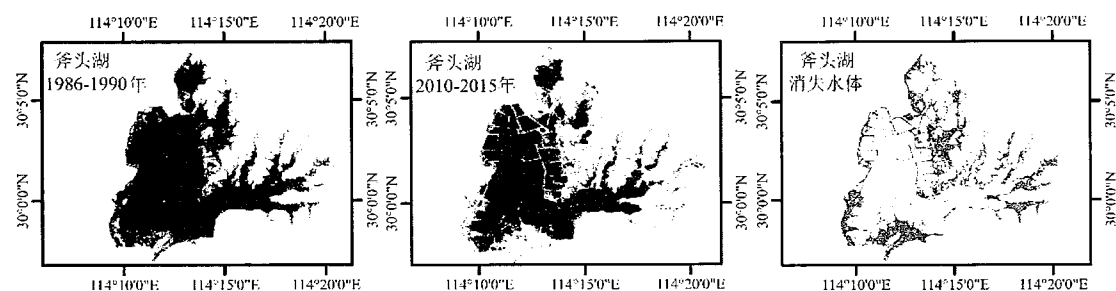


图 5.28 斧头湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.28 Map of water surface in two periods and disappearance area of Futouhu Lake

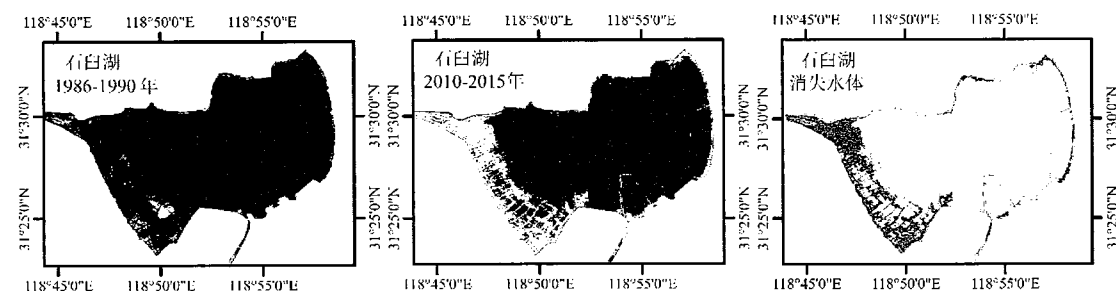


图 5.29 石臼湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.29 Map of water surface in two periods and disappearance area of Shijiuhu Lake

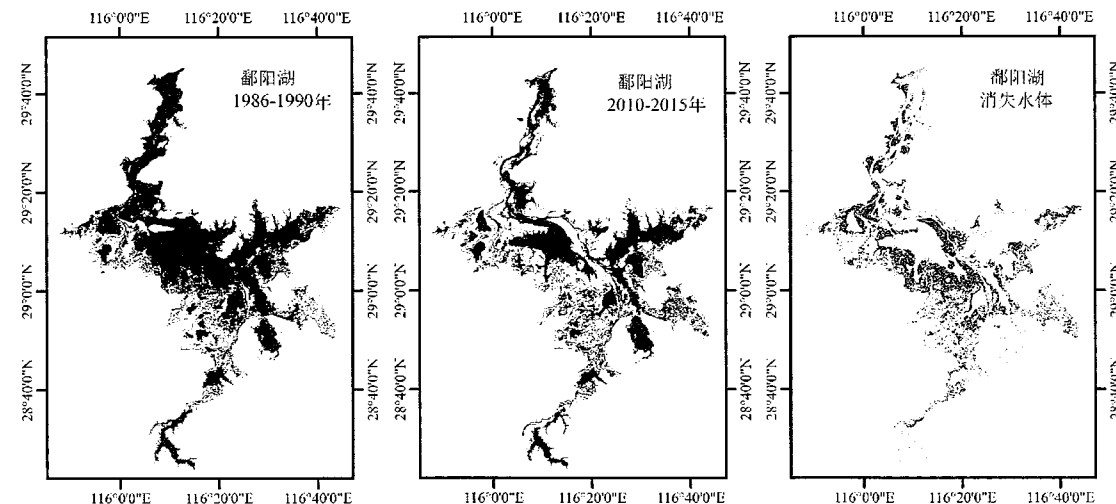


图 5.30 鄱阳湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.30 Map of water surface in two periods and disappearance area of Poyanghu Lake

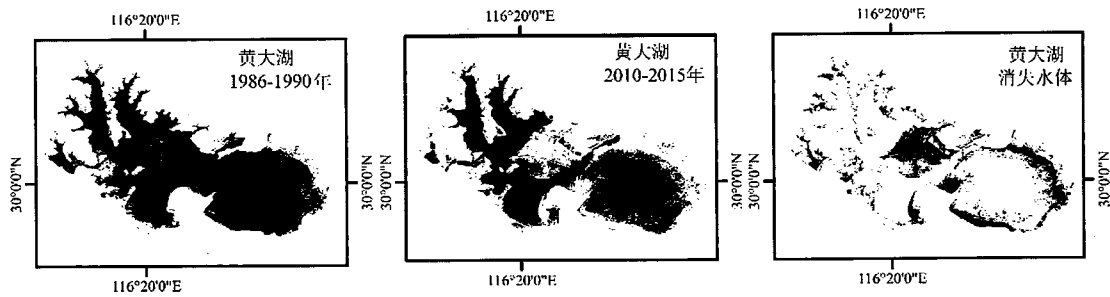


图 5.31 黄大湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.31 Map of water surface in two periods and disappearance area of Hangdahu Lake

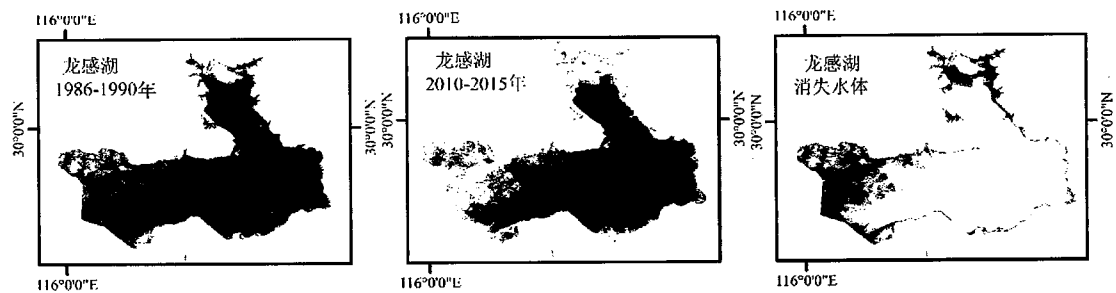


图 5.32 龙感湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.32 Map of water surface in two periods and disappearance area of Longgan Lake

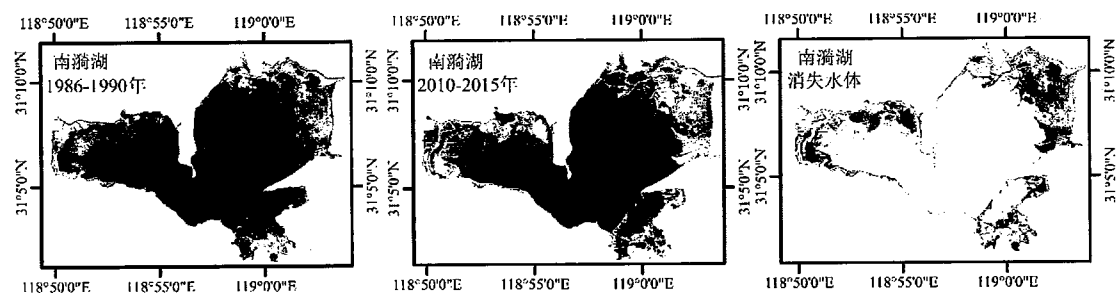


图 5.33 南漪湖水面在两个时段分布以及水体消失区域

Fig. 5.33 Map of water surface in two periods and disappearance area of Nanyi Lake

5.2 降雨与风速时空分布

我国降雨空间变化显著（图 5.34），南方降雨显著高于北方降雨，从各省来看降雨量最低的是新疆，降雨量较高的四个省分别是福建、广东、海南和江西省（图 5.34）。各湖区降雨量年内变化显著，1-7 月份各湖区降雨量逐渐增大，随后降雨量逐渐减小（图 5.35 和图 5.36）。东部湖区以及云贵高原湖区降雨量显著高于其他湖区，青藏高原湖区降雨量呈现增加

的趋势 ($P>0.05$, $R=0.15$), 多年平均增长率为: 0.45 mm yr^{-1} ; 蒙新高原湖区降雨量呈现增加的趋势 ($P>0.05$, $R=0.28$), 多年平均增长率为: 1.04 mm yr^{-1} ; 东北平原湖区降雨量呈现下降的趋势 ($P>0.05$, $R=-0.15$), 多年平均下降速率为: 1.1 mm yr^{-1} ; 东部平原湖区降雨量呈现显著上升的趋势 ($P<0.05$, $R=0.35$), 多年平均增长率为: 2.3 mm yr^{-1} ; 云贵高原湖区降雨量呈现下降的趋势 ($P>0.05$, $R=-0.08$), 多年平均下降速率为: 0.53 mm yr^{-1} ; 全国降雨量呈现上升的趋势 ($P>0.05$, $R=0.30$), 多年平均增长率为: 1.23 mm yr^{-1} (图 5.37)。

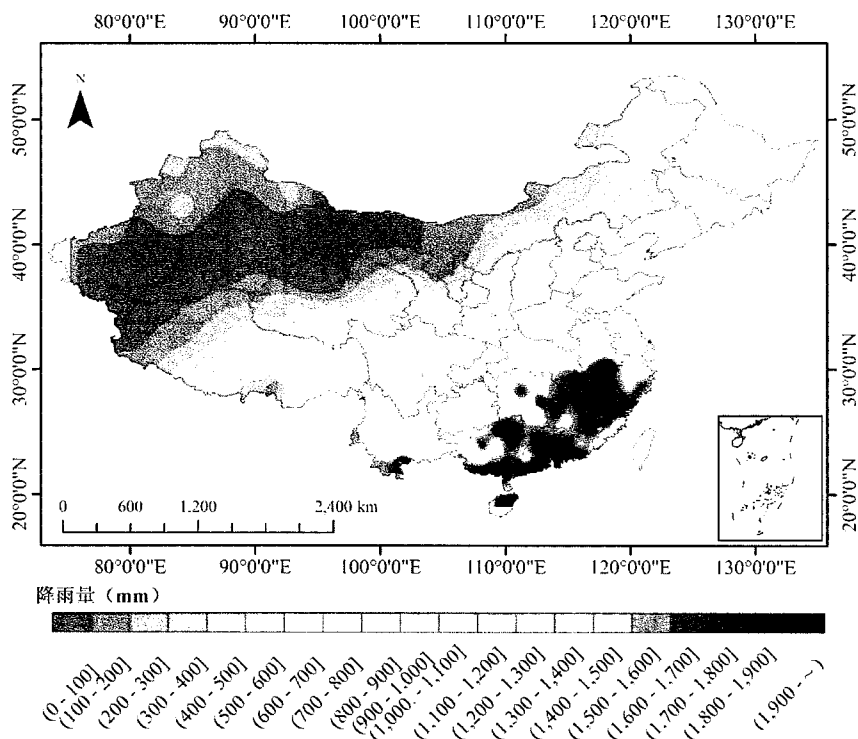


图 5.34 全国降雨量均值空间分布

Fig. 5.34 Spatial distribution of mean precipitation

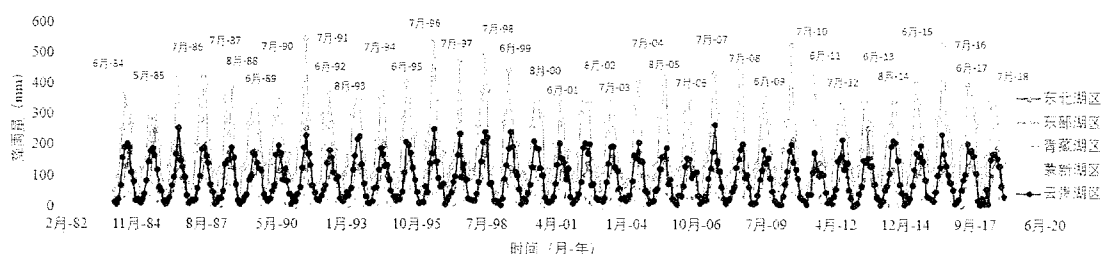


图 5.35 我国各湖区降雨量长时间变化

Fig. 5.35 Long-term variation of precipitation in each lake zone

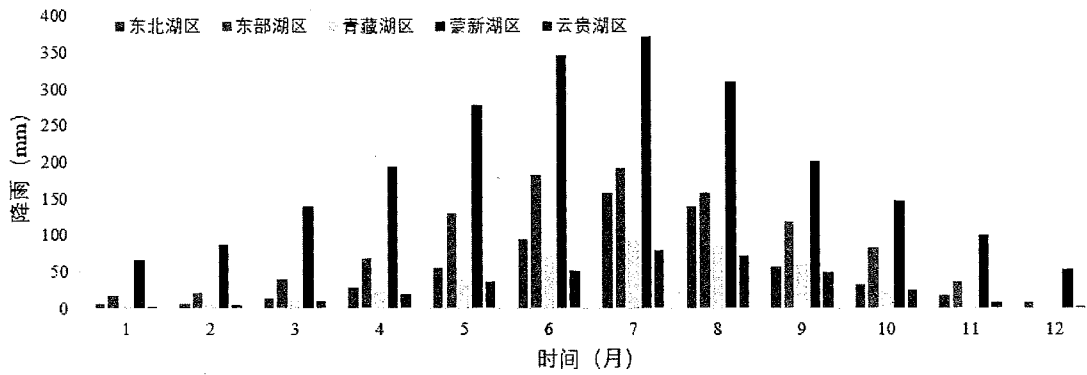


图 5.36 我国各湖区降雨量月变化

Fig. 5.36 Monthly variation of precipitation in each lake zone

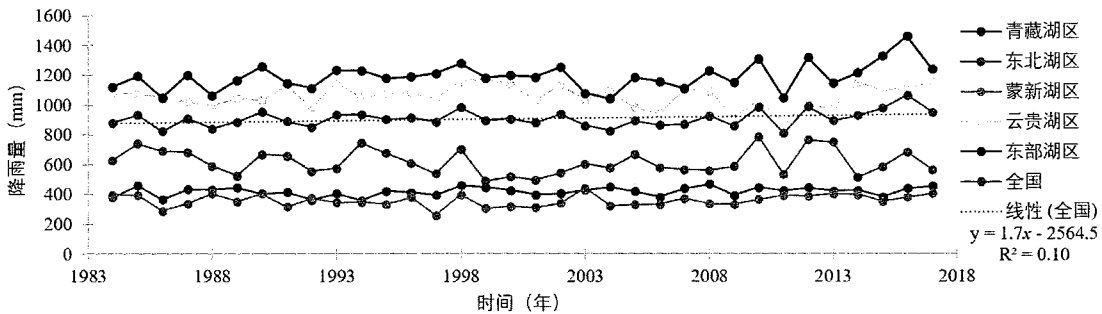


图 5.37 我国各湖区降雨量年变化

Fig. 5.37 Long-term annual variation of precipitation in each lake zone and China

我国平均两分钟风速空间变化显著（图 5.38），北方地区和东北地区风速显著高于我国中部和南部地区，东南沿海地区风速显著高于非沿海地区。从各省来看，风速最低的是重庆，风速较高的省包括天津、辽宁、吉林、上海、江苏、安徽和山东省等（图 5.38）。全国各省风速年均值变化显著，其中有 20 个（65%）省风速年均值呈现显著性下降的趋势。对各湖区风速进行统计分析，结果表明，各湖区风速年内变化显著，东北平原和蒙新高原湖区风速显著高于其他地区，风速最大值主要集中在每年的 4 月份（图 5.39 和图 5.40）。除了云贵高原湖区风速呈上升趋势（上升速率为 $0.2 \text{ cm}/(\text{syr})$ ）以外，其他湖区（东北平原、东部平原、青藏高原、蒙新高原以及全国）风速均呈逐年下降的趋势，下降速率分别为： $1.1 \text{ cm}/(\text{syr})$ 、 $1.3 \text{ cm}/(\text{syr})$ 、 $1.1 \text{ cm}/(\text{syr})$ 、 $0.3 \text{ cm}/(\text{syr})$ 和 $0.7 \text{ cm}/(\text{syr})$ 。并且东北平原湖区、青藏高原湖区和东部平原湖区风速逐年变化显著（ $P < 0.05$ ， $R < -0.32$ ），相关系数分别为 -0.71 ， -0.69 和 -0.92 （图 5.41）。

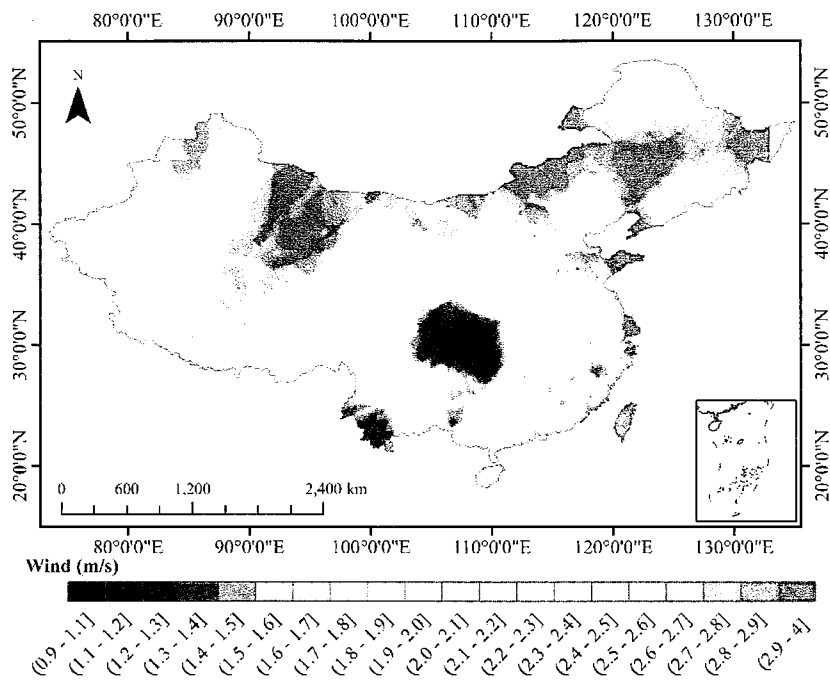


图 5.38 全国风速均值空间分布

Fig. 5.38 Spatial distribution of mean wind speed

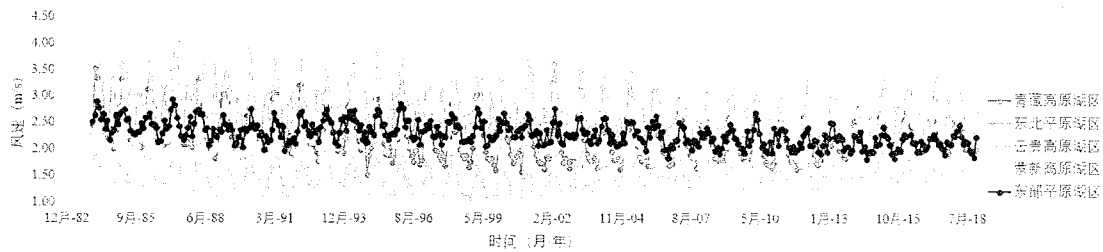


图 5.39 我国各湖区风速长时间变化

Fig. 5.39 Long-term variation of wind speed in each lake zone

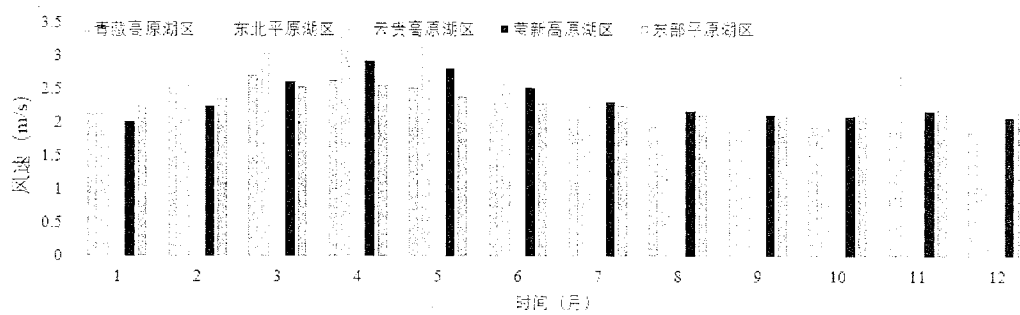


图 5.40 我国各湖区风速月变化

Fig. 5.40 Monthly variation of wind speed in each lake zone

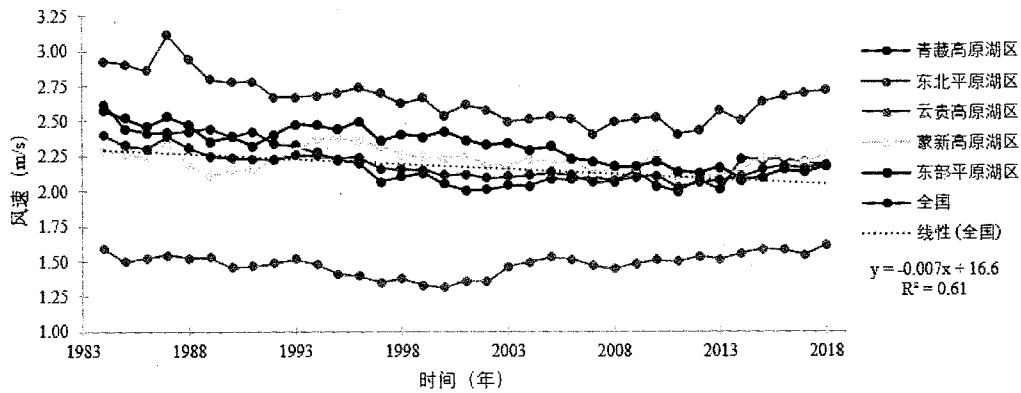
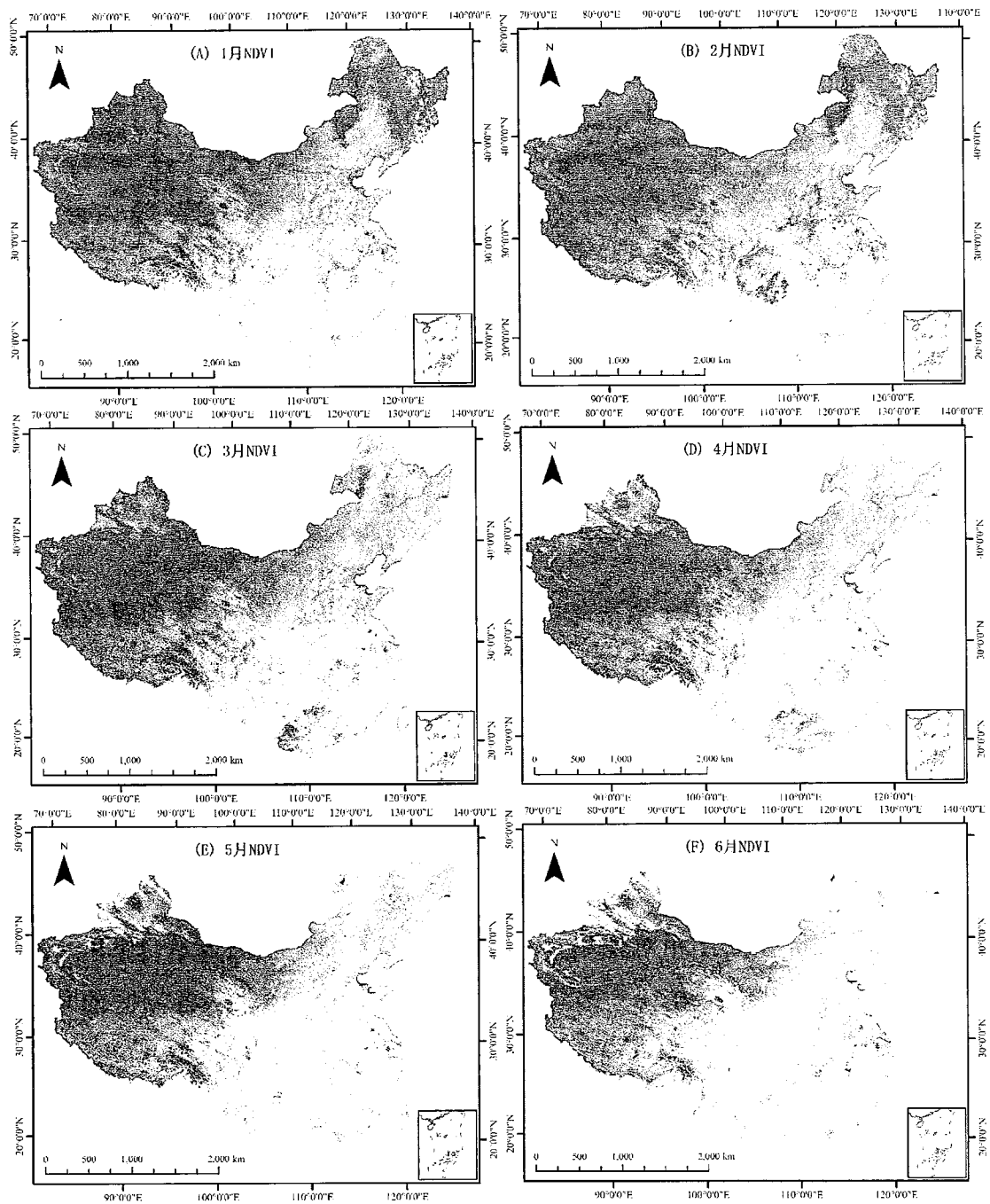


