



## 博士学位论文

# 基于哨兵 2 卫星水色异常水体识别与典型内陆水体水色时空变化分析

## Identification of Water Colour Anomaly and Analysis of Temporal and Spatial Variation of Water Colour Typical Inland Waters Based on Sentinel-2 Satellite

作者姓名: 赵业隆

导师姓名: 杨帆 教授

学科专业: 摄影测量与遥感

研究方向: 遥感信息识别与提取

完成日期: 2021 年 12 月 11 日

**辽宁工程技术大学**

Liaoning Technical University

中图分类号         P23        

学校代码         10147        

UDC         258        

密    级         公  开        

**辽宁工程技术大学**

**博士学位论文**

**基于哨兵 2 卫星水色异常水体识别与典型内陆水  
体水色时空变化分析**

**Identification of Water Colour Anomaly and  
Analysis of Temporal and Spatial Variation of Water  
Colour of Typical Inland Waters Based on Sentinel-2  
Satellite**

作者姓名         赵业隆        

学    号         471710035        

导师姓名         杨帆        

副导师姓名         李俊生        

申请学位         工学博士        

培养单位         测绘与地理科学学院        

学科专业         摄影测量与遥感        

研究方向         遥感信息识别与提取        

二〇二一年十二月

# 摘要

近年来,中国水环境污染问题日益严重,湖库大面积爆发水华、河流污染、坑塘污染等方面尤为突出。运用遥感技术开展水色异常水体识别与水质时空变化分析具有高效、经济和人工成本低、监测范围广,以及能够实时动态监测水环境变化等诸多优势。同时,对于开展水质监测和导致水质变化驱动因素的相关性分析具有十分重要的科学意义和社会意义。

由于季节和地域的差异性,内陆水体组成成分、光场变化以及气溶胶特性均比较复杂,并且内陆水体不集中,分布范围比较广,同时也会受到陆地邻近效应等因素的影响,建立一个稳定的、具有良好普适性并且针对内陆水体水质遥感监测模型是一项十分巨大挑战。为了开展大范围内陆水体水质遥感监测研究,FUI(Forel-Ule Index, FUI)水色指数是一种光学参数,是太阳光和水中物质相互作用的结果。它不受水中不同物质吸收和散射的影响,与水体的清洁程度具有较强的相关性。

本研究以京津冀地区的重要水源地白洋淀、黑龙江省齐齐哈尔市、河北省国家级新区雄安新区、亚洲第一长河-长江作为研究区,以色度角 $\alpha$ 、FUI水色指数、水体透明度(Secchi Disk Depth, SDD)作为水质评价指标,开展水色异常水体识别与典型内陆水体水色时空变化分析,本研究主要完成以下研究工作:

(1) 本研究以黑龙江省齐齐哈尔市和河北省国家级新区雄安新区作为研究区,通过分析两个研究区内的一般水体与水色异常水体的颜色与实测光谱的差异性,提出基于水体色度角 $\alpha$ 筛查大范围水色异常水体方法,并且构建基于 Sentinel-2 MSI 数据提取色度角 $\alpha$ 流程和消除色度角 $\alpha$ 系统偏差的线性拟合公式,评价结果表明: $R^2=0.9029$ , RMSE(Root Mean Squared Error)= $4.397^\circ$ , MRE(Mean Relative Error)= $1.744\%$ ;经实践证明,当色度角 $\alpha$ 为 $230.958^\circ$ 作为筛查水色异常水体阈值时具有良好的识别精度,可为筛查大范围水色异常水体提供参考依据。

(2) 本研究以京津冀地区重要水源地白洋淀作为研究区,以 FUI 水色指数作为水质评价指标。构建基于 Sentinel-2 MSI 数据的 FUI 水色指数提取方法,得到 FUI 水色指数精度为: MRE= $3.54\%$ , RMSE= $0.57$ 。FUI 水色指数可反映水体的清澈成度。通过此方法,本研究在本地和 Google Earth Engine(GEE)云平台计算 2016 年-2020 年 4 月-11 月白洋淀水域 FUI 水色指数结果,根据白洋淀水域的水深和功能区划分为七个子区域,并分析白洋淀水域 FUI 水色指数空间分布格局、季节变化、年际变化。结果显示,白洋淀水域 FUI 水色指数呈现南高北低空间分布格局;白洋淀水域七个子区域和整体季节变化规律是一致的,在春季和秋季比较浑浊,夏季比较清澈。对于年际变化,A 区在 2016 年-2020 年水体浑浊程

度严重，而 B、C、D、E、F 和 G 显示有缓慢下降的趋势。研究结果显示，当地出台相关的治理政策对白洋淀整体水质提升具有良好的治理效果。

(3) 本研究以亚洲第一长河-长江作为研究区，构建基于 Sentinel-2 MSI 数据的水体透明度反演算法，通过 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ 构建透明度反演模型，通过 MODIS 数据反演透明度结果评价 Sentinel-2 MSI 数据反演透明度结果，评价精度为： $R^2=0.8854$ ， $RMSE=0.07m$ ， $MRE=14.0\%$ ，皮尔森相关系数为 0.94。在本地和 GEE 云平台计算 2017 年-2020 年 1 月-12 月长江透明度结果，并分析空间分布格局、季节变化、年际变化，并将长江干流分为上游、中游、下游三部分。结果显示，对于空间分布，长江干流透明度呈现西高东低的空间分布格局。长江干流透明度发生变化的主要驱动因素是泥沙径流量、降水和水位。长江干流上游和下游透明度与降水、水位和泥沙径流量成负相关关系，而长江干流中游与水位成正相关关系。长江干流上游、下游和总体透明度呈现微弱下降的趋势，而中游几乎保持不变。