图 5.41 我国各湖区风速年变化

Fig. 5.41 Long-term annual variation of wind speed in each lake zone and China

5.3 NDVI时空分布

整体来看我国 NDVI 指数年内变化显著，每年一月份，从西藏拉萨和云南丽江接壤位置到黄河口的连线将 NDVI 一分为二，这条连线以北，NDVI 相对较低，这条连线以南，NDVI 相对较高，从 1 月至 8 月，这条分界线逐渐往北偏移，随后的 8-12 月份，这条分界限逐渐恢复到原来的位置（图 5.42）。我们选择一年中均值最大的月份（8 月）并获取 1998、2001、2004、2007、2010 以及 2014 年 NDVI 空间分布情况，相比年内变化，NDVI 的年际变化相对较小（图 5.43），NDVI 年均值从 1999 年的 0.35 增加到 2014 年的 0.38，多年平均增长率为 0.0018。从各湖区角度来看，东部湖区和云贵高原湖区 NDVI 指数显著高于东北平原湖区，而东北平原湖区 NDVI 值显著高于蒙新高原湖区以及青藏高原湖区（图 5.44）。五大湖区 NDVI 年内变化显著，并具有明显的周期性特点（图 5.44），五大湖区以及全国 NDVI 指数呈现不断增大的趋势，且与时间显著性相关（ $P < 0.05$ ， $R > 0.47$ ），相关系数为 0.61（东北平原湖区）、0.84（东部平原湖区）、0.66（蒙新高原湖区）、0.79（云贵高原湖区）、0.51（青藏高原湖区）以及 0.81（全国），其中极显著性相关（ $P < 0.01$ ， $R > 0.59$ ）的有东北平原湖区、东部平原湖区、蒙新高原湖区、云贵高原湖区以及全国（图 5.45）。从各省角度来看，江苏和上海 NDVI 年变化呈现下降的趋势，其他各省植被年变化均呈现增加的趋势（图 5.46）。



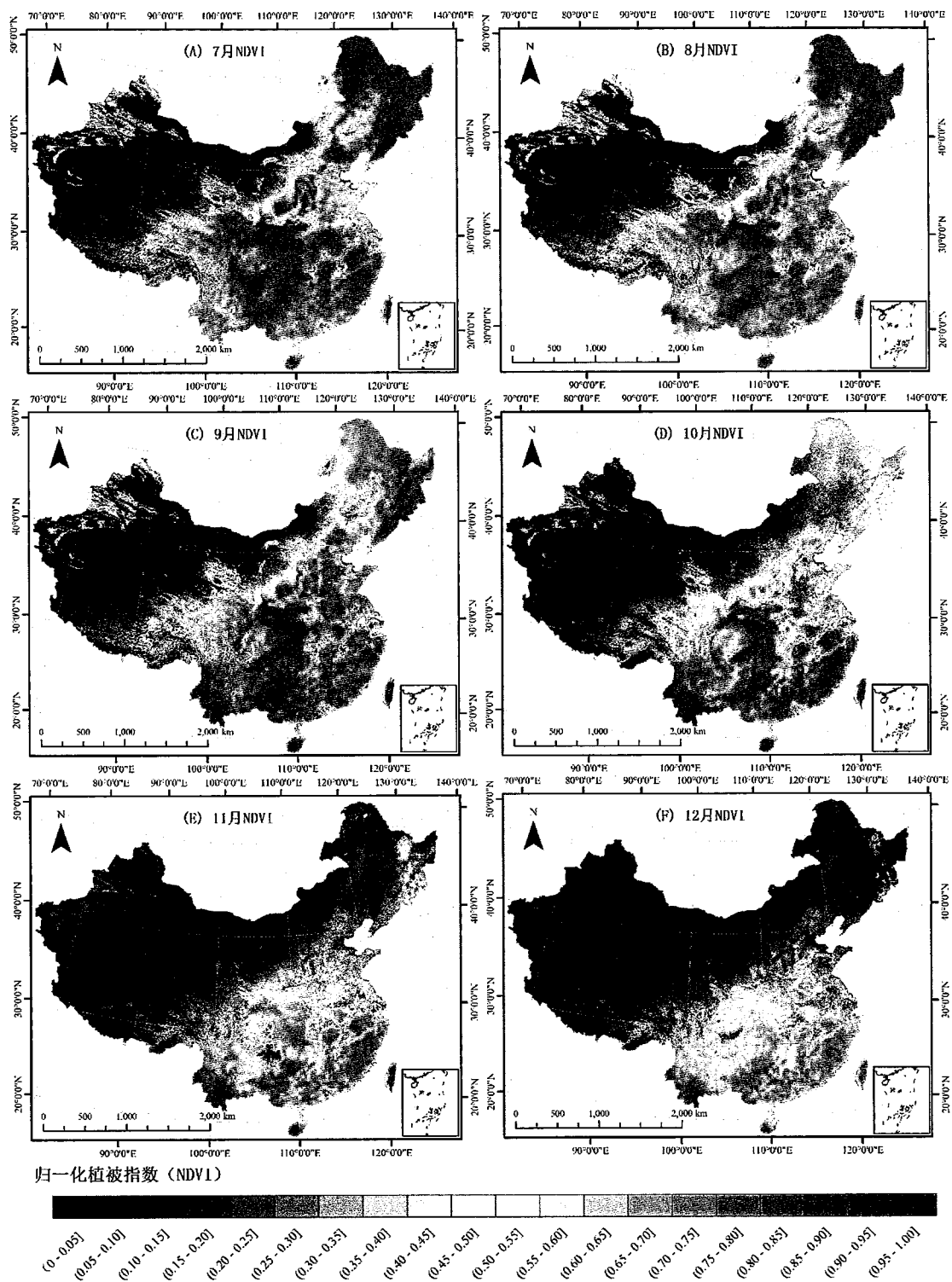


图 5.42 我国归一化植被指数逐月均值分布

Fig. 5.42 Monthly distribution of normalized vegetation index in China

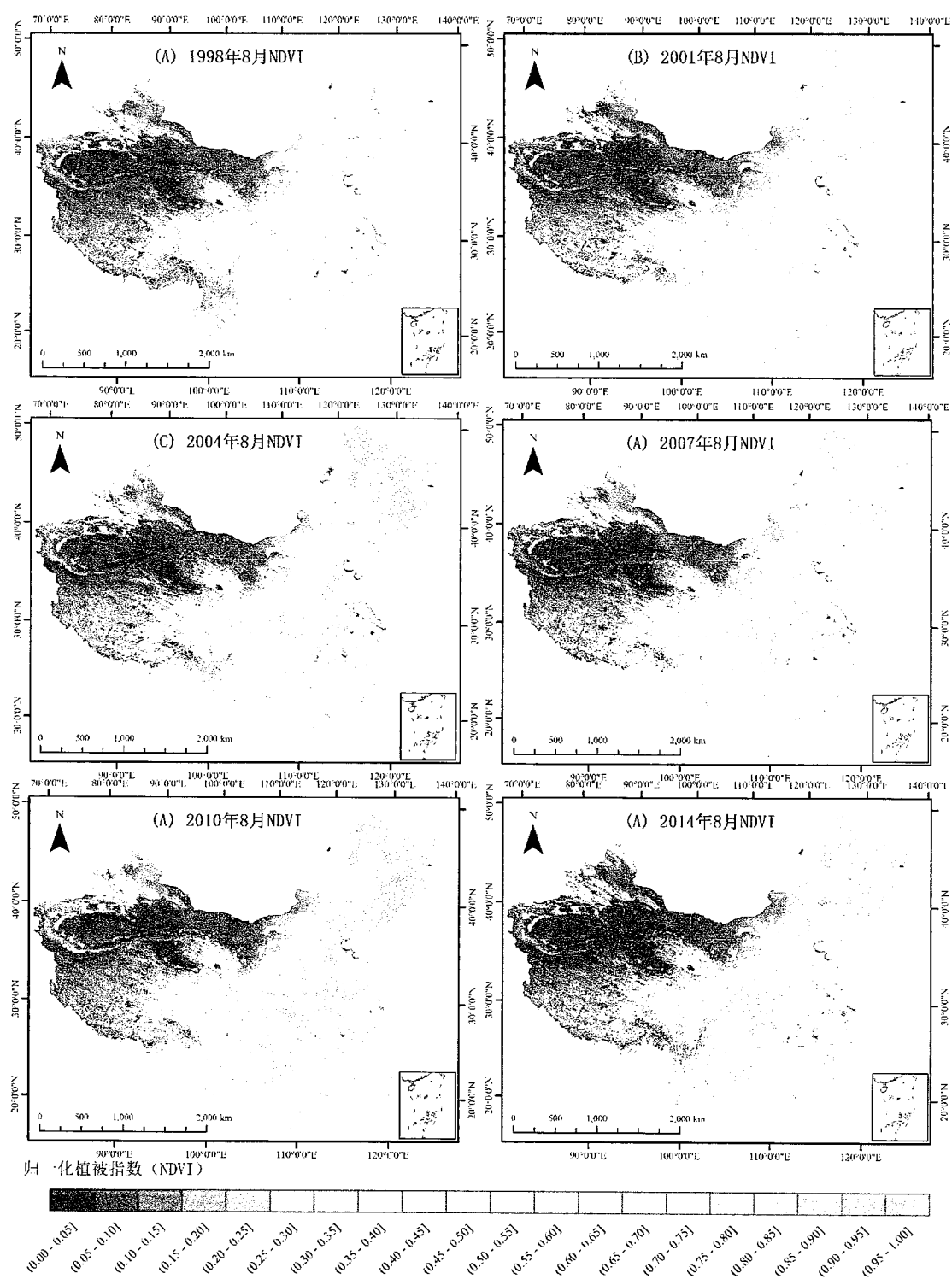


图 5.43 我国 8 月归一化植被指数逐年分布

Fig. 5.43 Annual distribution of normalized vegetation index in August of China

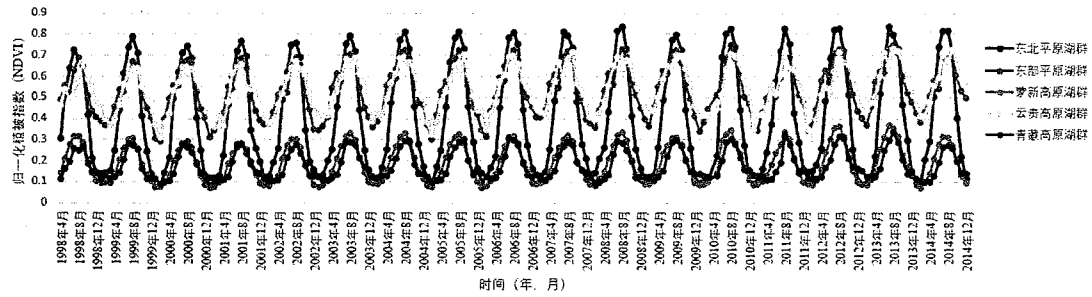


图 5.44 我国各湖区归一化植被指数长时间变化

Fig. 5.44 Long-term monthly variation of normalized vegetation index in each lake zone

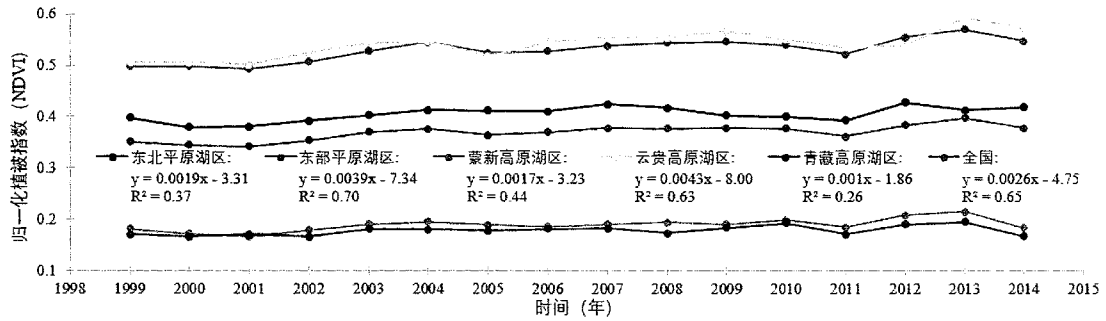


图 5.45 我国各湖区归一化植被指数长时间变化及趋势分析

Fig. 5.45 Long-term annual variation of normalized vegetation index in each lake zone and China

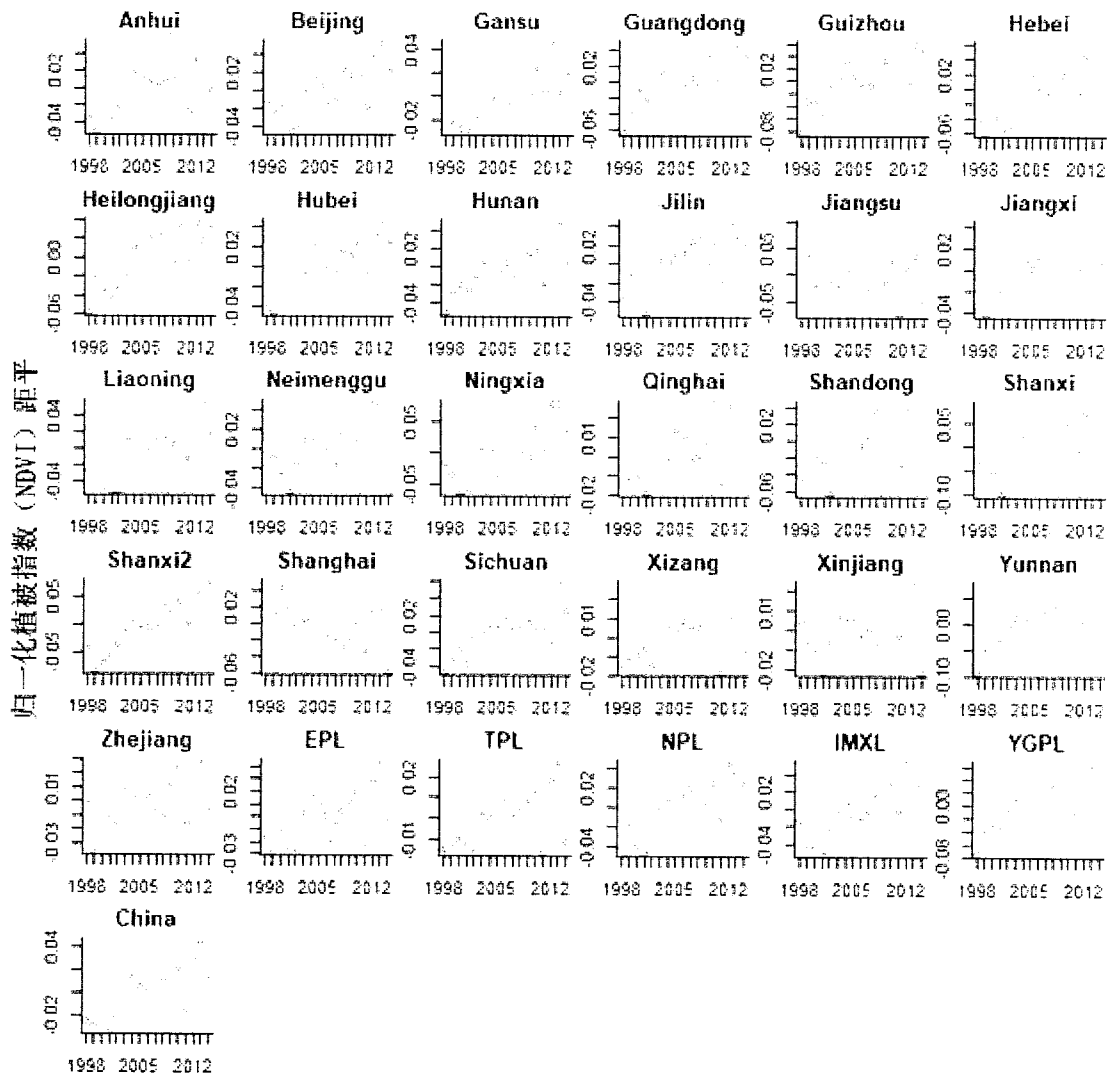


图 5.46 全国各省及湖区归一化植被指数年变化

Fig. 5.46 Long-term annual variation of normalized vegetation index in each province, lake zone and China

5.4 GDP、人口以及夜间灯光时空分布

从空间上看，我国 GDP 空间分布表现为东部沿海（尤其是上海，江苏等地区）高，西北（内蒙、青藏以及云贵等地区）低的特点（图 5.47）。从长时间序列来看，各省 GDP 均呈现指数增长的趋势（ $y=ae^{bx}$ ），各省增长系数（ b ）分别为 0.14（安徽）、0.15（北京）、0.13（甘肃）、0.17（广东）、0.14（贵州）、0.15（河北）、0.12（黑龙江）、0.14（湖北）、0.14（湖南）、0.14（吉林）、0.16（江苏）、0.15（江西）、0.13（辽宁），0.16（内蒙古）、0.14（宁夏）、0.14（青海）、0.15（山东）、0.14（山

西)、0.15(陕西)、0.13(上海)、0.14(四川)、0.14(西藏)、0.15(新疆)、0.14(云南)以及0.16(浙江)。各省GDP与时间显著性正相关,决定系数均大于0.92($P < 0.001$)(图5.48)。

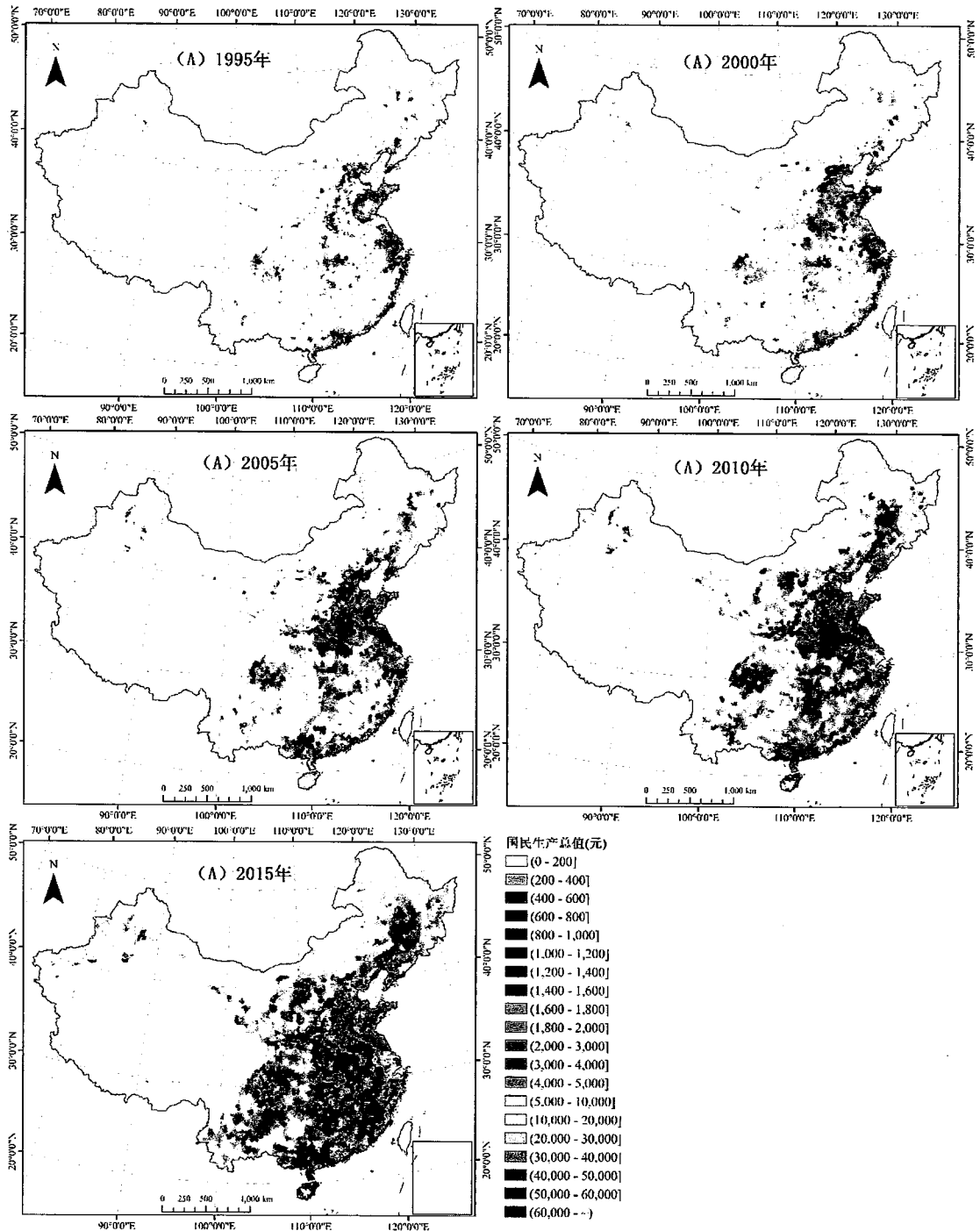


图 5.47 全国国民生产总值时空分布

Fig. 5.47 Spatial-temporal distribution of GDP in China

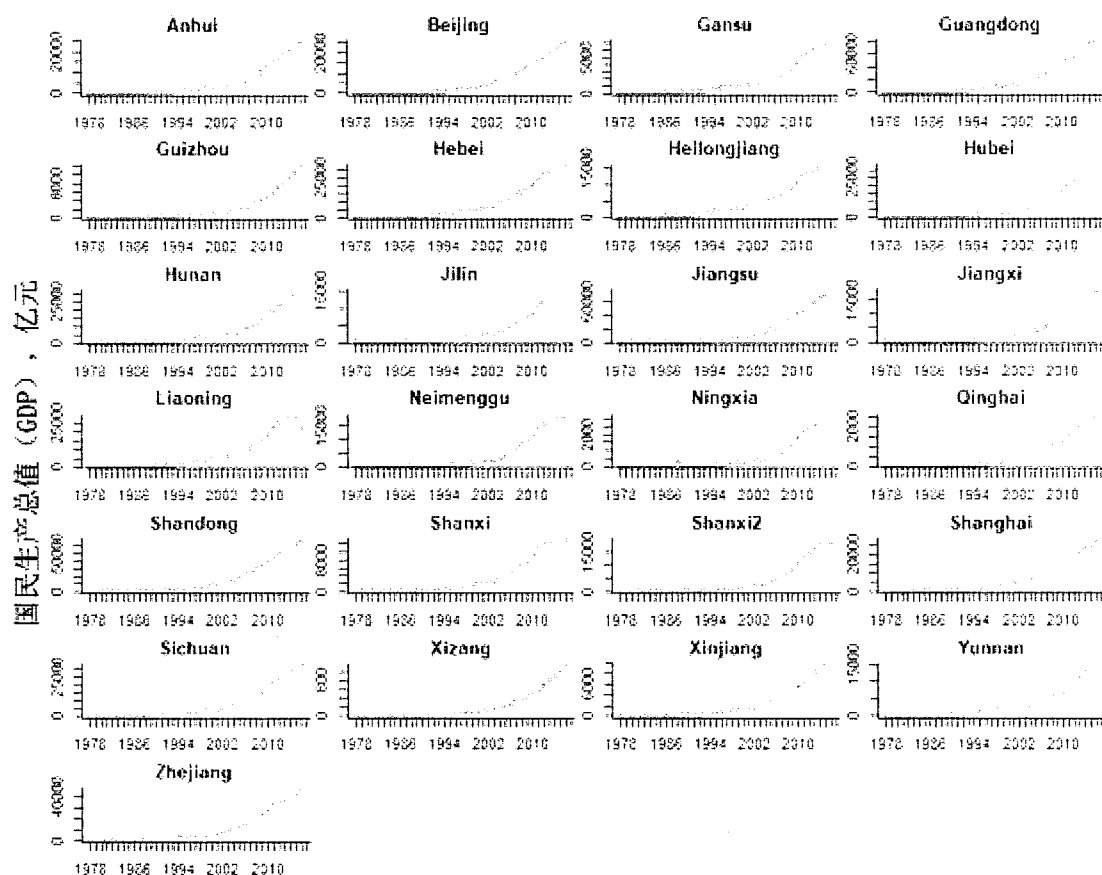


图 5.48 全国各省经济长时间变化

Fig. 5.48 Long-term annual variation of GDP in each province

从地理分布和城乡分布来看，全国人口空间分布极不均匀，东南地区人口高度密集，西北地区人口极为稀疏（图 5.49），全国第五次人口普查结果表明，我国 94% 的人口居住在占地面积 45% 的东南地区，而占全国总面积 55% 的西北地区仅居住着全国的 6% 人口。1935 年，著名地理学家胡焕庸先生提出从黑龙江的黑河市到云南腾冲为我国人口地理分界线。此后，中国科学院地理研究所将此线向南延伸，经过云南止于中缅边界，约延伸 100 千米。按此新线，我国东南一侧人口占全国总人口的 94.4%，面积占 42.9%，而西北一侧面积占全国 57.1%，人口却只占 5.6%，可见我国人口在南北方向上呈极度不均匀分布。从海陆关系来看，我国人口主要集中在沿海地区，而内地人口相对稀疏（图 5.49）。从垂向分布来看，绝大多数人口集中分布在低海拔地区，例如，长江三角洲、珠江三角洲、四川盆地等地区（图 5.49）。总之，我国人口具有从东南向西北、从沿海向内地、

从平原向山区逐渐稀疏的特点，这主要与自然和历史等因素有关，一方面中国地势西高东低，东部以平原为主，土地可垦殖率高，人口承载能力较高，西部以山地为主，土地可垦殖率低，所以人口承载能力较低；另一方面，改革开放以来，东部便利的交通为其发展提供了有利条件，成为我国经济发展的重心，经济的发展带来了人口的流动。

从长时间序列来看，各省人口均呈现不断增长的趋势（图 5.50），特别是自改革开放以来，我国经济高速发展，尤其是在长江三角洲、珠江三角洲与环渤海地区。人口流动与经济分布的显著相关，更多人口集聚在东部沿海地区，特别是处在改革前沿的广东省，接受了来自中西部地区的大量移民，因而具有较大的人口密度和总人口（图 5.49 和图 5.50）。各省平均年增长率分别为 34.58 万人/年（安徽）、31.64 万人/年（北京）、19.37 万人/年（甘肃）、158.82 万人/年（广东）、23.66 万人/年（贵州）、57.82 万人/年（河北）、18.21 万人/年（黑龙江）、29.86 万人/年（湖北）、37.71 万人/年（湖南）、16.26 万人/年（吉林）、57.03 万人/年（江苏）、34.72 万人/年（江西）、24.65 万人/年（辽宁）、17.08 万人/年（内蒙古）、7.82 万人/年（宁夏）、5.65 万人/年（青海）、65.89 万人/年（山东）、31.43 万人/年（山西）、26.79 万人/年（陕西）、35.22 万人/年（上海）、13.65 万人/年（四川）、3.47 万人/年（西藏）、28.34 万人/年（新疆）、42.99 万人/年（云南）以及 47.07 万人/年（浙江）。显然，广东、河北、江苏、山东人口多年平均增长率（>50 万人/年）显著高于其他地区，而宁夏、青海以及西藏则具有较小的年增长率（<10 万人/年）。

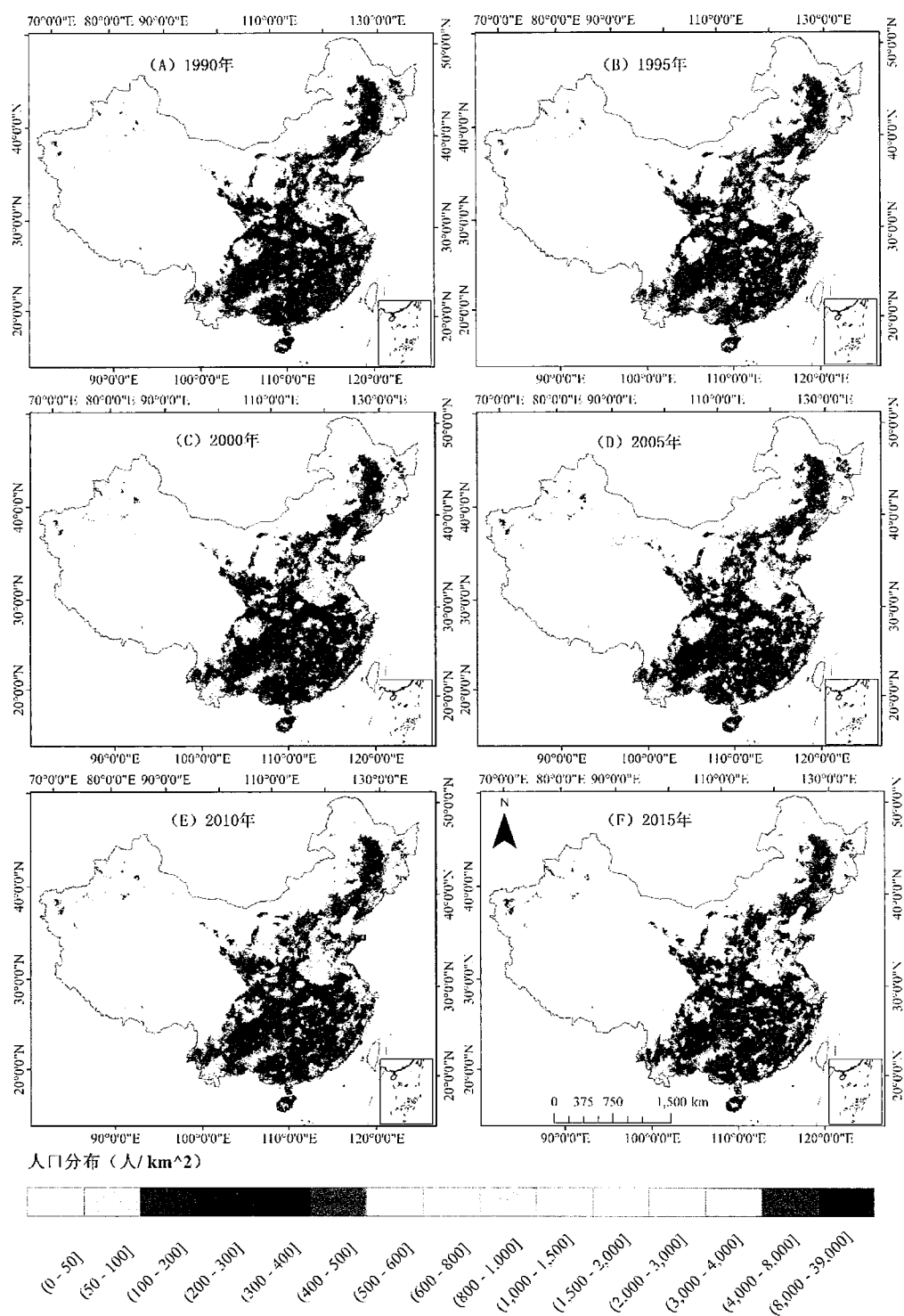


图 5.49 我国人口时空分布

Fig. 5.49 Spatial-temporal distribution of population in China

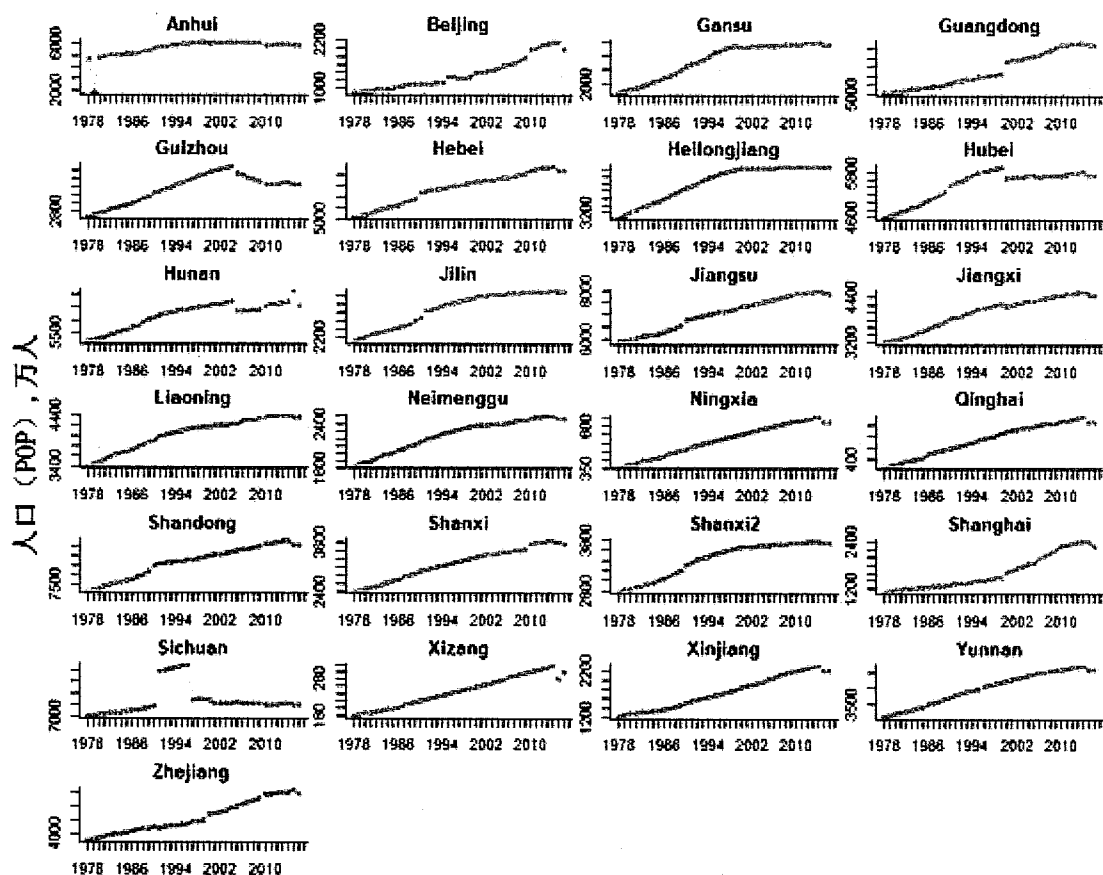


图 5.50 全国各省人口长时间变化

Fig. 5.50 Long-term variation of population in each province

全国夜间灯光呈现出与全国人口分布相似的特征, 呈现出东南地区亮度值较大, 西北地区亮度值较小的分布格局且具有相当的稳定性。从海陆关系来看, 全国夜间灯光亮度值高值主要集中于沿海, 越往内地亮度值越暗。全国夜间灯光同样除了水平方向分布不平衡外, 还有垂直方向上的不平衡, 亮度值高值集中分布在较为低平的地区, 如长江三角洲、珠江三角洲、黄淮海平原、四川盆地等。而在蒙新高原、青藏高原等地区, 普遍表现出较低的亮度值 (图 5.51)。从各省夜间灯光亮度值长时间变化来看, 各省夜间灯光亮度值均值均表现为增长的趋势, 各省平均年增长率分别为 0.36 (安徽)、0.54 (北京)、0.06 (甘肃)、0.35 (广东)、0.089 (贵州)、0.33 (河北)、0.12 (黑龙江)、0.15 (湖北)、0.11 (湖南)、0.14 (吉林)、1.04 (江苏)、0.15 (江西)、0.28 (辽宁)、0.05 (内蒙古)、0.24 (宁夏)、0.01 (青海)、0.56 (山东)、0.21 (山西)、0.22 (陕西)、

1.03（上海）、0.078（四川）、0.002（西藏）、0.028（新疆）、0.1（云南）以及 0.56（浙江）。显然，江苏，上海多年平均增长率（ >1 ）显著高于其他地区，而甘肃、贵州、内蒙古、青海、四川、西藏和新疆则具有较小的年增长率（ <0.1 ）（图 5.52）。

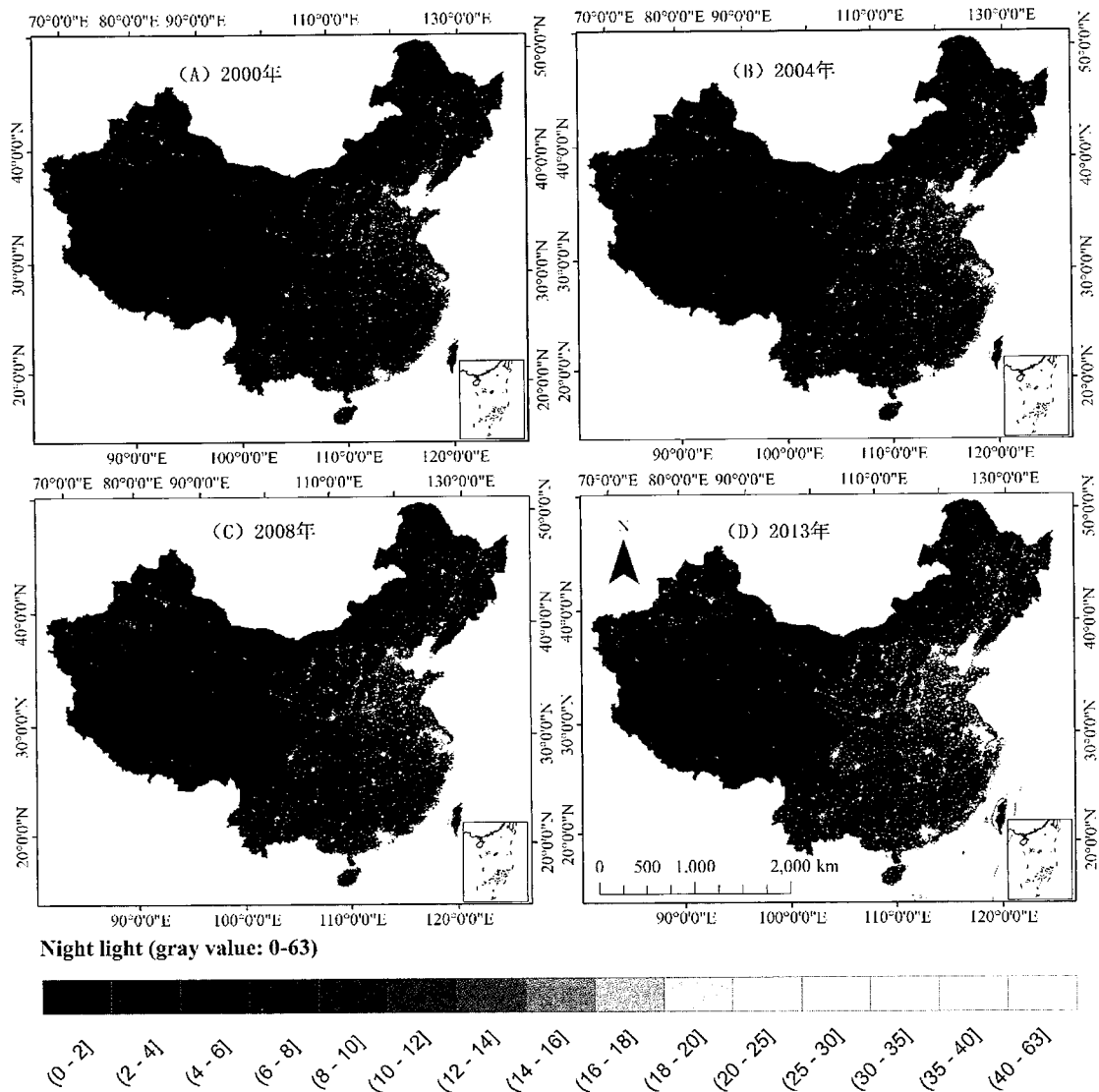


图 5.51 全国夜间灯光时空分布

Fig. 5.51 Spatial-temporal distribution of night light in China

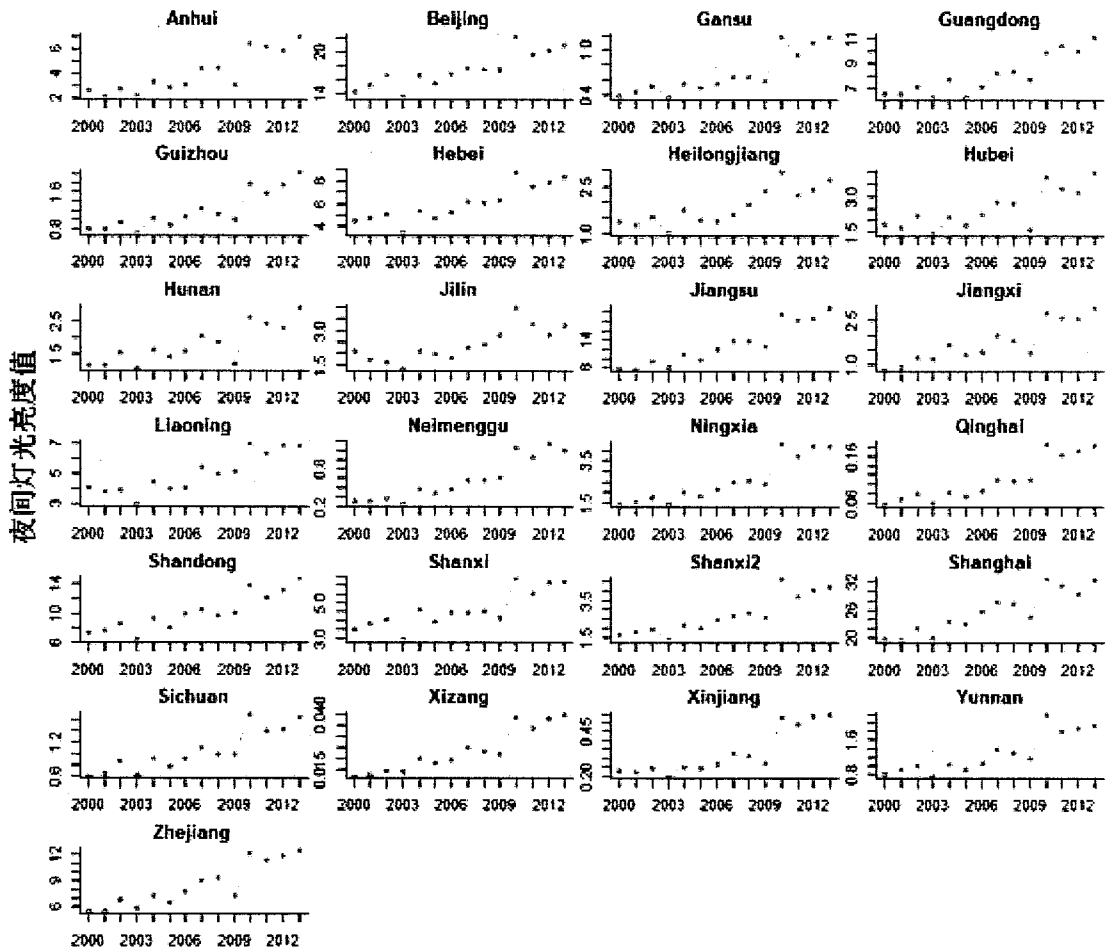


图 5.52 全国各省夜间灯光长时间变化

Fig. 5.52 Long-term variation of night light in each province

5.5 本章小结

全国湖泊水面积在两个时段的分布和变化表明：全国新增水体面积为 12098 km²，衰退面积为 8160 km²，不变水体面积为 82886 km²，水体面积整体表现为增加，差值为 3938 km²，相当于 1.5 个太湖的面积。面积下降的湖泊主要集中在东部平原、东北平原地区以及部分蒙新高原地区，面积上升的湖泊集中在青藏高原地区。全国降雨时空变化显著，东部湖区以及云贵高原湖区降雨量显著高于其他湖区，各湖区 1-7 月份降雨量逐渐增大，随后降雨量逐渐减小。青藏高原湖区、蒙新高原湖区以及东部平原湖区降雨呈现增加的趋势，多年平均增长率分别为：0.45 mm yr⁻¹、1.04 mm yr⁻¹ 和 2.3 mm yr⁻¹。东北平原湖区和云贵高原湖区降雨量呈现下降的趋势，多年平均下降速率分别为：1.1 mm yr⁻¹ 和 0.53 mm yr⁻¹。我国平均两分钟风

速时空变化显著，北方地区和东北地区风速显著高于中部和南部地区，东南沿海地区风速显著高于非沿海地区。各湖区风速年内变化显著，风速最大值主要集中在每年的 4 月份。除了云贵高原湖区风速呈上升趋势（上升速率： 0.2 cm/（syr） ）以外，其他湖区（东北平原、东部平原、青藏高原和蒙新高原湖区）以及全国风速均呈逐年下降的趋势，下降速率分别为： 1.1 cm/（syr） 、 1.3 cm/（syr） 、 1.1 cm/（syr） 、 0.3 cm/（syr） 和 0.7 cm/（syr） 。我国 NDVI 指数年内变化显著，且具有明显的周期性特点，1 月至 8 月 NDVI 逐渐增大，随后的 8-12 月份，NDVI 逐渐下降。相比年内变化，NDVI 的年际变化相对较小，NDVI 年均值从 1999 年的 0.35 增加到 2014 年的 0.38，多年平均增长率为 0.0018。从各湖区的角度来看，东部湖区和云贵高原湖区 NDVI 指数显著高于东北平原湖区，而东北平原湖区 NDVI 值显著高于蒙新高原湖区以及青藏高原湖区。全国 GDP、人口以及夜间灯光数据具有相似的时空分布格局，在时间上，三者呈现不断增长的趋势，空间上具有从东南向西北、从沿海向内地、从平原向山区逐渐降低的特点。

第6章 湖泊水体透明度变化影响因素分析

6.1 透明度与水体面积的关系

结合全国 1986-1990 年和 2010-2015 年两个时段湖泊面积变化和透明度变化结果（图 6.1 和图 6.2），我们分析了全国湖泊面积变化对湖泊透明度的影响。整体来看，全国湖泊中同时含有透明度变化和面积变化信息的湖泊有 3146 个，其中面积和透明同时下降的湖泊有 832 个（26%），面积和透明度同时上升的湖泊有 1105 个（35%），面积下降且透明度上升的湖泊有 379 个（12%），面积上升且透明度下降的湖泊有 539 个（17%），面积和透明度同时下降的湖泊主要集中在长江中下游以及我国东北地区，而面积和透明度同时上升的湖泊则主要分布在青藏高原地区（图 6.3）。表 6.1 分别给出了全国以及各湖群湖泊面积和透明度不同变化组合的情况，透明度上升湖泊和透明度下降湖泊个数大致相同，分别为 1508 个和 1492 个。在面积和透明度同时上升的 1105 个湖泊中，东北平原湖泊有 52 个（5%），东部平原湖区有 68 个湖泊（6%），蒙新湖区有 183 个（17%），青藏高原湖区有 775 个（70%），云贵高原湖区有 18 个（2%）。在面积下降且透明度上升的 379 个湖泊中，东北平原湖区有 44 个湖泊（12%），东部平原湖区有 169 个湖泊（45%），蒙新高原湖区有 90 个（24%），青藏高原湖区有 61 个（16%），云贵高原湖区有 7 个（2%）。在透明度下降且面积扩张的 539 个湖泊中，东北平原湖群有 55 个（10%），东部平原湖区有 203 个（38%），蒙新湖区有 110 个（20%），青藏高原湖区有 160 个（30%），云贵高原湖区有 11 个（2%）。在透明度下降且面积缩减的 832 个湖泊中，东北平原湖群有 256 个湖泊（31%），东部平原湖区有 250 个湖泊（30%），蒙新高原湖区有 234 个（28%），青藏高原湖区有 77 个（9%），云贵高原湖区有 9 个（1%）（表 6.1）。

对两个时段内 10 km² 以上的 738 个湖泊进行分析，发现其中透明度上升的有 437 个，这些透明度上升的湖泊中有 370 个（85%）湖泊水体面积是扩张的，其中东北平原湖区有 14 个（4%），东部平原湖区有 11 个

(3%)，蒙新高原湖区有 44 个 (12%)，青藏高原湖区有 296 个 (80%)，云贵高原湖区有 1 个。在这些透明度上升的湖泊中有 62 个 (14%) 湖泊面积是下降的，其中东北平原湖群有 9 个 (15%)，东部平原湖区有 25 个 (40%)，蒙新高原湖区有 11 个 (18%)，青藏高原湖区有 14 个 (23%)，云贵高原湖区有 0 个。对透明度下降的 280 个湖泊进行分析，结果表明这些透明度下降的湖泊中，水体面积同时下降的湖泊有 140 个 (50%)，其中东北平原有 31 个 (22%)，东部平原有 61 个 (44%)，蒙新高原有 26 个 (19%)，青藏高原有 20 个 (14%)，云贵高原有 0 个。这些透明度下降的湖泊中有 128 个 (46%) 湖泊面积是上升的，其中东北平原湖区有 10 个 (8%)，东部平原湖区有 48 个 (38%)，蒙新高原湖区有 14 个 (11%)，青藏高原湖区有 54 个 (42%)，云贵高原湖区有 2 个 (1%) (表 6.2)，从。

以上无论是对所有湖泊还是 10 km^2 以上湖泊透明度和面积变化分布的统计均表明，透明度的上升主要是由于水体面积的扩张导致的，由水体扩张导致的透明度上升在青藏高原尤为突出，而透明度下降并非只是由湖泊面积的消退导致，还与其他因素有关。

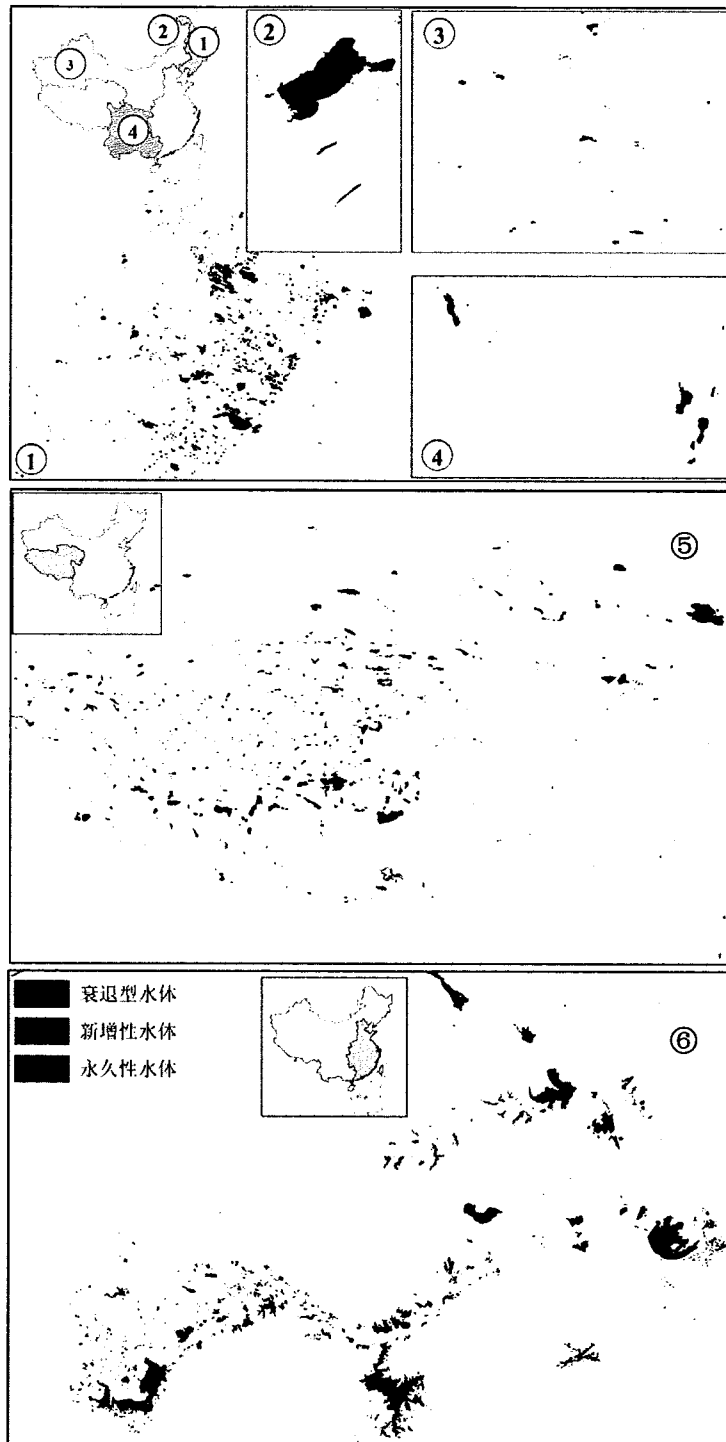


图 6.1 我国 1986-1990、2010-2015 年两时段湖泊面积变化分布，①代表东北平原地区，②代表蒙新高原东北部地区，③代表蒙新高原西北部地区，④代表云贵高原地区，⑤代表青藏高原地区，⑥代表东部平原地区

Fig. 6.1 Water surface change of China lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥).

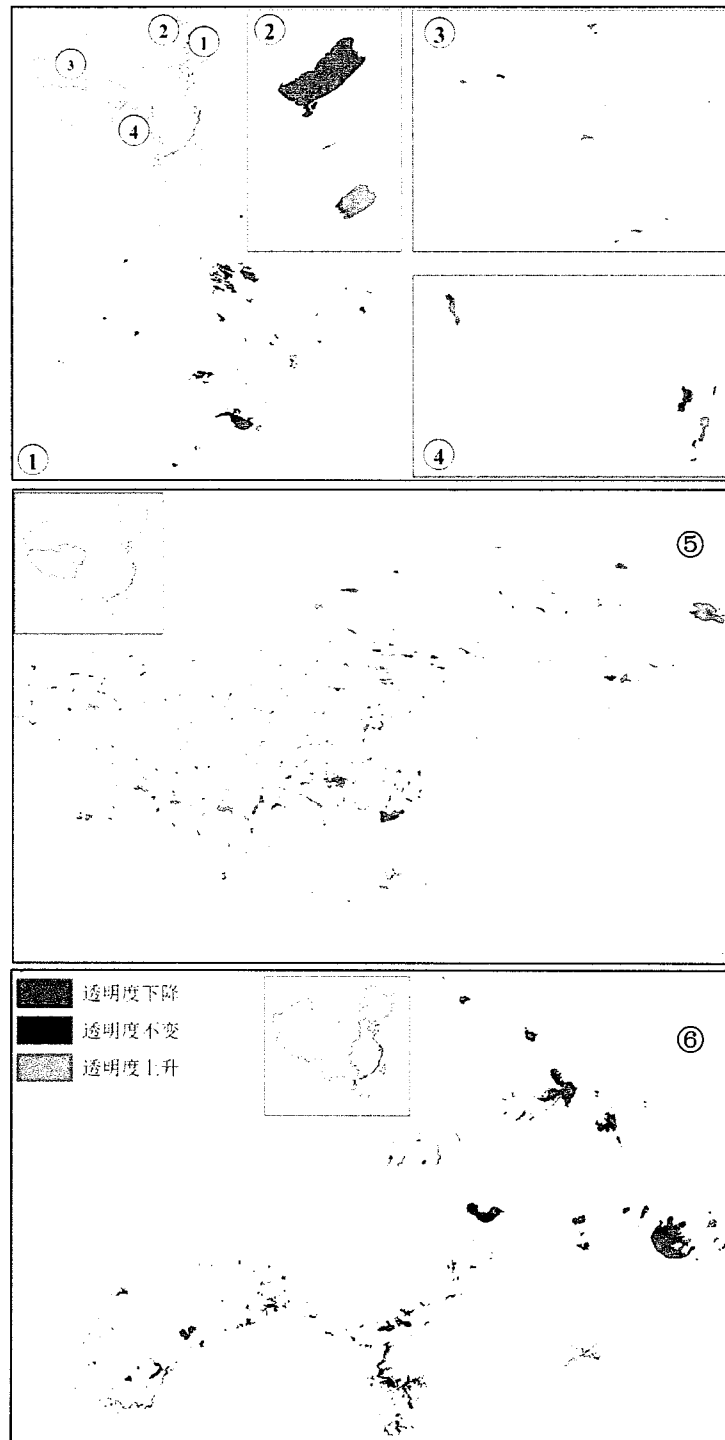


图 6.2 我国 1986-1990、2010-2015 年两时段湖泊透明度变化分布，①代表东北平原地区，②代表蒙新高原东北部地区，③代表蒙新高原西北部地区，④代表云贵高原地区，⑤代表青藏高原地区，⑥代表东部平原地区

Fig. 6.2 Water SDD change of China lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015) in NPL (①), northeastern part of the IMXL (②), western part of IMXL (③), YGPL (④), TPL (⑤), and EPL (⑥).

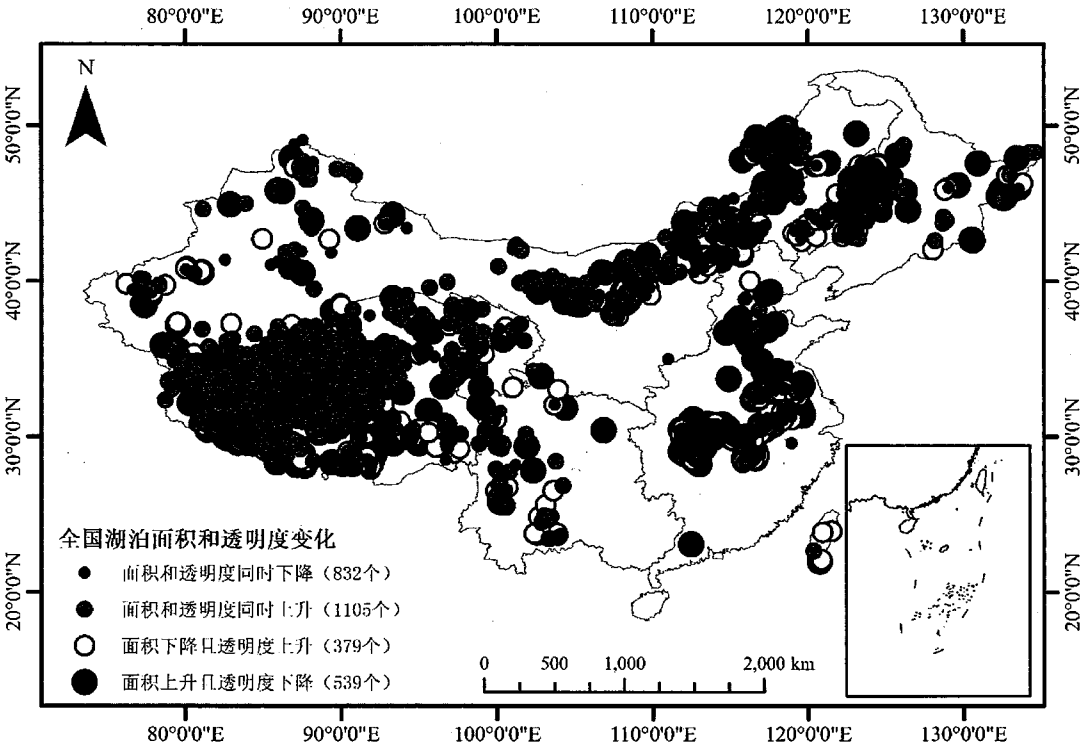


图 6.3 我国 1986-1990、2010-2015 年两时段湖泊面积与透明度变化分布

Fig. 6.3 Water SDD and surface change of China lakes in two periods (1986-1990, 2010-2015)

表 6.1 我国湖泊透明度变化与湖泊面积变化统计

Table 6.1 Statistics of water SDD and surface change of all China lakes

	全国（个）		东北平原		东部平原		蒙新高原		青藏高原		云贵高原	
	湖群（个）		湖群（个）		湖群（个）		湖群（个）		湖群（个）		湖群（个）	
	面	面	面	面	面	面	面	面	面	面	面	面
	积	积	积	积	积	积	积	积	积	积	积	积
	扩	下	扩	下	扩	下	扩	下	扩	下	扩	下
	张	降	张	降	张	降	张	降	张	降	张	降
透明度上	1105	379	52	44	68	169	183	90	775	61	18	7
升（1508												
个）												
透明度下	539	832	55	256	203	250	110	234	160	77	11	9
降（1492												
个）												

表 6.2 我国 10 km² 以上湖泊透明度变化与湖泊面积变化统计

Table 6.2 Statistics of water SDD and surface change of China lakes with water area >10 km²

	全国 (个)		东北平原		东部平原		蒙新高原		青藏高原		云贵高原	
	湖群 (个)		湖群 (个)		湖群 (个)		湖群 (个)		湖群 (个)		湖群 (个)	
	面	面	面	面	面	面	面	面	面	面	面	面
	积	积	积	积	积	积	积	积	积	积	积	积
	扩	下	扩	下	扩	下	扩	下	扩	下	扩	下
	张	降	张	降	张	降	张	降	张	降	张	降
透明度上	370	62	14	9	11	25	44	11	296	14	1	0
升 (437												
个)												
透明度下	128	140	10	31	48	61	14	26	54	20	2	0
降 (280												
个)												

6.2 透明度与气象水文条件的关系

为了分析降雨长时间变化对水体透明度的影响，我们分别对 1986-2018 年全国、各湖区以及各省 6-10 月的降雨和透明度进行相关性分析，结果表明，各湖区两者相关性较低，但两者在部分时段的变化趋势相同或相似，例如：青藏高原（1994 年-2005 年）、云贵高原（2004-2017 年）、蒙新高原（1986-2003 年以及 2007-2018 年）和东部平原湖区（1990-1997 年）（图 6.4）。全国各省中，降雨的年变化和透明度年变化显著性正相关($P<0.05$, $R>0.33$)的省份有浙江和新疆省，相关系数分别为 0.35 和 0.33。这些显著性正相关的省份中，降雨年变化趋势和透明度的年变化趋势在一定程度上表现相同。此外，还有一些省份尽管相关性较低，但两者在部分时段或者整个时段的变化趋势相同或相似，例如：安徽省（2000-2009 年时段）、吉林省（1988-1997 年时段）、河北省（1989-1995 年时段）、江西省（1993-2000 年时段）、湖南省（1989-1995 年时段）、广东省（2009-2016 年时段）、甘肃省（2002-2012 年时段）、湖北省（2010-2017 年时段）、内蒙古（2009-2015 年时段）、贵州省（1986-2018 年时段）、浙江

省（1986-1992 年时段）、辽宁省（1986-1997 年时段）以及山西省（2000-2010 年时段）（图 6.5）。降雨量的年变化可以部分解释全国、各湖区以及各省水体的透明度长时间变化，降雨量增加，透明度相对增加。

为了突出降雨在年内的变化，我们将长江中下游降雨数据按月进行分类（图 6.6），结果表明，长江中下游降雨年内变化显著，1-6 月份，降雨量不断增加，在 6 月达到最大值，6-12 月份，降雨量不断下降。透明度的年内变化呈现与降雨相似的变化趋势，但整体相比降雨量滞后一个月，在 2-7 月份，透明度不断增加，透明度在 7 月份达到最大值，7 月-次年 1 月份，透明度不断下降（图 6.6）。通过拟合一年中透明度和降雨量的月均值数据，结果表明，透明度和降雨在月尺度上显著性正相关，相关系数为 0.83（图 6.6）。对长江中下游 696 个湖泊的透明度和最近站点的降雨量在月尺度上（每个湖泊每月一个，共 12 个样点）进行回归分析，结果表明 97% 的湖泊透明度和降雨量呈现正相关，这些湖泊中，显著性正相关（ $P < 0.01$ ， $R > 0.66$ ）的湖泊有 533 个，占有正相关湖泊中的 80%（图 6.7）。

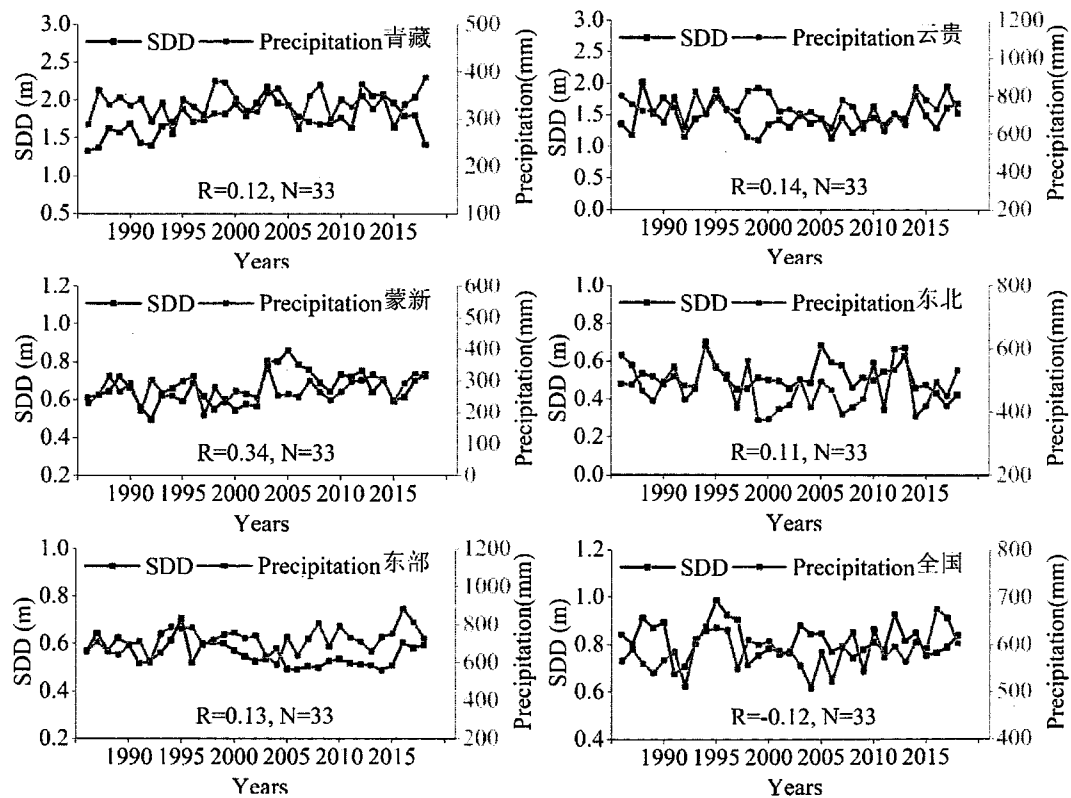


图 6.4 全国及各湖区透明度与降雨逐年变化以及相关分析

Fig. 6.4 Annual variation of SDD and precipitation and correlation between them in each zone and China

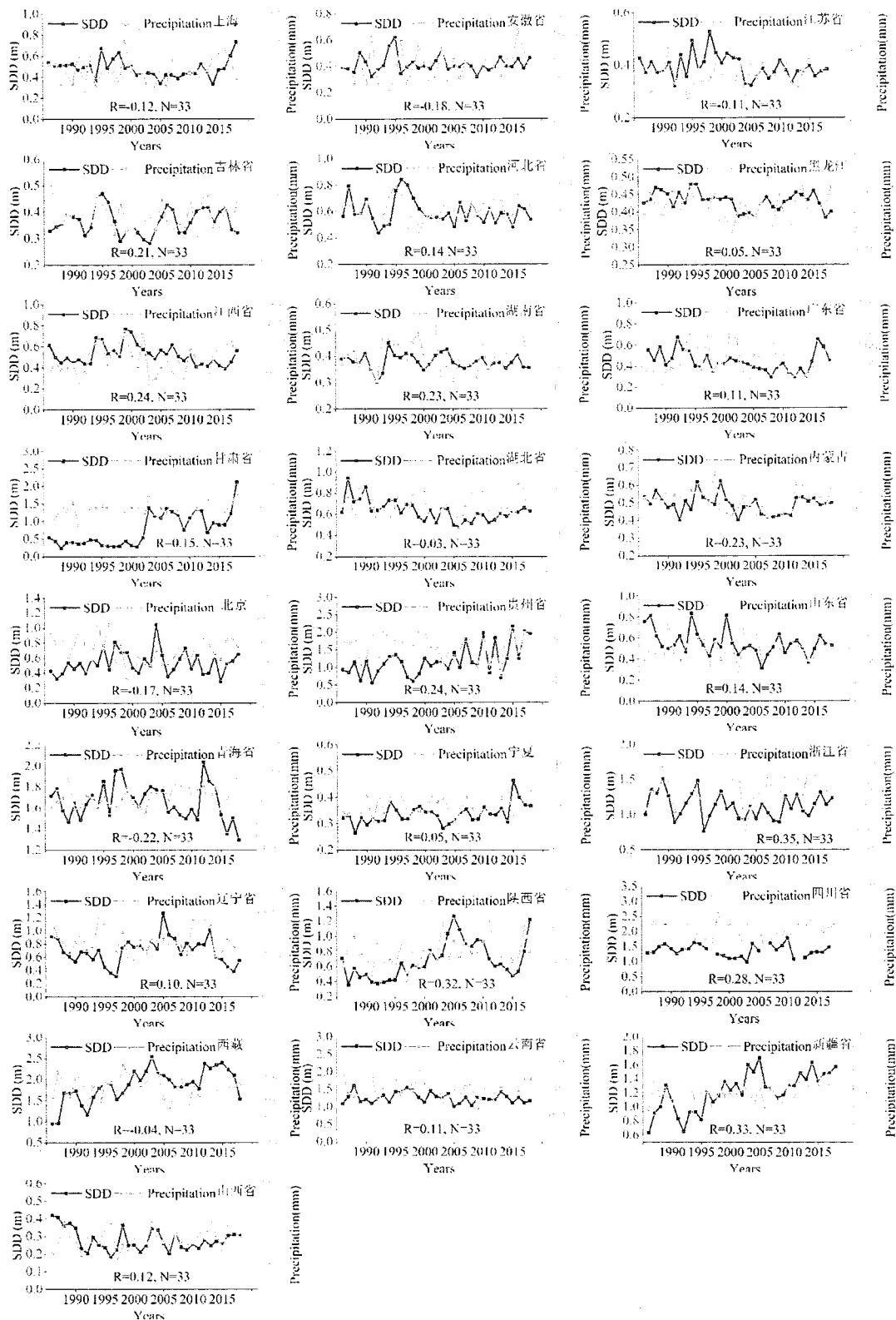


图 6.5 全国各省透明度和降雨逐年变化以及相关分析（每个省每年 1 个，共 33 个样点对进行拟合）

Fig. 6.5 Annual variation of SDD and precipitation and correlation between them in each province (33 pairs of annual SDD and precipitation for correlation analysis of each lake)

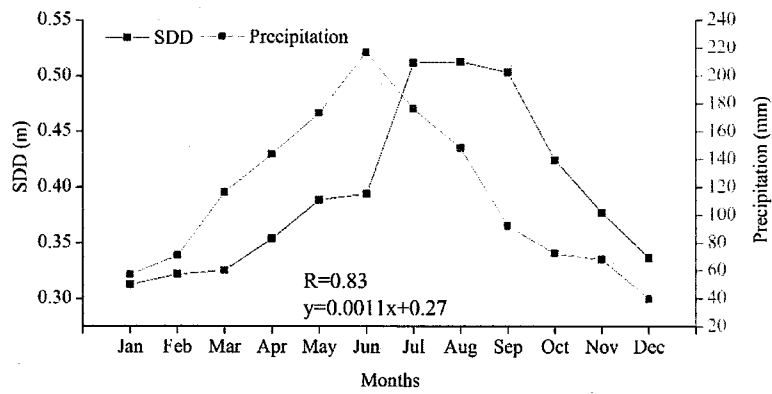


图 6.6 长江中下游湖泊透明度和降雨逐月均值分布以及两者相关性（透明度趋势相对降雨滞后一个月，且具有相同的变化趋势）

Fig. 6.6 Monthly variation of precipitation and SDD and relationship between them with a time lag of 1 month for MLRYR Lakes, where the seasonality of SDD and precipitation was in phase

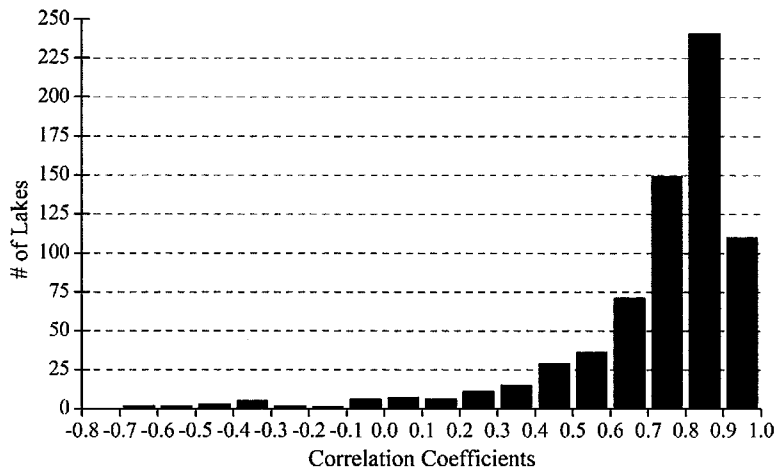


图 6.7 长江中下游湖泊透明度和最近站点降雨量相关性分布（每个湖泊每月一个，共 12 个样点对进行拟合）

Fig. 6.7 Histograms of the correlation coefficients between the monthly SDD and local precipitation for MLRYR Lakes (12 pairs of monthly SDD and precipitation for correlation analysis of each lake)

长江中下游湖泊透明度干、湿季变化显著，干季（1-3 月，10-12 月）透明度显著低于湿季透明度（4-9 月），透明度和降雨在干湿季呈现相同的变化趋势（图 6.8）。此外，我们分别分析了干、湿季降雨对透明度的影响。对 1984-2018 年长江中下游 696 个湖泊的透明度和最近站点的降雨量在年尺度上（每个湖泊每年干、湿季各 1 个，共 70 个样点）进行回归

分析, 结果表明 98% 的湖泊透明度和降雨量呈现正相关, 这些湖泊中, 极显著性正相关 ($P < 0.01$, $R > 0.30$) 的湖泊有 592 个占有正相关湖泊数的 87% (图 6.9)。

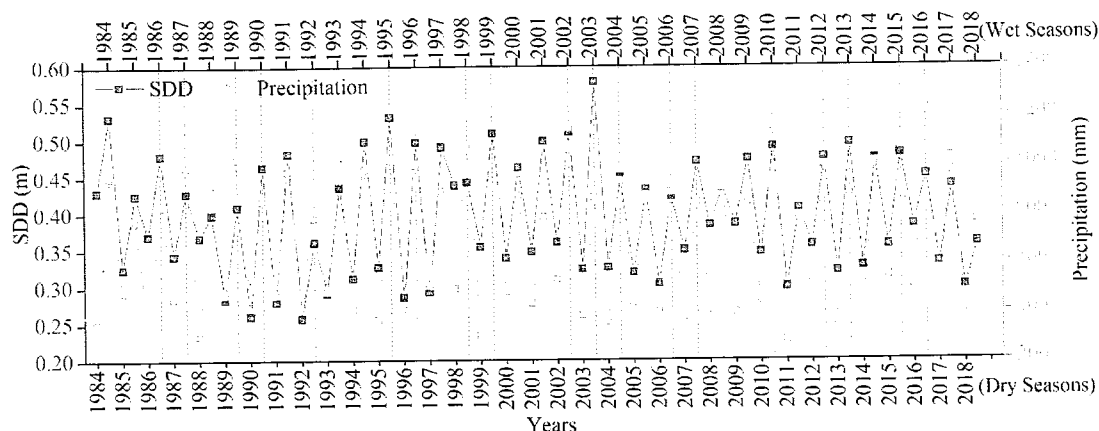


图 6.8 长江中下游湖泊透明度和降雨在干、湿季逐年变化

Fig. 6.8 Annual variation of SDD and precipitation in wet season and dry season

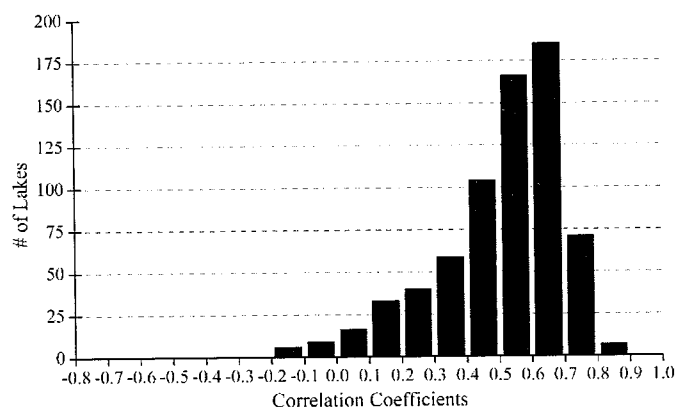


图 6.9 长江中下游湖泊透明度和降雨量相关性分布 (每个湖泊每年干、湿季各 1 个, 共 70 个样点对进行拟合)

Fig. 6.9 Histograms of the correlation coefficients between the annual SDD and local precipitation for MLRYR Lakes (70 pairs of annual SDD and precipitation in both wet season and dry season for correlation analysis of each lake)

对长江中下游每年降雨量和透明度均值进行拟合分析 (图 6.10), 结果表明两者年变化较为一致, 当年均降雨量增大时, 透明度也表现为增加, 两者表现为正相关, 相关系数为 0.25 ($P < 0.05$) (图 6.10), 对长江中下游 696 个湖泊的透明度和最近站点的降雨量在年尺度上 (每个湖泊每年干、湿季均值 1 个, 共 35 个样点对) 进行回归分析, 结果表明 84% 的湖泊透

明度和降雨量呈现正相关，这些湖泊中，显著性正相关 ($P<0.05$, $R>0.32$) 的湖泊有 73 个占有所有正相关湖泊中的 12%，极显著性正相关 ($P<0.01$, $R>0.42$) 的湖泊有 24 个占有所有正相关湖泊中的 4% (图 6.11)。

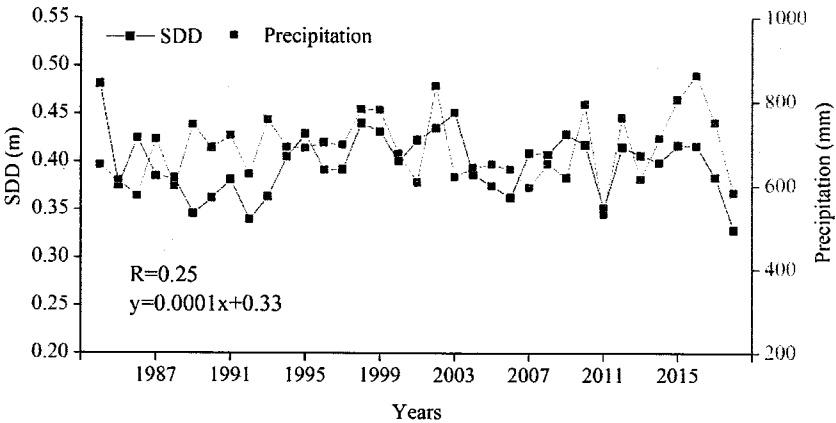


图 6.10 长江中下游湖泊透明度和降雨逐年变化以及相关性分析

Fig. 6.10 Annual variation of precipitation and SDD and relationship between them for MLRYR

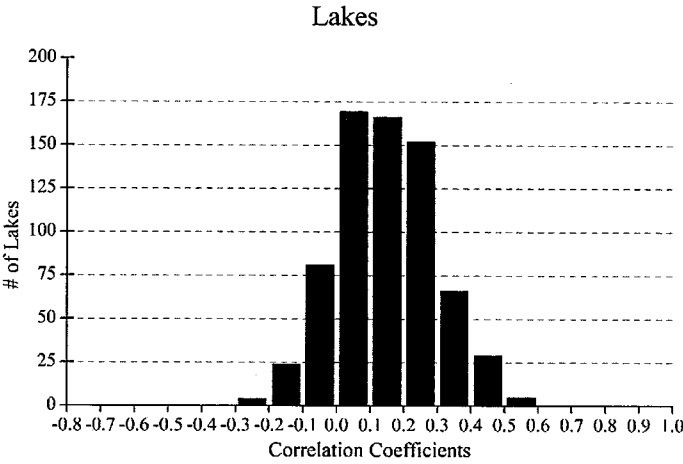


图 6.11 长江中下游湖泊透明度和降雨量相关性分布 (每个湖泊每年干湿季均值 1 个，共 35 个样点对进行拟合)

Fig. 6.11 Histograms of the correlation coefficients between the annual SDD and local precipitation for MLRYR Lakes (35 pairs of annual SDD and precipitation for correlation analysis of each lake)

对长江中下游湖泊干季的透明度和降雨逐年均值进行分析 (图 6.12)，结果表明干季降雨量和透明度呈现负相关，且相关性较弱，相关系数为-0.14，对长江中下游 696 个湖泊干季时的透明度和最近站点的降雨量 (每个湖泊每年干季 1 个，共 35 个样点对) 进行回归分析，结果表明 64%的

湖泊透明度和降雨量呈现正相关，这些湖泊中，显著性正相关 ($P<0.05$, $R>0.32$) 的湖泊有 46 个，占有正相关湖泊中的 10%，极显著性正相关 ($P<0.01$, $R>0.42$) 的湖泊有 3 个，占有正相关湖泊中的 0.7%(图 6.13)。

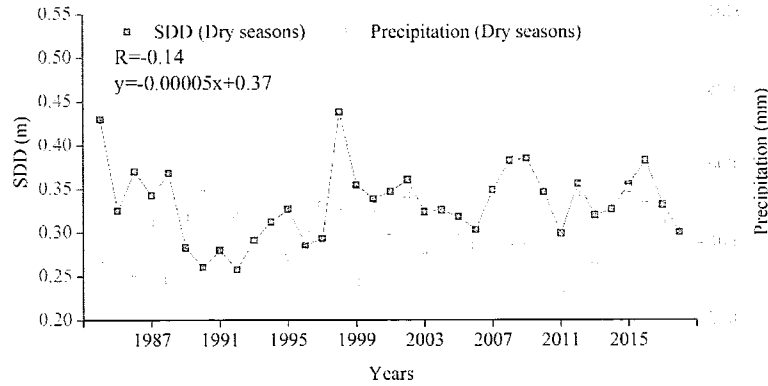


图 6.12 长江中下游湖泊透明度和降雨在干季逐年变化以及相关性分析

Fig. 6.12 Annual variation of precipitation and SDD and relationship between them in dry season for MLRYR Lakes

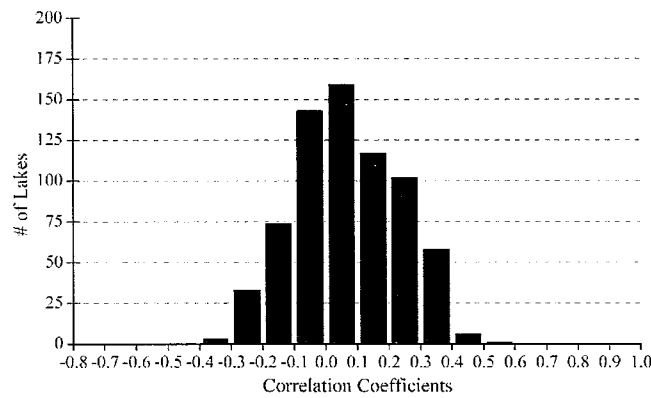


图 6.13 长江中下游湖泊透明度和降雨量相关性分布（每个湖泊每年干季 1 个，共 35 个样点对进行拟合）

Fig. 6.13 Histograms of the correlation coefficients between the annual SDD and local precipitation for MLRYR Lakes (35 pairs of annual SDD and precipitation in dry season for correlation analysis of each lake)

对湿季的透明度和降雨逐年均值进行分析（图 6.14），结果表明湿季降雨量和透明度呈现正相关，相关系数为 0.32，对长江中下游 696 个湖泊湿季时的透明度和最近站点的降雨量（每个湖泊每年湿季 1 个，共 35 个样点对）进行回归分析，结果表明 81% 的湖泊透明度和降雨量呈现正相关，

这些湖泊中，显著性正相关 ($P<0.05$, $R>0.32$) 的湖泊有 76 个，占有正相关湖泊中的 13%，极显著性正相关 ($P<0.01$, $R>0.42$) 的湖泊有 29 个，占有正相关湖泊中的 5% (图 6.15)。

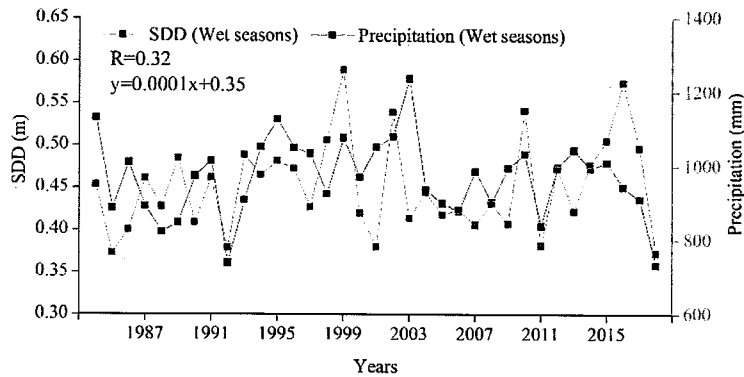


图 6.14 长江中下游湖泊透明度和降雨在湿季均值逐年变化以及相关分析

Fig. 6.14 Annual variation of precipitation and SDD and relationship between them in wet season for MLRYR Lakes

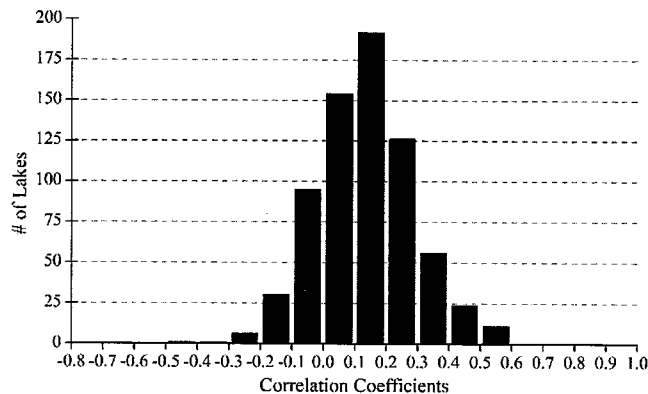


图 6.15 长江中下游湖泊透明度和降雨量相关性分布 (每个湖泊每年湿季 1 个, 共 35 个样点对进行拟合)

Fig. 6.15 Histograms of the correlation coefficients between the annual SDD and local precipitation for MLRYR Lakes (35 pairs of annual SDD and precipitation in wet season for correlation analysis of each lake)

为了分析全国风速长时间变化对水体透明度的影响，我们分别对全国，各湖区以及各省 6-10 月的平均风速和透明度进行相关性分析，结果表明，除了云贵高原湖区以外，各湖区以及全国的风速和水体透明度相关性较高，相关系数分别为 -0.67 (青藏高原湖区)、-0.47 (蒙新高原湖区)、-0.67 (东北平原湖区)、0.48 (东部平原湖区) 以及 0.46 (全国) (图 6.16)。此

外,各湖区以及全国风速和水体透明度在部分时段或整个时段的变化趋势相反,各湖区透明度随风速的增大而减小,即使在相关性不显著的云贵高原湖区,依然存在这种相反的变化趋势。全国各省中,风速的年变化和透明度年变化显著性负相关($P<0.05$, $R<-0.33$)的省份有黑龙江、辽宁以及西藏,相关系数分别为-0.59、-0.57和-0.68。这些显著性负相关的省份中,风速年变化趋势和透明度的年变化趋势在一定程度上表现相反。此外,还有一些省份尽管相关性较低甚至显著性正相关,但风速和透明度的年变化趋势在部分时段或者整个时段的相反,例如:相关性较弱的上海市(1991-2018年时段)、安徽省(1995-2018年时段)、江苏省(1986-2018年时段)、吉林省(1992-2018年时段)、河北省(2004-2018年时段)、江西省(1986-2004年时段)、湖南省(1987-1994年时段)、湖北省(1995-2012年时段)、贵州省(2007-2017年时段)、青海省(1987-2016年时段)、宁夏(2003-2010年时段)、浙江省(1990-2013年时段)、陕西省(2000-2017年时段)、云南省(1990-2010年时段)、新疆省(1990-2015年时段)、山西省(1990-2010年时段)以及显著性正相关的甘肃省(1997-2017年时段)和山东省(1995-2005年时段)(图 6.17)。风速的年变化同样可以部分解释全国、各湖区以及各省水体的透明度长时间变化,风速增加,透明度则相对降低。

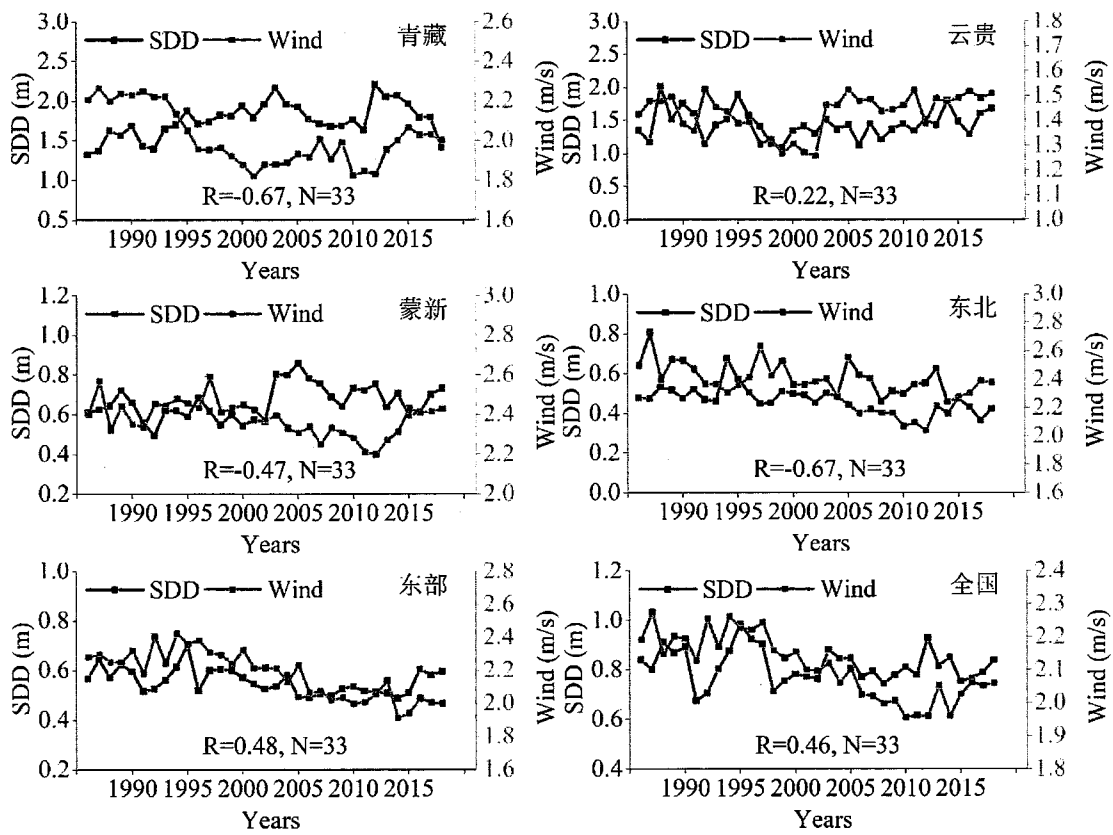


图 6.16 全国及各湖区透明度与风速逐年变化以及相关分析

Fig. 6.16 Annual variation of SDD and wind and correlation between them in each zone and

China

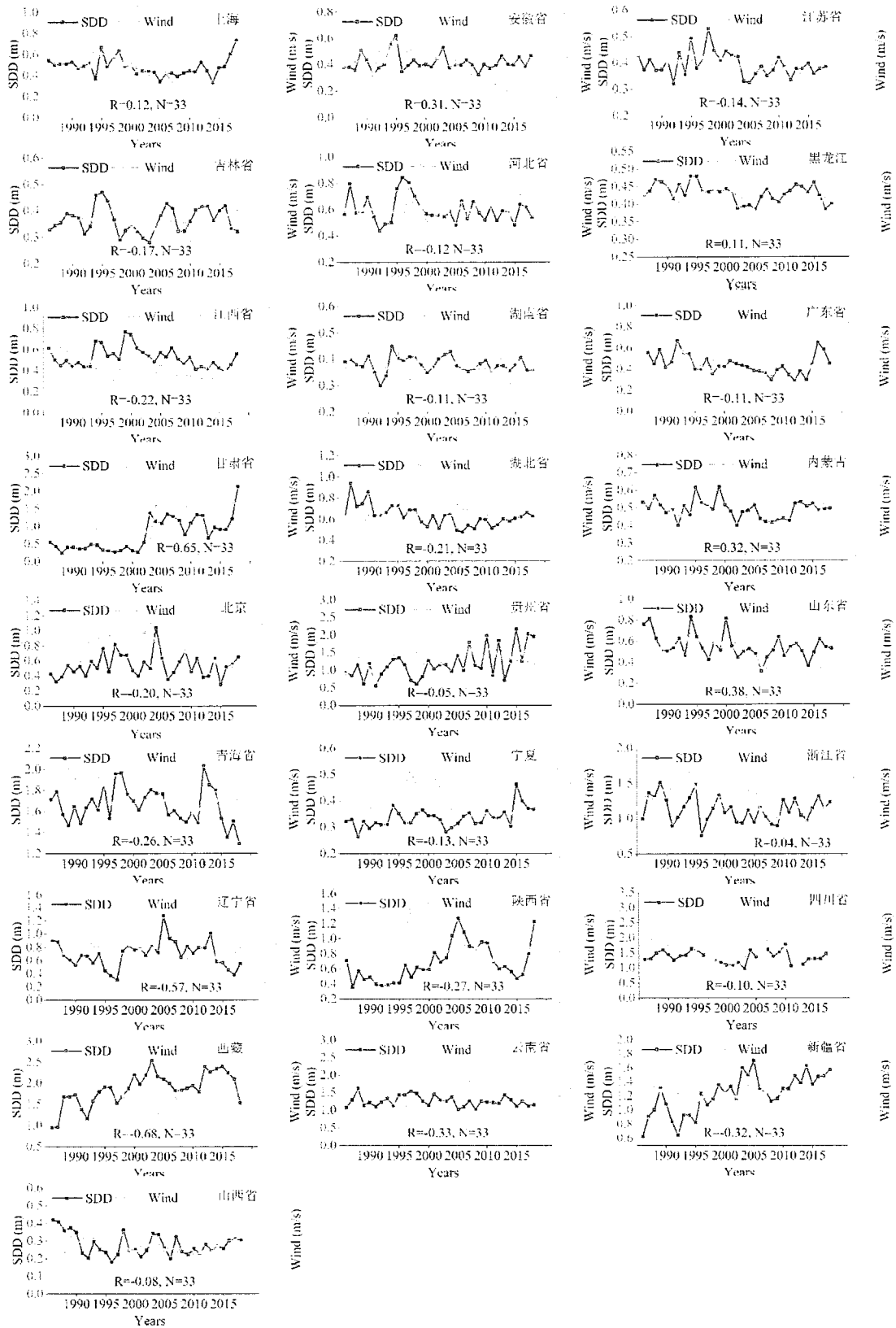


图 6.17 各省透明度与风速逐年变化以及相关分析

Fig. 6.17 Annual variation of SDD and wind and correlation between them in each province

为了突出风速的年内变化继而分析其对透明度的影响，我们分别对长江中下游每个湖泊透明度和平均两分钟风速月均值进行一致性分析，图 6.18 表明，透明度和风速在年内并未表现出较好的一致性，两者相关性较低，相关系数为 0.11。对长江中下游 696 个湖泊的透明度和最近站点的风速月均值（每个湖泊每月一个，共 12 个样点对）进行回归分析，结果表明，显著性正相关（ $P<0.05$ ， $R>0.53$ ）的湖泊有 11 个占有正相关湖泊中的 2%，显著性负相关（ $P<0.05$ ， $R<-0.53$ ）的湖泊只有 1 个，极显著性正相关（ $P<0.01$ ， $R>0.66$ ）的湖泊也只有 1 个。非显著性相关（ $-0.53<R<0.53$ ）的湖泊有 684 个，占湖泊总数的 98%（图 6.19）。

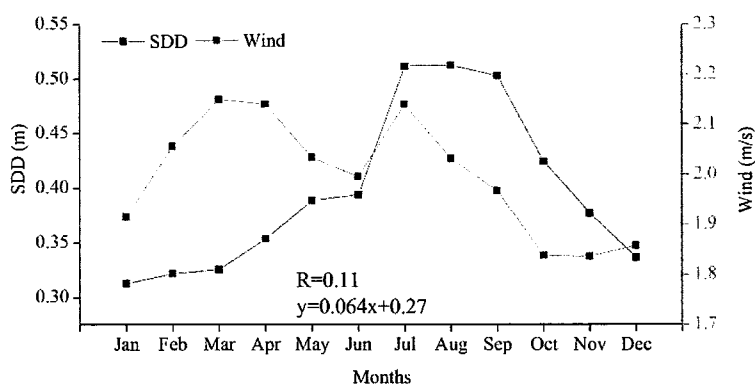


图 6.18 透明度和平均两分钟风速月均值分布以及两者相关性

Fig. 6.18 Monthly variation of wind and SDD and relationship between them for MLRYR Lakes

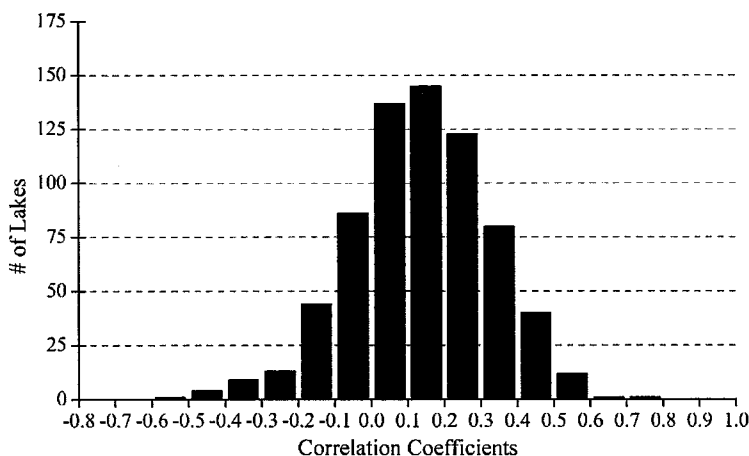


图 6.19 长江中下游湖泊透明度和平均两分钟风速相关性分布（每个湖泊每月一个，共 12 个样点对进行拟合）

Fig. 6.19 Histograms of the correlation coefficients between the monthly SDD and local wind for MLRYR Lakes (12 pairs of monthly SDD and wind for each lake correlation analysis)

对每个湖泊透明度和平均两分钟风速年均值一致性分析（图 6.20），结果表明，透明度和风速年均值并未表现出较好的一致性，两者相关性较低，相关系数为-0.12。对长江中下游 696 个湖泊的透明度和最近站点的风速年均值（每个湖泊每年一个，共 35 个样点对）进行回归分析，结果表明，显著性正相关（ $P<0.05$, $R>0.32$ ）的湖泊有 62 个占有正相关湖泊中的 9%，显著性负相关（ $P<0.05$, $R<-0.32$ ）的湖泊只有 141 个占有负相关湖泊中的 20%，极显著性正相关（ $P<0.01$, $R>0.42$ ）的湖泊也有 30 个占有正相关湖泊中的 4%，极显著性负相关（ $P<0.01$, $R<-0.42$ ）的湖泊也有 76 个占有负相关湖泊中的 11%。非显著性相关（ $-0.32<R<0.32$ ）的湖泊有 493 个，占湖泊总数的 71%（图 6.21）。

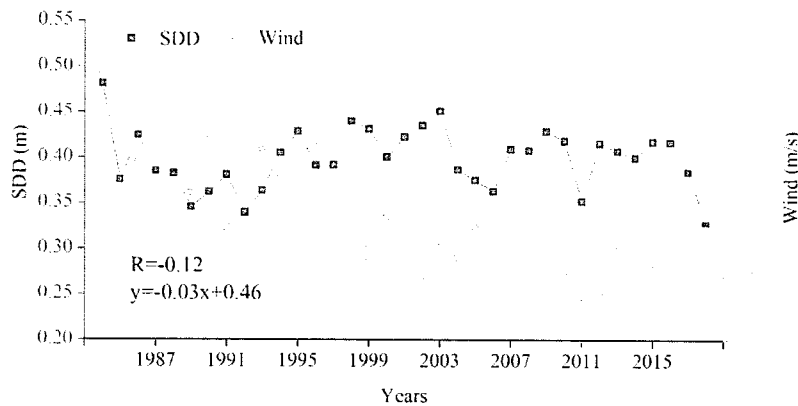


图 6.20 透明度和平均两分钟风速年均值变化以及相关性分析

Fig. 6.20 Annual variation of wind and SDD and relationship between them for MLRYR Lakes

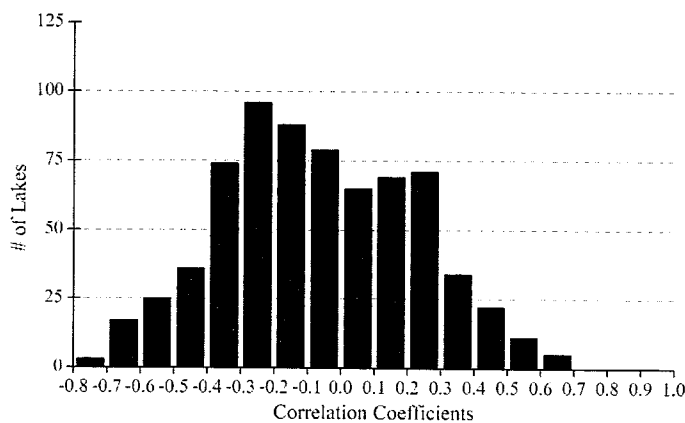


图 6.21 长江中下游湖泊透明度和平均两分钟风速相关性分布（每个湖泊每年 1 个，共 35 个样点对进行拟合）

Fig. 6.21 Histograms of the correlation coefficients between the annual SDD and local wind for MLRYR Lakes (35 pairs of annual SDD and wind for each lake correlation analysis)

总的来说,透明度和降雨在月尺度上以及干湿季表现出较好的相关性,降雨量越大,透明度越大。尽管很多研究表明,降雨量越大,入湖流量将携带更多的泥沙进入湖泊,导致湖泊越浑浊,但是降雨量变大,更大程度上促进水体中悬浮物的稀释过程,这种稀释过程,将掩盖入湖泥沙所带来的透明度下降的影响。对于大部分湖泊而言(71%),透明度和风速无论在年尺度上还是月尺度上都未表现出显著性相关性。对于小部分(20%)湖泊,透明度和风速在年尺度上表现为显著性负相关,即:风速越大,透明越低。风浪过程引起湖泊底泥的再悬浮,较大地影响着浅水湖泊的透明度。

6.3 透明度与植被指数的关系

为了分析全国 NDVI 长时间变化对水体透明度的影响,我们分别对全国、各湖区以及各省 1998-2014 年 6-10 月的 NDVI 指数和透明度进行相关性分析,结果表明,各湖区中只有云贵高原湖区 NDVI 年变化和透明度年变化显著性相关,相关系数为 0.59,其它地区尽管两者相关性较低,但两者的变化趋势相同或相似,例如,青藏高原和东部平原湖区。而云贵高原、东北平原以及蒙新高原湖区,NDVI 年变化和透明度年变化在部分时段趋势相同或相似(图 6.22)。全国各省中,NDVI 年变化和透明度年变化显著性正相关($P<0.05$, $R>0.46$)的省份有上海、吉林省、黑龙江、甘肃、辽宁、四川以及云南省,相关系数分别为 0.74、0.55、0.83、0.72、0.78、0.54 以及 0.50,显著性负相关的有江西省,相关系数为-0.69。这些显著性正相关的省份中,NDVI 年变化趋势和透明度的年变化趋势在一定程度上表现相同,此外,还有一些省份尽管相关性较低,但两者在部分时段或者整个时段的变化趋势相同或相似,例如:安徽省(2004 年以前以及 2010 年之后时段)、江苏省(2003 年以前以及 2007 年之后时段)、湖南省(2000-2013 年时段)、广东省(2007-2014 年时段,)、湖北省(2002-2014 年时段)、内蒙古(1999-2014 年时段)、山东(2000-2014 年时段)、青海(2001-2014 年时段)、宁夏(2005-2011 年时段)、台湾(1999-2014 年时段)、西藏(2002-2012 年时段)以及山西省(1998-2004 年以及 2008-2012 年时段)(图 6.23)。NDVI 年变化可以部分解释全国、各湖区以及各省水体

的透明度长时间变化，流域植被指数越高，湖泊透明度会相对较高。

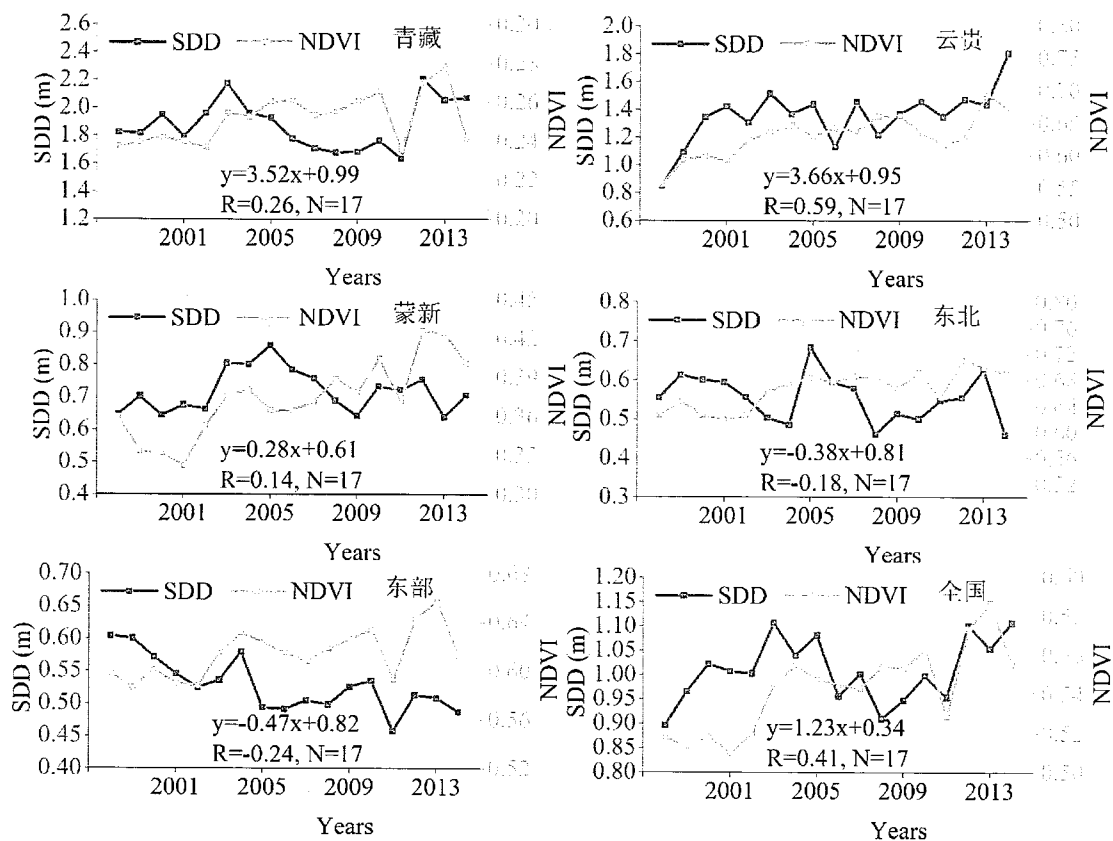


图 6.22 全国及各湖区透明度与 NDVI 逐年变化以及相关性分析

Fig. 6.22 Annual variation of SDD and NDVI and correlation between them in each zone and China

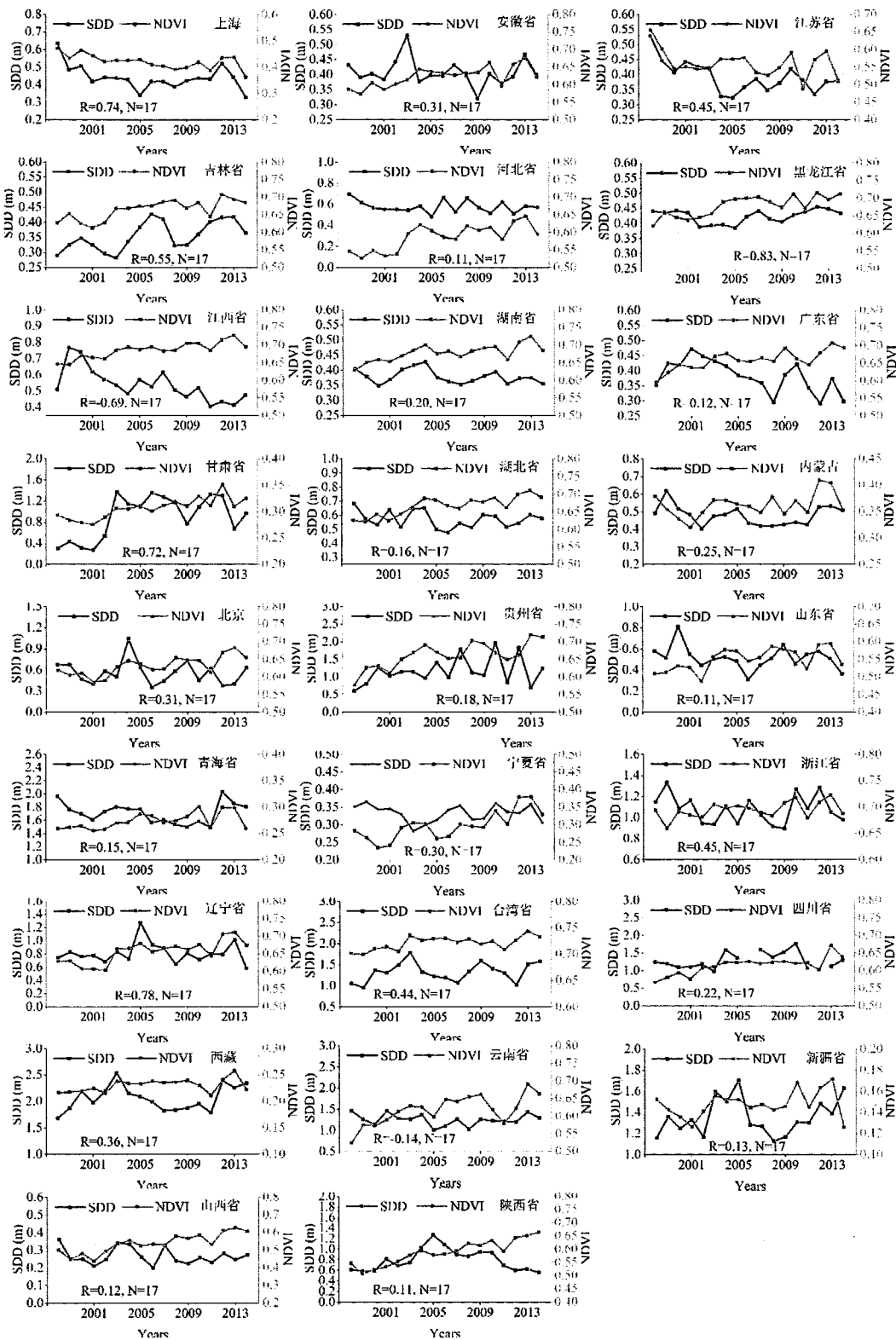


图 6.23 全国各省湖泊透明度和 NDVI 逐年变化以及相关性分析

Fig. 6.23 Annual variation of SDD and NDVI and correlation between them in each province

为了突出 NDVI 在年内的变化，我们将 NDVI 数据按月进行分类，图 6.24 表明，长江中下游 NDVI 指数年内变化显著，且与透明度的年内变化

呈现相似的变化趋势：1-7 月份，NDVI 指数不断增加，在 7 月达到最大值，7-12 月份，NDVI 指数不断降低（图 6.24）。通过拟合透明度和 NDVI 指数的月均值数据，结果表明，透明度和 NDVI 指数在月尺度上显著性正相关，相关系数为 0.95。对长江中下游 696 个湖泊的透明度和长江中下游流域 NDVI 指数在月尺度上（每个湖泊每月一个，共 12 个样点对）进行回归分析，结果表明 97% 的湖泊透明度和 NDVI 指数呈现正相关，这些湖泊中，极显著性正相关（ $P < 0.01$ ， $R > 0.66$ ）的湖泊有 617 个，占有所有湖泊的 89%（图 6.25）。

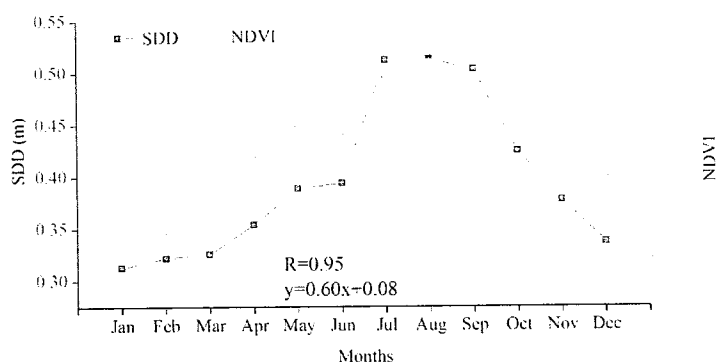


图 6.24 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 指数逐月均值分布以及两者相关性

Fig. 6.24 Monthly variation of SDD and NDVI and relationship between them for MLRYR

Lakes, where the seasonality of SDD and NDVI was in phase

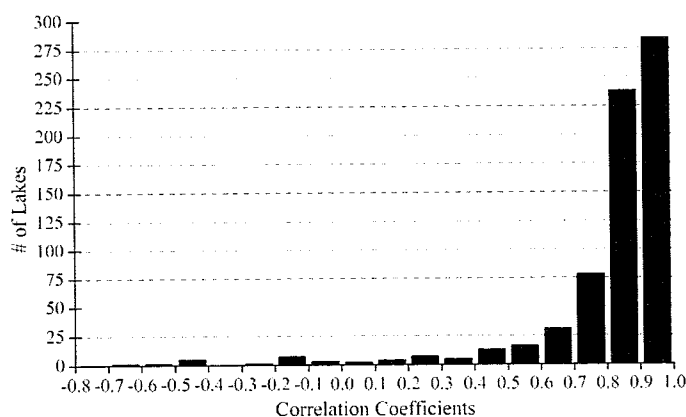


图 6.25 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 相关性分布（每个湖泊每月一个，共 12 个样点对进行拟合）

Fig. 6.25 Histograms of the correlation coefficients between the monthly SDD and NDVI for MLRYR Lakes (12 pairs of monthly SDD and NDVI for correlation analysis of each lake)

对长江中下游湖泊透明度均值和流域 NDVI 指数年均值进行拟合分析

(图 6.26), 结果表明两者整体未表现出显著相关性 ($R=0.003$), 对长江中下游 696 个湖泊的透明度和流域内 NDVI 指数在年尺度上 (每个湖泊每年 1 个, 共 17 个样点对) 进行回归分析, 结果表明 66% 的湖泊透明度和流域内 NDVI 指数呈正相关, 这些湖泊中, 显著性正相关 ($P<0.05, R>0.46$) 的湖泊有 167 个, 占有所有湖泊的 24%, 极显著性正相关 ($P<0.01, R>0.58$) 的湖泊有 71 个, 占有所有湖泊的 10%。44% 的湖泊透明度和流域内 NDVI 指数呈负相关, 这些湖泊中, 显著性负相关 ($P<0.05, R<-0.46$) 的湖泊有 25 个, 占有所有湖泊的 4%, 极显著性正相关 ($P<0.01, R<-0.58$) 的湖泊仅有 3 个, 占有所有湖泊的 0.4% (图 6.27)。长江中下游降雨年变化表明 2004 年降雨量突然下降并持续走低, 长江中下游湖泊透明度受降雨影响下降明显, 然而植被生长受降雨影响滞后效应较长, 降雨量的变化并没有立即改变植被增长的趋势, 这就导致在这个特殊阶段, 植被指数的变化和透明度的变化表现不一致, 为了避免这一特殊年份对透明度机制分析的影响, 分别对 2004 年前后的湖泊透明度和流域内 NDVI 指数进行拟合分析, 结果表明 2004 年前 (1998-2003 年) 湖泊透明度和流域内 NDVI 指数正相关, 相关系数为 0.68 (图 6.26), 对长江中下游 696 个湖泊的透明度和流域内 NDVI 指数在年尺度上 (每个湖泊每年 1 个, 共 6 个样点对) 进行回归分析, 结果表明 71% 的湖泊透明度和流域内 NDVI 指数呈正相关, 这些湖泊中, 显著性正相关 ($P<0.05, R>0.71$) 的湖泊有 132 个, 占有所有湖泊的 19%, 极显著性正相关 ($P<0.01, R>0.83$) 的湖泊有 67 个, 占有所有湖泊的 10%。29% 的湖泊透明度和流域内 NDVI 指数呈现负相关, 这些湖泊中, 显著性负相关 ($P<0.05, R<-0.71$) 的湖泊有 18 个, 占有所有湖泊的 3%, 极显著性正相关 ($P<0.01, R<-0.83$) 的湖泊仅有 8 个, 占有所有湖泊的 1% (图 6.28)。2004 年后 (2004-2014 年), 湖泊透明度和流域内 NDVI 指数显著性正相关, 相关系数为 0.70 (图 6.26), 对长江中下游 696 个湖泊的透明度和流域内 NDVI 指数在年尺度上 (每个湖泊每年 1 个, 共 11 个样点对) 进行回归分析, 结果表明 86% 的湖泊透明度和流域内 NDVI 指数呈正相关, 这些湖泊中, 显著性正相关 ($P<0.05, R>0.55$) 的湖泊有 217 个, 占有所有湖泊的 31%, 极显著性正相关 ($P<0.01, R>0.68$) 的湖泊有 85 个, 占有所有湖

泊的 12%。14%的湖泊透明度和流域内 NDVI 指数呈现负相关，这些湖泊中，显著性负相关 ($P < 0.05$, $R < -0.55$) 的湖泊有 1 个，占有湖泊的 0.1% (图 6.29)。总而言之，长江中下游一半以上湖泊透明度和 NDVI 植被指数在整个时段 (1998-2014 年) 或两个子时段内 (1998-2003 年, 2004-2014 年) 呈正相关，植被指数越大，透明度相对越高。

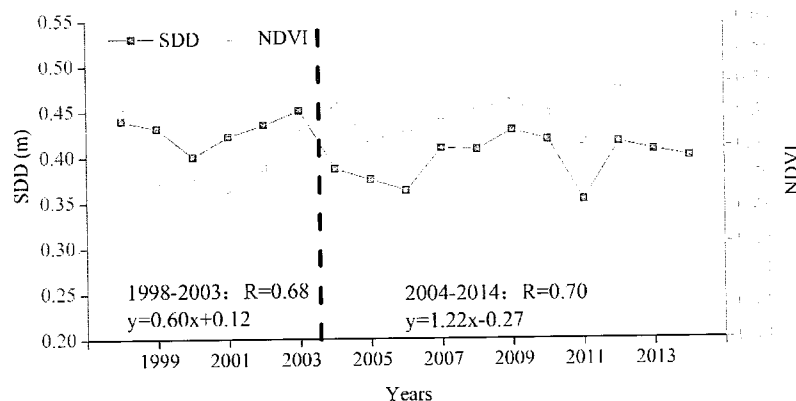


图 6.26 长江中下游地区透明度和 NDVI 逐年变化以及在两个时段内 (1998-2003, 2004-2014 年) 相关性分析

Fig. 6.26 Annual variation of NDVI and SDD and relationship between them for MLRYR Lakes in two sub-periods (1998-2003; 2004-2014)

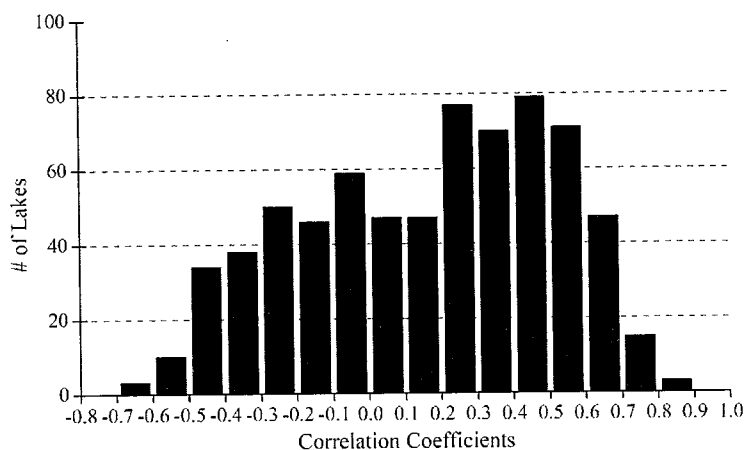


图 6.27 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 相关性分布 (1998-2014 年每个湖泊每年 1 个, 共 17 个样点对进行拟合)

Fig. 6.27 Histograms of the correlation coefficients between the annual SDD and NDVI for MLRYR Lakes (17 pairs of annual SDD and NDVI for correlation analysis of each lake)

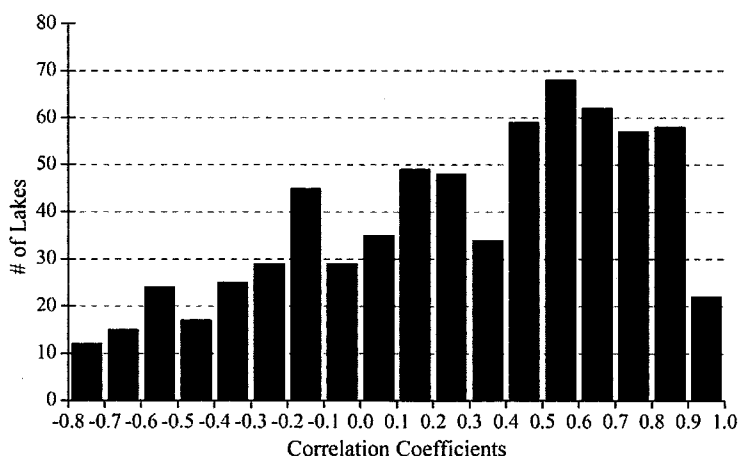


图 6.28 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 相关性分布 (1998-2003 年每个湖泊每年 1 个, 共 6 个样点对进行拟合)

Fig. 6.28 Histograms of the correlation coefficients between the annual SDD and NDVI for MLRYR Lakes (6 pairs of annual SDD and NDVI from 1998-2003 for correlation analysis of each lake)

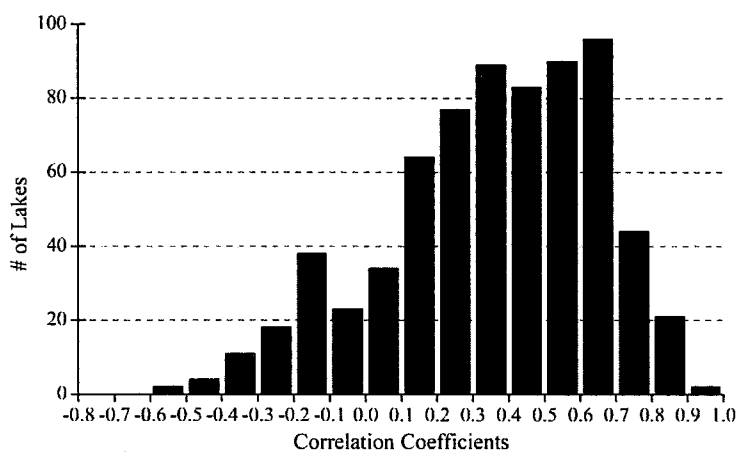


图 6.29 长江中下游湖泊透明度和 NDVI 相关性分布 (2004-2014 年每个湖泊每年 1 个, 共 11 个样点对进行拟合)

Fig. 6.29 Histograms of the correlation coefficients between the annual SDD and NDVI for MLRYR Lakes (11 pairs of annual SDD and NDVI from 2004-2014 for correlation analysis of each lake)

6.4 透明度与人类活动的关系

为了分析人类活动对水体透明度的影响, 我们分别对全国、各湖区以及各省每年夜间灯光亮度值与透明度进行相关性分析, 结果表明, 东部湖区透明度与夜间灯光数据显著负相关, 相关系数为-0.45 ($P < 0.05$), 尽管

其他湖区以及全国透明度与夜间灯光数据相关性较低,但在这些地区的部分时段,透明度与夜间灯光数据具有相反的变化趋势,例如:青藏高原(2002-2007 年时段)、云贵高原(2000-2006 年时段)、蒙新高原(2000-2009 年时段)、东北平原(2001-2008 时段;2009-2013 时段)以及全国(2000-2009 年时段)(图 6.30)。全国各省中,夜间灯光的年变化和透明度年变化显著性负相关($P < 0.05$, $R < -0.44$)的省份只有广东省,相关系数为-0.55,且夜间灯光年变化趋势和透明度的年变化趋势在一定程度上表现相反。此外,其他省份尽管两者相关性较低甚至正相关,但夜间灯光和透明度的年变化趋势在部分时段或者整个时段表现相反,例如:相关性较低的安徽省(2002-2006 年时段)、江苏省(2000-2005 年时段)、河北省(2006-2012 年时段)、江西省(2000-2006 年时段)、湖南省(2002-2009 年时段)、甘肃省(2000-2004 年时段)、湖北省(2000-2004 年时段)、内蒙古(2005-2010 年时段)、贵州省(2002-2006 年时段)、山东省(2000-2010 年时段)、青海省(2000-2013 年时段)、辽宁省(2000-2007 年时段)、云南省(2002-2005 年时段)、四川省(2001-2011 年时段)、西藏(2003-2007 年时段)、陕西省(2005-2009 年时段)、新疆省(2002-2008 年时段)、山西省(2000-2004 年时段)以及显著性正相关的吉林省(2004-2009 年时段)和黑龙江省(2004-2008 年时段)(图 6.31)。此外,我们基于全国、各湖区以及各省每年人口、经济数据与透明度进行相关性分析(表 6.3),结果表明各湖区中,东部地区人口、经济数据与透明度结果显著性负相关,相关系数分别为-0.35 和-0.37。全国各省中,广东省、湖北省、山西省、山东省、上海的地区人口、经济数据与透明度结果均显著性负相关,相关系数分别为-0.53 (-0.32)、-0.47 (-0.40)、-0.45 (-0.39)、-0.48 (-0.33)以及-0.49 (-0.37)。黑龙江、四川、浙江地区人口与透明度结果显著性负相关,相关系数分别为-0.35、-0.42 和-0.35。江苏、江西省 GDP 与透明度结果显著性负相关,相关系数分别为-0.30 和-0.49。夜间灯光、人口、GDP 能反映人类活动的综合信息,以上结果表明透明度与人类活动强度具有相反的变化趋势,人类活动强度越大,透明度越低,在五大湖区中,人类活动对东部湖区湖泊透明度影响最大。

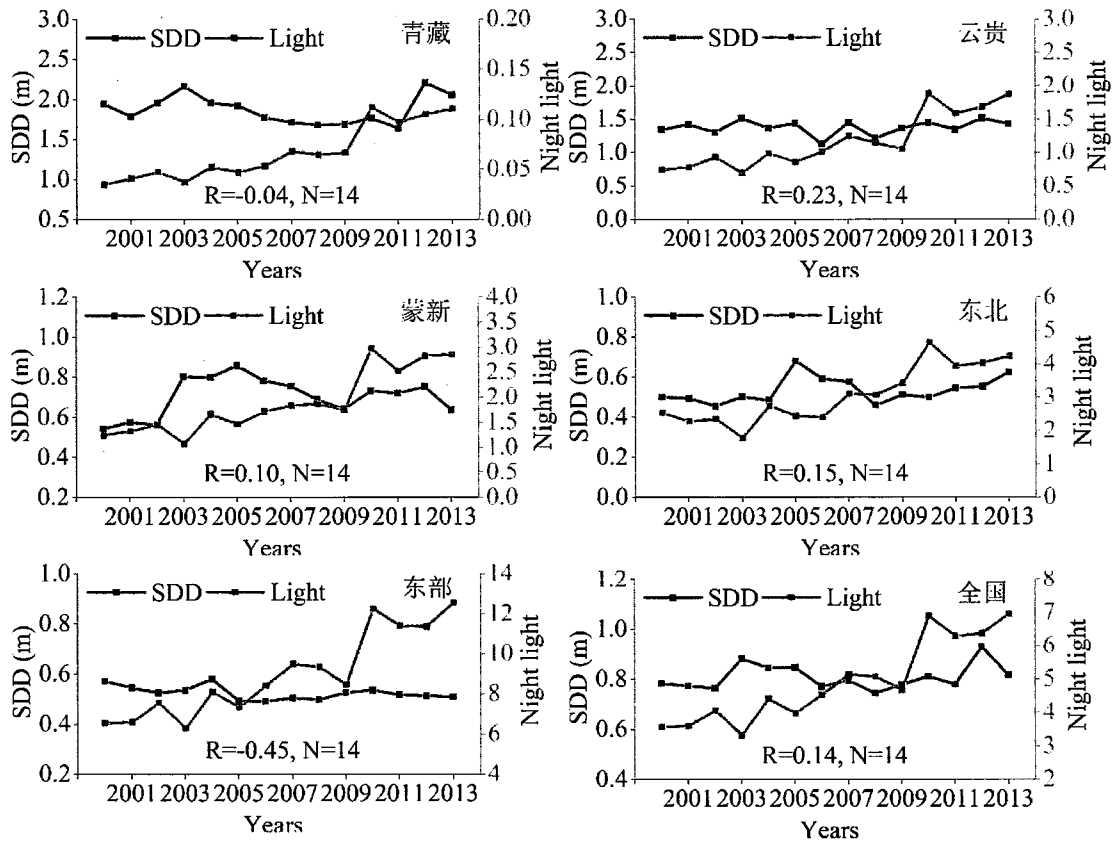


图 6.30 全国及各湖区透明度与夜间灯光逐年变化以及相关分析

Fig. 6.30 Annual variation of SDD and night light and linear relationship between them in each zone and China

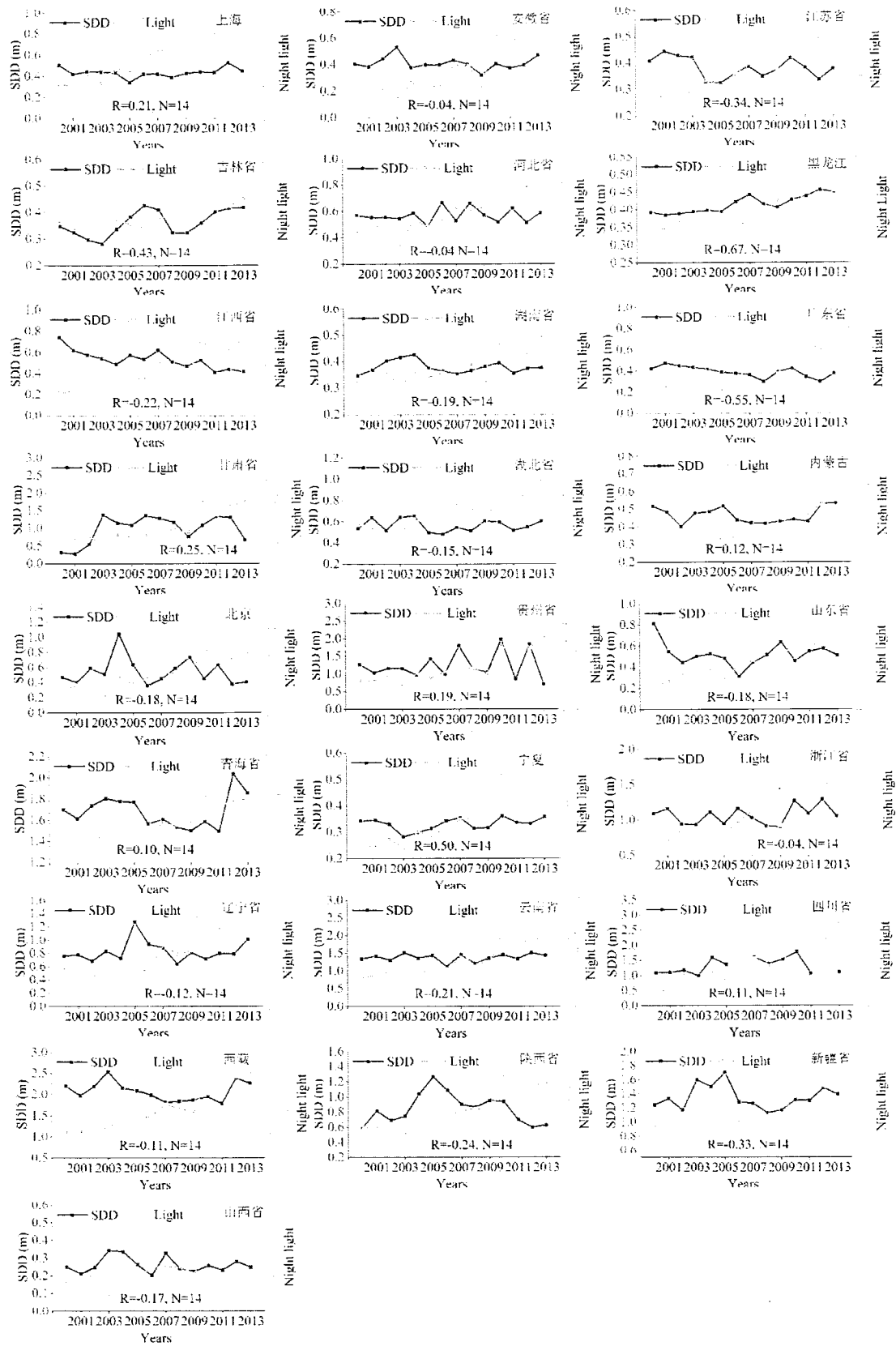


图 6.31 全国各省透明度和夜间灯光逐年变化以及相关分析

Fig. 6.31 Annual variation of SDD and night light and linear relationship between them in each province

表 6.3 省/湖区/全国人口、经济与透明度相关系数以及 P 值统计表

Table 6.3 Statistics of correlation coefficient and P value between population, GDP and SDD in each province, lake zone and China

省/湖区/全国	R1	P1	R2	P2	省/湖区/全国	R1	P1	R2	P2
安 徽	0.05	>0.1	-0.07	>0.1	山 东	-0.48	<0.01	-0.33	<0.01
北 京	-0.06	>0.1	-0.11	>0.1	山 西	-0.45	<0.01	-0.39	<0.01
甘 肃	0.57	<0.01	0.59	<0.01	陕 西	0.48	<0.01	0.14	>0.1
广 东	-0.53	<0.01	-0.32	<0.05	上 海	-0.49	<0.01	-0.37	<0.05
贵 州	0.20	>0.1	0.40	<0.05	四 川	-0.42	<0.05	0.57	<0.01
河 北	-0.22	>0.1	-0.21	>0.1	西 藏	0.73	<0.01	0.60	<0.01
黑龙江	-0.35	<0.05	-0.10	>0.1	新 疆	0.70	<0.01	0.57	<0.01
湖 北	-0.47	<0.01	-0.40	<0.05	云 南	-0.14	>0.1	-0.14	>0.1
湖 南	0.01	>0.1	-0.10	>0.1	浙 江	-0.35	<0.05	-0.10	>0.1
吉 林	0.10	>0.1	0.28	<0.05	青 藏	0.48	<0.01	0.23	>0.1
江 苏	-0.24	>0.1	-0.30	<0.05	云 贵	0.01	>0.1	0.01	>0.1
江 西	-0.17	>0.1	-0.49	<0.01	蒙 新	0.11	>0.1	0.06	>0.1
辽 宁	0.07	>0.1	0.08	>0.1	东 北	-0.01	>0.1	0.01	>0.1
内蒙古	-0.25	>0.1	-0.13	>0.1	东 部	-0.35	<0.05	-0.37	<0.05
宁 夏	0.36	<0.05	0.47	<0.01	全 国	-0.03	>0.1	-0.02	>0.1
青 海	0.03	>0.1	-0.14	>0.1					

R1 表示省/湖区/全国人口与透明度相关系数；P1 表示省/湖区/全国人口与透明度相拟合 P 值；R2 表示省/湖区/全国经济与透明度相关系数；P2 表示省/湖区/全国经济与透明度相拟合 P 值。

6.5 透明度时空变化综合分析

基于全国 31 个省（安徽、北京、福建、甘肃、广东、广西、贵州、海南、河北、河南、黑龙江、湖北、湖南、吉林、江苏、江西、辽宁、内蒙古、宁夏、青海、山东、山西、陕西、上海、四川、天津、西藏、新疆、云南、浙江以及重庆）的透明度（SDD）、降雨（Rain）、风速（Wind）、经济（GDP）、人口（POP）、归一化植被指数（NDVI）以及夜间灯光（Light）

数据年均值,我们采用随机森林方法和主成分分析方法分析了人类活动以及气候变化对全国各省湖泊透明度的长期变化的相对贡献。采用随机森林的方法(图 6.32)结果表明代表人类活动强弱的夜间灯光数据对透明度变化的贡献高于其他指标,两者具有较好的指数分布特征(图 6.33, $SD = 0.75 \times \text{Light}^{-0.24}$)。风速、降雨、NDVI、人口以及经济数据对透明度的重要性相对较低,在年际变化上,并没有表现出显著相关性。主成分分析中 6 个主成分可以用来描述湖泊透明度、气候变化以及人类活动指标 95%的变化,并且 65%变化可以用两个主成分(PC1 和 PC2)进行表达(图 6.34,表 6.4),其中 PC1 可以解释 42.32%的变量,PC2 可以解释 22.62%的变量(图 6.34,表 6.4)。

式 6-1, 6-2 分别给出了第一主成分和第二主成分与透明度、人类活动以及气候变化指标的关系:

$$PC1 = 0.82POP + 0.77GDP + 0.52Light + 0.77Rain + 0.03Wind + 0.77NDVI - 0.49SDD \quad (6-1)$$

$$PC2 = -0.19POP + 0.23GDP + 0.52Light - 0.39Rain + 0.84Wind - 0.35NDVI - 0.49SDD \quad (6-2)$$

式中 POP、GDP、Light、Rain、Wind、NDVI 和 SDD 分别代表各省人口数量、国民生产总值、夜间灯光、降雨、风速、归一化植被指数以及透明度。

PC1 可以解释全国各省 78%的人口数量年变化 ($R^2=0.78$, $POP=0.20PC1+1986.80$, $P<0.001$), 97%的 GDP 变化 ($R^2=0.97$, $GDP=1.08 \times PC1 - 2502.40$, $P<0.001$), 57%的夜间灯光变化 ($R^2=0.57$, $P<0.001$), 28%的降雨变化 ($R^2=0.28$, $P<0.05$), 45%的 NDVI 变化 ($R^2=0.45$, $P<0.001$) 以及 12%的透明度变化 ($R^2=0.12$, $P<0.1$), PC1 解释很小范围的风速变化 ($R^2=0.002$, $P=0.63$)。PC2 可以解释 24%的人口数量变化 ($R^2=0.24$, $P<0.01$), 96%的 GDP 变化 ($R^2=0.96$, $GDP=4.87 \times PC2 + 3737$, $P<0.001$), 29%的夜间灯光变化 ($R^2=0.29$, $P<0.01$)。PC2 解释很小范围的降雨变化 ($R^2=0.094$, $P=0.33$), 风速变化 ($R^2=0.048$, $P<0.52$), NDVI 指数变化 ($R^2=0.062$, $P<0.41$) 以及透明度变化 ($R^2=0.054$, $P<0.50$)。

全国各省湖泊透明度与人类活动以及气候数据主成分分析（图 6.35）表明，湖泊透明度和夜间灯光标线成 180 度夹角，表明在所有指标中，代表人类活动的夜间灯光指标对湖泊透明度的影响最大，夜间灯光强度越大，人类活动越强，湖泊透明度则越低，这一结果与 5.4 章节以及本章节随机森林分析结果一致。此外，代表风速和 GDP 的标线和代表透明度的标线夹角大于 135 度，表明风速和 GDP 均与透明度呈负相关（图 6.35）。

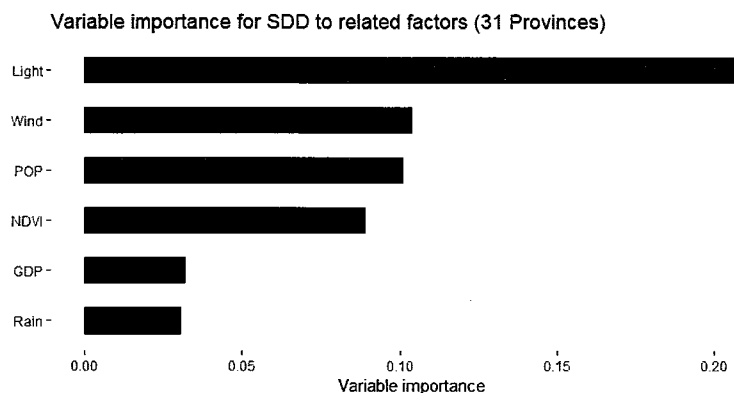


图 6.32 人类活动和气候变化对全国各省湖泊透明度变化重要性分析

Fig. 6.32 Contribution of human activities and climate change to SDD long-term variation

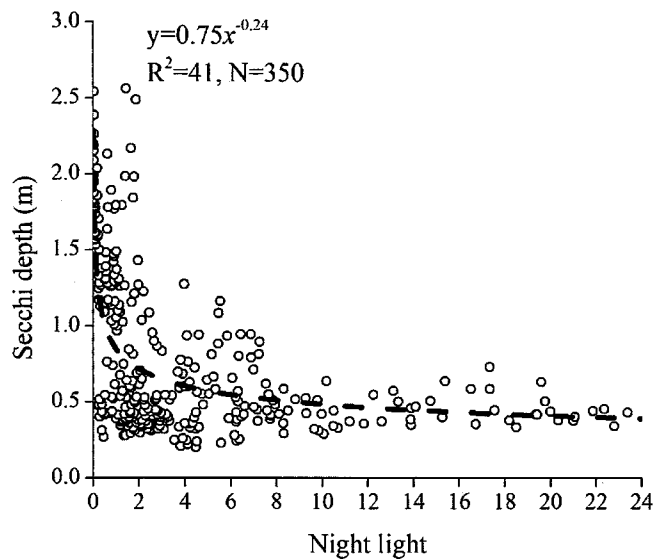


图 6.33 全国湖泊各省透明度均值与人类活动（夜间灯光）相关性分析

Fig. 6.33 Relationship between SDD and night light in each province

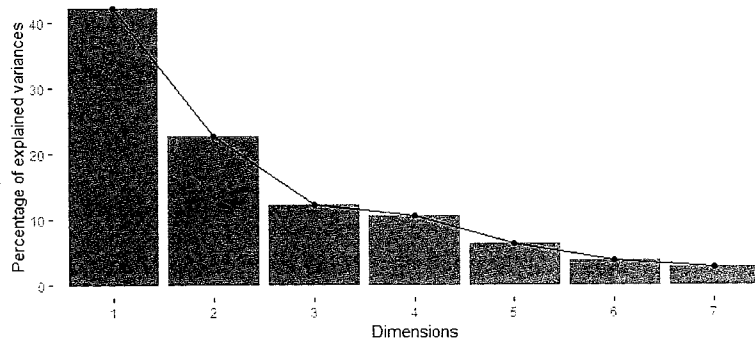


图 6.34 各组分可解释的变量范围

Fig. 6.34 Interpretable percentage of each dimension for human activities and climate change variables

表 6.4 基于全国各省人类活动以及气候变化的主成分分析结果

Table 6.4 Principal component analysis of human activities and climate change in all provinces of China

	PC1	PC2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6
Eigen values	2.96	1.58	0.85	0.72	0.44	0.26
% variation	42.32	22.62	12.14	10.38	6.27	3.67
<i>Eigenvectors</i>						
POP	0.82	-0.19	0.01	-0.45	0.10	-0.16
GDP	0.77	0.23	0.39	-0.23	0.28	0.11
Light	0.52	0.52	0.36	0.54	0.01	0.02
Rain	0.77	-0.39	0.13	0.16	-0.39	-0.22
Wind	0.03	0.84	-0.05	-0.36	-0.39	0.07
NDVI	0.77	-0.35	-0.36	0.09	-0.11	0.37
SDD	-0.49	-0.49	0.64	-0.17	-0.19	0.17

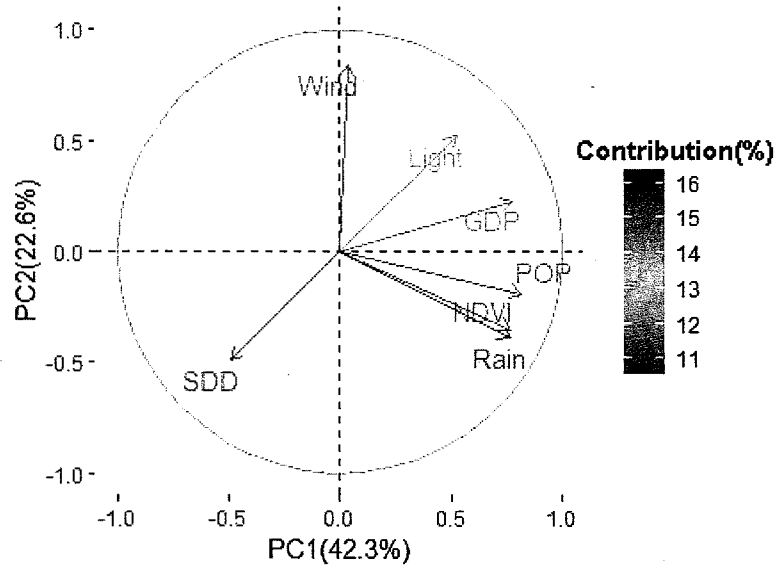


图 6.35 全国各省湖泊透明度与人类活动以及气候数据主成分分析

Fig. 6.35 Principal component analysis of human activities and climate change in all provinces of China

采用主成分分析方法对长江中下游湖泊透明度均值与湖泊的深度，水表温度，电导率，浊度，总氮，总磷，叶绿素，酸碱度，以及溶氧进行相关关系分析。结果表明用 6 个主成分可以描述湖泊水体物理化学特征 92% 的变化，并且 54% 变量可以用两个主成分（PC1 和 PC2）进行表达（图 6.36 和表 6.5），其中 PC1 可以解释 34.97% 的变量，PC2 可以解释 18.91% 的变量。透明度与水温、酸碱度以及溶氧相关性极弱，但是透明度与浊度、总氮、总磷以及叶绿素都显著性负相关，尤其是总磷含量，直接影响水体的透明度（图 6.37， $SDD = 241.4 \times Tur^{-0.48}$ ， $SDD = 68.07 \times TN^{-0.70}$ ， $SDD = 11.66 \times TP^{-0.64}$ ， $SDD = 112.49 \times Chla^{-0.34}$ ）。主成分 1（PC1）和总氮、总磷、叶绿素相关，是表征水质好坏的一个方向（图 6.38）。式 6-3 和 6-4 分别给出了第一主成分和第二主成分与湖泊物理、化学指标的关系：

$$PC1 = 0.47WT + 0.79SDD - 0.4pH - 0.52DO + 0.44CT - 0.28Tur - 0.72Chla + 0.70WD - 0.70TP - 0.70TN \quad (6-3)$$

$$PC2 = 0.49WT - 0.37SDD - 0.64pH - 0.75DO - 0.30CT + 0.54Tur - 0.05Chla - 0.31WD + 0.23TP - 0.05TN \quad (6-4)$$

式中 WT、SDD、pH、DO、CT、Tur、Chla、WD、TP 和 TN 分别代表水表温度、透明度、酸碱度、溶氧、电导率、浊度、叶绿素 a、水深、

总磷以及总氮浓度。

PC1 可以解释 91%的透明度变化 ($R^2=0.91$, $SDD=0.92\times PC1+46.38$, $P<0.001$), 74%的湖泊水深变化 ($R^2=0.74$, $WD=0.07\times PC1+2.26$, $P<0.001$), 55%的浊度变化 ($R^2=0.55$, $P<0.001$), 33%的总磷变化 ($R^2=0.33$, $P<0.05$), 22%的总氮变化 ($R^2=0.22$, $P<0.1$) 以及 26%的叶绿素变化 ($R^2=0.26$, $P<0.1$)。PC2 可以解释 56%的透明度变化 ($R^2=0.56$, $SDD=-1.01\times PC2+71.33$, $P<0.001$), 77%的浊度变化 ($R^2=0.77$, $Tur=1.13\times PC2+62.59$, $P<0.001$), 42%的水深变化 ($R^2=0.42$, $WD=-0.069\times PC2+4.08$, $P<0.001$), 16%的叶绿素变化 ($R^2=0.16$, $P<0.1$)。PC2 解释很小范围的总磷变化 ($R^2=0.074$, $P=0.45$) 以及总氮变化 ($R^2=0.025$, $P=0.63$)。

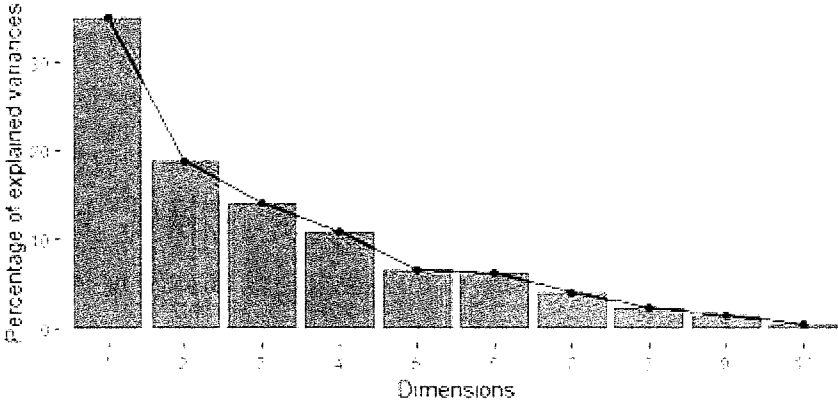


图 6.36 各组分可解释的湖泊变量范围

Fig. 6.36 Interpretable percentage of each dimension for physicochemical variables in MLRYR lakes

表 6.5 基于所有湖泊物理和化学指标的主成分分析结果

Table 6.5 Principal component analysis of physicochemical variables in MLRYR lakes

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Eigen values	3.50	1.89	1.42	1.09	0.66	0.62
% variation	34.97	18.91	14.15	10.89	6.62	6.18
<i>Eigenvectors</i>						
Water_temperature	0.47	0.49	-0.32	-0.41	0.37	0.12
Secchi_depth	0.79	-0.37	-0.35	0.24	-0.08	0.13

pH	-0.40	-0.64	-0.16	-0.47	-0.14	-0.17
Dissolved_oxygen	-0.52	-0.75	0.09	-0.16	0.04	0.21
Conductivity	0.43	-0.30	-0.62	-0.35	0.20	-0.18
Turbidity	-0.28	0.54	-0.43	-0.29	-0.59	-0.01
Chla	-0.72	-0.05	-0.38	0.06	0.04	0.51
Water_depth	0.70	-0.31	-0.36	0.44	-0.22	0.05
TP	-0.68	0.23	-0.45	0.34	0.20	0.03
TN	-0.70	-0.05	-0.33	0.33	0.12	-0.46

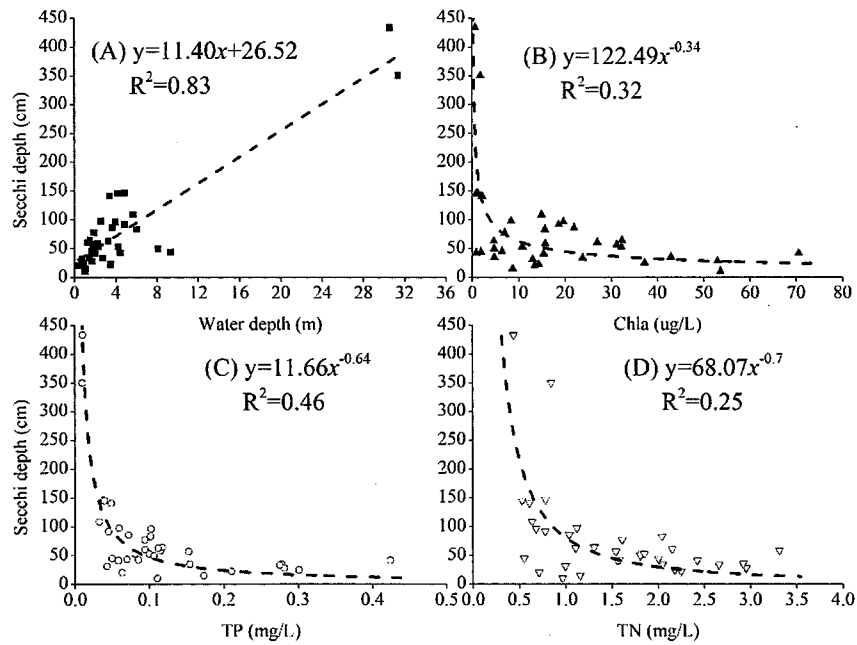


图 6.37 长江中下游湖泊透明度与水深、叶绿素、总磷和总氮相关性分析

Fig. 6.37 Relationship between SDD and physicochemical variables (water depth, Chla, TP and TN)

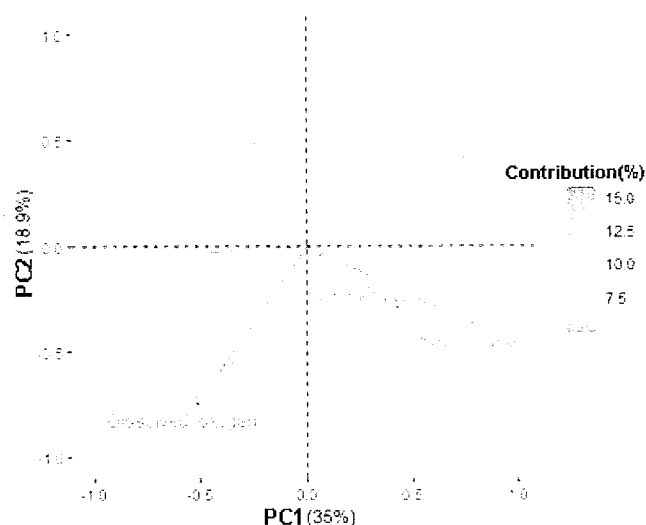


图 6.38 长江中下游湖泊物理和化学指标主成分分析

Fig. 6.38 Principal component analysis of physicochemical variables in MLRYR lakes

6.6 各湖区水体透明度变化机制分析

青藏高原湖泊透明度呈现显著增加的趋势 ($P < 0.05$, $R = 0.49$), 多年平均增长速率为: 1.2 cm yr^{-1} , 对青藏高原地区所有湖泊以及 10 km^2 以上湖泊透明度和面积变化分布的统计均表明, 青藏高原地区湖泊面积的扩张是导致该地区湖泊透明度上升的主要原因。青藏高原地区湖泊面积上升可能由多种因素引起, 其中包括降雨、入湖流量、冰川消融以及永久性冻土的退化^[187-189]。青藏高原地区气温和降雨量分别以每年 $0.03^\circ\text{C yr}^{-1}$ ($P < 0.01$) 和 0.77 mm yr^{-1} ($P < 0.01$) 在显著增加^[190-192], 平均风速以每年 1.1 cm/(syr) 的速率下降, 降雨的增加以及气温升高引起的冰川融化, 冻土消退将引起湖泊水容量的扩增以及水表面积的增长。受局部大气环流的影响, 水汽传输到青藏高原地区形成降雨, 导致湖泊面积的快速扩张^[193-195]。此外, 地形地貌影响着水汽的传输, 进而影响着湖泊的形成与变化, 青藏高原地区横断山脉所形成的“屏障”效应, 对湖泊的形成与演化具有重要的影响^[196]。由于青藏高原地区人口稀少, 特别是在内河道盆地 (羌塘高原), 大部分湖泊都聚集在这里, 因此人类活动对该地区湖泊透明度的影响相对较低。

蒙新高原湖区降雨量和透明度均呈现增加的趋势, 多年平均增长速率分别为: 1.0 mm yr^{-1} 和 0.2 cm yr^{-1} , 平均风速以每年 0.3 cm/(syr) 的速率显著下降 ($P < 0.01$, $R = -0.45$), NDVI 指数以每年 0.005 yr^{-1} 的速率显著上升 ($P < 0.001$, $R = 0.84$)。两个时段 (1986-1990 年和 2010-2015 年) 的湖泊面积统计结果显示,

蒙新高原湖区水体面积整体表现为增加,增加面积为 288 km^2 。降雨量的增加是湖泊面积增大的主要原因,湖泊水体面积的扩增,在一定程度上造成透明度的增大。研究表明,由风速浪引起的湖泊底泥再悬浮对浅水湖泊水体透明度具有显著影响^[23, 197, 198]。风速的下降在某种程度上降低了流动水体对湖泊底泥的扰动,进一步增加了水体的透明度。蒙新高原湖区人口稀疏,人类活动相对较弱,降雨量的增加以及风速的下降是蒙新高原湖泊透明度上升的主要原因。

东北平原湖区透明度呈现下降的趋势 ($P < 0.05$, $R = -0.33$), 多年平均下降速率为: 0.1 cm yr^{-1} 。该地区降雨量和风速均呈现下降的趋势 ($P > 0.05$, $R = -0.15$; $P < 0.01$, $R = -0.68$), 多年平均下降速率分别为: 1.1 mm yr^{-1} 和 1.1 cm/syr 。两个时段 (1986-1990 年和 2010-2015 年) 的湖泊面积统计结果显示, 水体面积整体表现为衰退, 差值为 801 km^2 , 结合热成像卫星观测的我国东北地区夜间灯光亮度数据以及人口变化表明人口的增长以及人类活动的加剧对地表水的摄取量在不断增加, 同样导致湖泊水体透明度的下降, 此外流域内林地、草地向城市用地以及耕地的转变将加剧透明度的这种变化^[199]。

云贵高原湖泊透明度呈现下降的趋势 ($P < 0.05$, $R = -0.32$), 多年平均下降速率为 0.1 cm yr^{-1} ; 降雨量和风速分别呈现下降 ($P > 0.05$, $R = -0.08$) 和上升 ($P > 0.05$, $R = 0.30$) 的趋势, 多年平均变化速率分别为: -0.53 mm yr^{-1} 和 0.2 cm/syr ; 降雨量、风速与透明度均未表现出显著相关性, 表明气候的变化并非透明度下降的主要原因。由于该地区湖泊出流水系较少, 故湖泊换水周期长, 生态系统较脆弱, 长期以来对资源的不合理利用 (围湖造田、放水发电等) 以及农业污水及生活废水的排放, 导致水体污染严重^[200, 201]。相比其他湖区湖泊, 云贵高原湖泊数目相对较少, 10 km^2 以上湖泊有 13 个, 合计面积 1088 km^2 , 主要包括云南省的滇池、洱海、抚仙湖、程海、泸沽湖等 11 个, 以及四川的邛海和贵州的草海。从各湖泊的长时间序列来看 (图 6.39), 云贵高原 11 个湖泊中 (滇池、洱海、程海、抚仙湖、泸沽湖、异龙湖、杞麓湖、星云湖、阳宗海、大屯海以及邛海), 杞麓湖在整个时段 (1988-2018 年) 呈现微弱上升趋势 (年增长速率为 0.01 cm yr^{-1}), 异龙湖、阳宗海透明度呈现先上升、后下降的趋势, 除此之外, 其他湖泊在整个时段均呈现下降的趋势, 下降速率变化范围为 $0.2\text{-}7.2 \text{ cm yr}^{-1}$, 均值为 $2.5 \pm 2.6 \text{ cm yr}^{-1}$ 。

东部平原湖泊持有最大的淡水资源，透明度呈现显著下降的趋势 ($P < 0.05$, $R = -0.42$)，多年平均下降速率为 0.2 cm yr^{-1} ，除了洞庭湖（1986-2004 年），洪泽湖（1986-2002 年）和军山湖（1986-1998 年）以外，这种下降的趋势在长江中下游湖泊中均有体现（图 6.40）。施坤等^[23]、李娜等^[202]、徐轩等^[110]分别基于 MODIS 和 Landsat 数据对太湖（2003-2015 年）、洪泽湖（2003-2017 年）、梁子湖（2007-2016 年）透明度长时间变化进行反演，结果均表明，这些湖泊的透明度呈现不同程度的下降，下降速率分别为 0.5 cm yr^{-1} 、 0.9 cm yr^{-1} 和 5.0 cm yr^{-1} 。长江中下游地区多年降雨量结果表明，降雨呈现上升的趋势 ($P < 0.05$, $R = 0.35$)，多年平均增长率为： 2.3 mm yr^{-1} ；而风速呈现下降的趋势 ($P < 0.01$, $R = -0.83$)，多年平均下降速率为： 1.3 cm/syr 。很多研究表明，降雨引起的入湖流量将携带大量的泥沙进入湖泊，导致湖泊在短期内变浑浊^[203-206]。然而，长江中下游 80% 的湖泊透明度和降雨量在月尺度上显著性正相关 ($P < 0.01$, $R > 0.66$)，降雨量增大，更大程度上促进水体中悬浮物的稀释过程^[198]，这种稀释过程，将掩盖入湖泥沙所带来的透明度下降的影响。降雨量在年际上的增加并未带来湖泊面积的增长，基于两个时段的湖泊面积统计结果显示，水体面积整体表现为衰退，差值为 1862 km^2 ，相当于消失了大半个太湖。降雨和透明度在月尺度上的正相关（图 6.6 和图 6.7）以及水体面积的衰退，均表明了人口的增长以及人类活动的加剧对地表水的摄取量以及水质的破坏在不断增加，尤其在人类活动强度较大的长三角以及东部沿海地区^[207]。Zhang 等^[192]的研究同样表明长江中下游地区人类活动最强烈，城市的发展对湖泊消退的贡献率高达 35%。位于长江中下游的武汉市，在 2000-2016 年期间，因为城市扩张带来的填湖导致 90 个湖泊消失（<http://politics.caijing.com.cn/20160708/4145947.shtml>）。自 2003 年三峡大坝建成以来，长江中下游地区主要湖泊水位呈现下降的趋势^[208, 209]。例如自长江三峡大坝运行以来，中国第一大淡水湖（鄱阳湖）的水位显著下降^[210]，大坝的蓄水同样导致鄱阳湖、洞庭湖湖泊面积下降^[211]，此外，2001 年以来，鄱阳湖频繁的采砂活动同样导致湖泊水位显著下降^[212]。基于对两个时段的湖泊面积变化进行分析，我们同样发现洞庭湖、鄱阳湖水面面

积在减少,减少面积分别为 639 km^2 和 798 km^2 。人口活动对水资源的影响一方面体现在对水量摄取的不断增加,另一方面,则表现在对水质的破坏。研究表明,我国东部湖区 66%以上湖泊水体正处于富营养化阶段,其中 22% 以上水体正处于重(超)富营养化阶段^[7],尤其是长江中下游湖泊,均发生不同程度的富营养化,我国五大淡水湖(鄱阳湖、洞庭湖、太湖、洪泽湖以及巢湖)水质更是全年处于 III-V 类水平。湖泊富营养化引起藻类尤其是蓝藻的异常增殖,从而破坏水生生态系统的平衡,危害人类和其他动物的健康^[8]。太湖是我国湖泊蓝藻水华暴发的典型地区,近年来,太湖蓝藻暴发频次和强度逐渐增大,暴发的位置也从原来的梅梁湾小块区域扩展到西南部大部分区域。水体富营养化严重影响着湖泊水体水质,使水体透明度下降,光照难以到达水下,从而影响水生动植被的生长。张运林等^[6]研究表明,自 1980 年以来,鄱阳湖、洞庭湖、太湖、洪泽湖、长湖、梁子湖、斧头湖、洪湖、武汉东湖以及巢湖水生植被面积呈现不同程度下降的趋势,并且在最近 10 年里,水生植被下降的速率越来越大,截止 2017 年,各湖泊水生植被下降面积分别为: 834 km^2 、 59.62 km^2 、 42.75 km^2 、 375.16 km^2 、 113.53 km^2 、 189.04 km^2 、 67.73 km^2 、 287.82 km^2 、 23.58 km^2 和 104.99 km^2 。下降速率分别为: $2.02\% \text{ yr}^{-1}$ 、 $0.44\% \text{ yr}^{-1}$ 、 $1.24\% \text{ yr}^{-1}$ 、 $8.38\% \text{ yr}^{-1}$ 、 $11.82\% \text{ yr}^{-1}$ 、 $9.71\% \text{ yr}^{-1}$ 、 $2.54\% \text{ yr}^{-1}$ 、 $9.51\% \text{ yr}^{-1}$ 、 $12.57\% \text{ yr}^{-1}$ 和 $3.79\% \text{ yr}^{-1}$ 。水生植被具有抑制浅水湖泊底泥再悬浮,降低水中养分的循环速率,改善水质的功能^[9-11]。水生植被的衰减,将进一步恶化水质,使湖泊从清洁低营养状态向浑浊富营养化状态转变,并且这种转变是不可逆的,一旦发生,湖泊生态系统将很难恢复到初始状态^[6]。

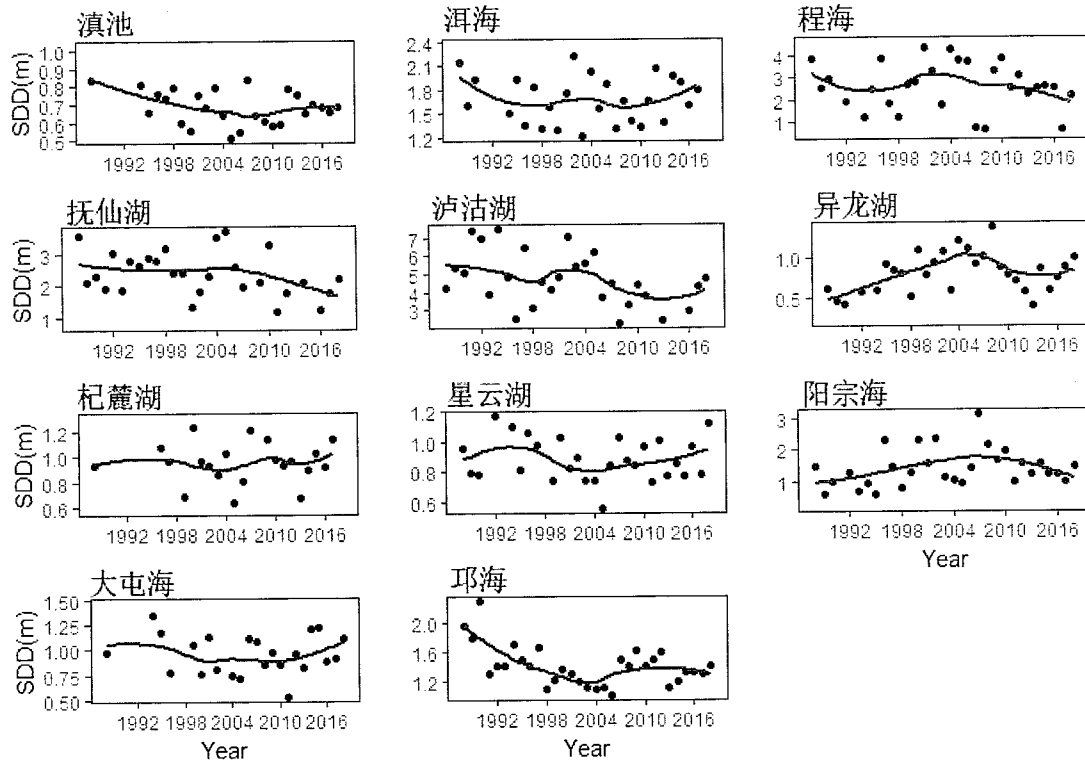


图 6.39 云贵高原湖泊透明度长时间变化（灰色区域代表 95%置信区间）

Fig. 6.39 Long-term Changes of SDD in Yunnan-Guizhou Plateau lakes from 1986-2018(Grey area represents 95% confidence interval)

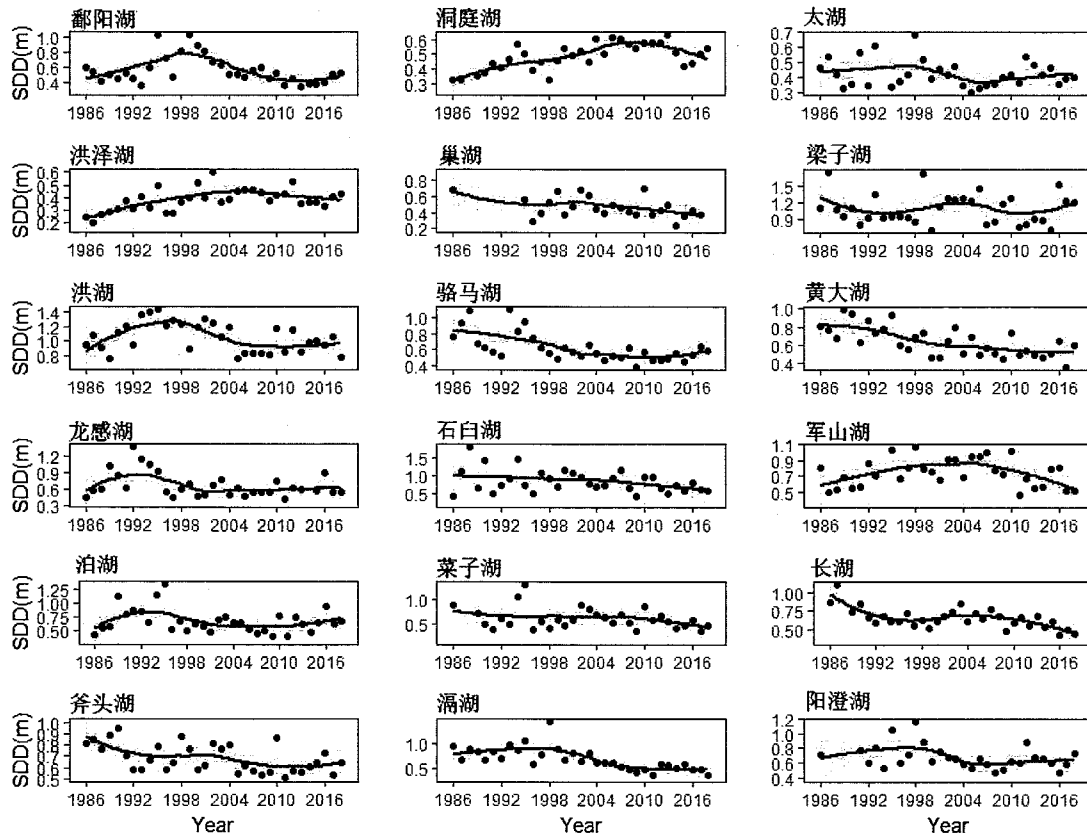


图 6.40 长江中下游湖泊透明度长时间变化（灰色区域代表 95%置信区间）

Fig. 6.40 Long-term Changes of SDD in MLRYR lakes from 1986-2018 (Grey area represents 95% confidence interval)

6.7 本章小结

无论是对所有湖泊还是 10 km^2 以上湖泊透明度和面积变化分布的统计均表明，透明度的上升主要是由于水体面积的扩张导致的，由水体扩张导致的透明度上升在青藏高原尤为突出，而透明度下降并非只是由湖泊面积的消退导致，还与其他因素有关。全国、各湖区以及各省降雨与透明度结果在长时间序列上未表现出显著相关性。但长江中下游湖泊透明度和降雨在月尺度上以及干、湿季表现出较好的相关性，降雨量越大，透明度越大。全国湖泊透明度和风速无论在年尺度上还是月尺度上都未表现出显著相关性，但对于 20% 的长江中下游湖泊而言，透明度和风速在年尺度上表现为显著性负相关，即：风速越大，透明度越低。风浪过程引起湖泊底泥的再悬浮，较大地影响着浅水湖泊的透明度。全国、各湖区以及各省 NDVI 与透明度结果在长时间序列上未表现出显著相关性，但 NDVI 年内变化显

著且与透明度的年内变化呈现相同的变化趋势。全国湖泊透明度的时空变化与人类活动息息相关，东部湖区透明度与夜间灯光数据显著负相关，表明人类活动对东部湖区湖泊透明度影响较大。其他地区的部分时段，透明度与夜间灯光数据具有相反的变化趋势。全国各省中，广东省夜间灯光的年变化和透明度年变化显著性负相关，且夜间灯光年变化趋势和透明度的年变化趋势在一定程度上表现相反。其他省份尽管相关性较低甚至正相关，但夜间灯光和透明度的年变化趋势在部分时段或者整个时段表现相反。

全国湖泊透明度影响因素总结如图 6.41，气候变化和人类活动通过改变湖泊水量（以湖泊面积表示）以及底泥扰动、水生植被以及藻类生长环境来影响湖泊透明度。此外，流域内植被指数的变化引起的湖泊上游泥沙以及营养物质输入的改变，同样显著影响着湖泊透明度。青藏高原地区降雨的逐年增加以及气温的升高引起的冰川融化是引起湖泊水容量扩增以及水表面积增大并导致湖泊透明度上升的主要原因。蒙新高原湖区降雨量的增加是湖泊面积增大的主要原因，湖泊水体面积的扩增，在一定程度上造成透明度的增大，风速的下降在某种程度上降低了流动水体对湖泊底泥的扰动，进一步增加了该地区水体的透明度。东北平原夜间灯光数据以及人口变化表明人口的增长以及人类活动的加剧对地表水的摄取在不断增加，导致湖泊面积和透明度的下降。此外，流域内林地、草地向城市用地以及耕地的转变加剧了透明度的这种变化。云贵高原湖区气候的变化并非透明度下降的主要原因。由于该地区湖泊出流水系较少，故湖泊换水周期长，生态系统较脆弱，长期以来对资源的不合理利用（围湖造田、放水发电等）以及农业污水及生活废水的排放，导致水体污染严重。东部平原湖区降雨量的增加以及风速的下降并未带来湖泊透明度的增大，透明度的逐年下降，水体面积的衰退，水生植被的减少以及湖泊富营养化加剧均表明人口的增长以及人类活动的增强对地表水的摄取量以及水质的破坏在不断增加，尤其在人类活动强度较大的长三角以及东部沿海地区。

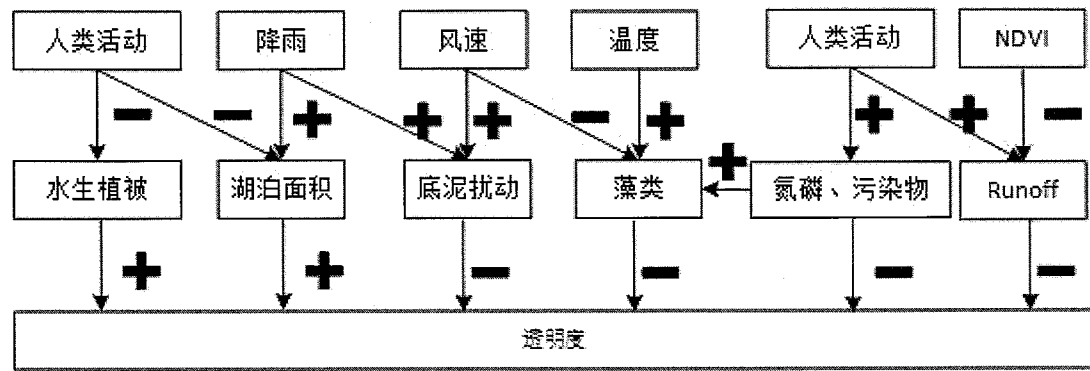


图 6.41 全国湖泊透明度长期变化驱动机制（+：正相关；-：负相关）

Fig. 6.41 Driving mechanism of long-term variation of SDD in China lake (+: positive correlation, -: negative correlation)

第7章 总结与展望

7.1 总结

本文基于 Landsat 系列数据对全国 10 km^2 以上湖泊透明度进行遥感估算, 获取 1986-2018 年各省、各湖区以及全国湖泊透明度的长期变化, 结合气象数据和人类活动数据分析不同湖区透明度长期变化机制, 主要结果如下:

1、全国湖泊透明度估算模型构建与验证: 基于 Landsat 红光波段遥感反射率构建的幂函数模型具有较好的估算效果。利用独立的样本对模型进行验证, 结果表明透明度实测值和估算值均匀分布在 1:1 线两侧且均分布在 95%预测区间内, 相关系数为 0.70, MRE 和 NRMSE 分别为 34.4%和 55.2%。

2、全国湖泊透明度时空格局: 从空间上看, 东部湖群和东北湖群湖泊具有相对较低的透明度, 透明度均值分别为 $0.53 \pm 0.17\text{ m}$ 和 $0.47 \pm 0.29\text{ m}$ 。云贵高原湖泊和青藏高原湖泊透明度相对较高, 平均透明度分别为 $1.19 \pm 0.86\text{ m}$ 和 $1.08 \pm 0.83\text{ m}$, 蒙新高原湖泊和全国湖泊均值则居于两者之间, 平均透明度分别为 $0.70 \pm 0.57\text{ m}$ 和 $0.88 \pm 0.73\text{ m}$ 。从各湖区以及全国湖泊透明度长时间变化来看, 青藏高原湖泊, 蒙新高原湖泊透明度呈现显著增加的趋势, 多年平均增长速率分别为: 1.1 cm yr^{-1} 和 0.2 cm yr^{-1} 。东北平原、东部平原以及云贵高原湖泊透明度呈现下降的趋势, 多年平均下降速率分别为: 0.1 cm yr^{-1} , 0.2 cm yr^{-1} 和 0.1 cm yr^{-1} 。全国湖泊透明度呈现下降的趋势, 但统计上不显著 ($P>0.05$)。

3、透明度影响因子时空格局: 整体来看, 全国湖泊水体面积整体表现为增加, 差值为 3938 km^2 。面积下降的湖泊主要集中在长江中下游、东北平原地区以及部分蒙新高原地区, 面积上升的湖泊集中在青藏高原地区。全国降雨时空变化显著, 东部湖区以及云贵高原湖区降雨量显著高于其他湖区, 各湖区 1-7 月份降雨量逐渐增大, 随后降雨量逐渐减小。青藏高原湖区、蒙新高原湖区以及东部平原湖区降雨呈现增加的趋势, 多年平均增

长率分别为： 0.45 mm yr^{-1} 、 1.04 mm yr^{-1} 和 2.3 mm yr^{-1} 。东北平原和云贵高原湖区降雨量呈现下降的趋势，多年平均下降速率分别为： 1.1 mm yr^{-1} 和 0.53 mm yr^{-1} 。我国平均两分钟风速时空变化显著，北方地区和东北地区风速显著高于中部和南部地区。除了云贵高原湖区风速呈上升趋势（上升速率： 0.2 cm/ (syr) ）以外，其他湖区（东北平原、东部平原、青藏高原和蒙新高原）以及全国风速均呈逐年下降的趋势，下降速率分别为： 1.1 cm/ (syr) 、 1.3 cm/ (syr) 、 1.1 cm/ (syr) 、 0.3 cm/ (syr) 和 0.7 cm/ (syr) 。全国 NDVI 指数年内变化显著，且具有明显的周期性特点，1 月至 8 月 NDVI 逐渐增大，随后的 8-12 月份，NDVI 逐渐下降。相比年内变化，NDVI 的年际变化相对较小。空间上，东部湖区和云贵高原湖区 NDVI 指数显著高于东北平原湖区，而东北平原湖区 NDVI 值显著高于蒙新高原湖区以及青藏高原湖区。全国 GDP、人口以及夜间灯光数据具有相似的时空分布格局，在时间上，三者呈现不断增长的趋势，空间上具有从东南向西北、从沿海向内地、从平原向山区逐渐降低的特点。

4、全国湖泊透明度变化与水面积变化的关系：基于所有湖泊（3146 个）以及 $\geq 10 \text{ km}^2$ 的湖泊（738 个）面积变化和湖泊透明度变化统计表明，透明度的上升主要是由于水体面积的扩张导致的，由水体扩张导致的透明度上升在青藏高原尤为突出，而透明度下降并非只是由湖泊面积的消退导致，还与其他因素有关。

5、全国湖泊透明度与气象水文条件的关系：透明度和降雨在月尺度上以及干、湿季表现出较好的相关性，降雨量越大，透明度越大。尽管很多研究表明，降雨量越大，入湖流量将携带更多的泥沙进入湖泊，导致湖泊越浑浊，但是降雨量变大，更大程度上促进水体中悬浮物的稀释过程，这种稀释过程，将掩盖入湖泥沙所带来的透明度下降的影响。对于 20% 的长江中下游湖泊而言，透明度和风速在年尺度上表现为显著性负相关，即：风速越大，透明越低。风浪过程引起湖泊底泥的再悬浮，较大地影响着浅水湖泊的透明度。

6、全国湖泊透明度与植被指数的关系：全国、各湖区以及各省 NDVI 与透明度结果在长时间序列上未表现出显著相关性。97% 的长江中下游湖

泊透明度和流域 NDVI 指数呈现正相关, 其中极显著性正相关 ($P<0.01$, $R>0.66$) 的湖泊有 617 个, 占有所有湖泊中的 89%。

7、全国湖泊透明度与人类活动关系: 五大湖区中, 人类活动对东部湖区湖泊透明度影响较大, 夜间灯光数据与透明度显著负相关, 相关系数为 -0.45 ($P<0.05$), 人口、经济数据与透明度结果同样显著性负相关, 相关系数分别为 -0.35 和 -0.37。其他地区的部分时段, 透明度与夜间灯光数据具有相反的变化趋势。

8、全国以及长江中下游湖泊透明度变化综合分析: 采用随机森林的方法结果表明各省夜间灯光数据对透明度变化的贡献高于其他指标, 两者具有较好的指数分布特征。基于主成分分析方法结果表明长江中下游湖泊透明度与水深显著性正相关 ($R^2=0.83$), 透明度与浊度、总氮、总磷以及叶绿素均显著性负相关, 尤其是总磷含量, 直接影响水体的透明度。

9、自然要素和人类活动对各湖区水体透明度综合影响: 青藏高原地区湖泊面积的上升是导致该地区湖泊透明度上升的主要原因, 降雨的增加以及气温升高引起的冰川融化、冻土消退进而导致湖泊水容量的扩增以及水表面积的增长。蒙新高原湖区降雨量的增加以及风速的下降是水体透明度上升的主要原因。东北平原地区人口的增长以及人类活动的加剧导致湖泊水量和水体透明度的显著下降, 此外, 流域内林地、草地向城市用地以及耕地的转变加剧了透明度的这种变化。云贵高原湖区气候的变化并非透明度下降的主要原因, 长期以来对资源的不合理利用以及农业污水及生活废水的排放, 导致该地区水体污染严重。东部平原湖区降雨量的增加以及风速的下降并未带来湖泊透明度的增大, 透明度的逐年下降、水体面积的衰退、水生植被的减少以及湖泊富营养化加剧均表明人口的增长以及人类活动的增强对地表水的摄取量以及水质的破坏在不断增加, 尤其在人类活动强度较大的长三角以及东部沿海地区。

7.2 不足与展望

1、受到计算机软硬件条件的限制, 我们只能得到 10 km^2 的分辨率全国湖泊透明度长时间序列产品, 并在此基础上完成各湖泊、各省、各湖区以及全国的透明度长时间变化分析, 未来的工作中, 通过改进计算机硬

件条件，完成更高分辨率的透明度产品。

2、本文只做了两个时段（1986-1990 和 2010-2015 年）的全国湖泊水面积变化，在此基础上分析水面积变化对湖泊透明度的影响，而全国水面积在整个时间轴上的变化规律以及对透明度的影响未知。未来将开展全国湖泊面积长时间变化对水体透明度的影响。

3、本文只做到透明度的反演提取、时空格局和可能的影响机制，但关于透明度长期变化的环境影响和生态效应却鲜有探讨，未来将开展全国湖泊透明度变化对湖泊初级生产力、湖泊水生植被生长的影响。

4、现有的研究在全国以及湖区尺度探讨了湖泊透明度变化的原因，但湖泊间差异显著，未来将重点关注典型湖泊，对其影响机制进行更深入研究。

5、现在的研究是基于湖泊分区来探讨透明度长期变化，未来还可以基于湖泊类型（贫、中、富营养类型或者浅水、深水类型）对湖泊透明度长时间变化进行深入研究。