本研究构建 Sentinel-2 MSI 数据的色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数提取方法，提出校正色度角 $\alpha$ 系统偏差的线性拟合公式。确定识别水色异常水体色度角 $\alpha$ 阈值；以 FUI 水色指数为水质评价指标，开展白洋淀水域水色时空变化分析；基于 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 构建的透明度模型，应用于长江干流水域并开展透明度的时空变化分析。

该论文有图 49 幅，表 11 个，参考文献 211 篇。

**关键词：**哨兵-2；GEE；Forel-Ule Index；色度角；透明度；遥感

# Abstract

Recently, the water pollution problem in China has become increasingly serious, especially in large lakes and reservoirs, such as algal blooms, river and pit pollution. Monitoring the changes in aquatic environment and recognition of water colour anomaly using satellite-based remote sensing technology has the advantages of reduced costs, high efficiency, wide application range, and inclusion of real-time dynamic monitoring. Meanwhile, it has scientific and social significance for monitoring the change trends and determining the driving factors of inland water quality.

Due to seasonal and regional differences, the inland water composition and aerosol characteristics are complex. Additionally, the inland water is not concentrated and widely distributed and thus will be affected by the land proximity effect and other related problems. Therefore, it is a challenge that what establishes a universal monitoring model for inland water quality based on remote sensing. To conduct remote sensing-based monitoring of inland water quality over a wide range, Forel-Ule Index (FUI), which is not affected by the changes in the water composition and light field, is an important optical parameter. FUI has a good correlation with water clarity.

In this study, Baiyangdian Lake, Qiqihar City, Xiong'an New Area, and Yangtze River were selected as study areas, and the FUI, hue angle  $\alpha$ , and water clarity (Secchi disk depth, 透明度) were selected as water quality evaluation indexes to analyse the temporal and spatial variations in water colour typical inland water bodies and to identify anomaly water bodies.

(1) The study was conducted in Qiqihar City of the Heilongjiang Province and Xiong'an New Area of the Hebei Province. The measured spectral differences and water colour of the normal and anomaly water bodies in the two study sites were analysed to investigate the influence of the external environment on water colour. A method for screening wide-ranged water bodies with anomaly water colour was proposed in this study based on the water colour and hue angle  $\alpha$ . Moreover, the method constructed a model based on the extraction of hue angle  $\alpha$  from Sentinel-2 MSI (multi-spectral instrument, MSI) data and calibration of linear fitting formula and accuracy improvement of the hue angle  $\alpha$ . Subsequently, the  $R^2$ , the root mean square error (RMSE), mean relative error (MRE) values of the model were 0.9029, 4.397°, and 1.744%, respectively. The study indicated that when the screening threshold of anomaly water colour was set at a hue angle  $\alpha$  of 230.958°, the proposed model exhibited good stability and acceptance and thus can be used as a reference to screen anomaly water colour.

(2) As for Baiyangdian Lake, it is an important water resource in Beijing city, Tianjin city and Hebei Province, and FUI is taken as the water quality evaluation parameter. Based on the Sentinel-2 MSI data, an extraction method for the FUI was developed. Subsequently, the MRE and RMSE values of the method were 3.54% and 0.57, respectively. Furthermore, the FUI is inversely proportional to the degree of water clarity. Using

this method, the study calculated the FUI and time series data of the Baiyangdian Lake from April to November during 2016-2020 on local and Google Earth Engine (GEE) cloud platform. And we analysed the spatial distribution patterns, seasonal variations, and inter-annual variations of the lake. To precisely analyse the spatiotemporal variation in the FUI of the Baiyangdian Lake, a partition statistical method suitable for remote sensing of water colour was proposed. The Baiyangdian Lake was divided into seven sub regions by water depth and functional area. The spatial distribution results indicated that the FUI value was high in the south and low in the north. The seasonal variations in the Baiyangdian Lake and seven sub-regions were consistent, with turbid water in spring and autumn, and clear water in summer. Inter-annual variations analyses for 2016-2020 indicated that the zone of A became progressively turbid, whereas the B、C、D、E、F and G zones exhibited slow and gradually decreasing trends. Our findings suggest that the overall water quality of Baiyangdian Lake may be better, which may be related to the governance polices of the region.

(3) The study was conducted in Yangtze River. And it is the longest river in Asia. Furthermore, based on the Sentinel-2 MSI data, a water clarity retrieval algorithm was constructed, based on which a water clarity retrieval model was developed using the FUI and hue angle  $\alpha$ . Subsequently, the accuracy of the model results was evaluated using the water clarity retrieval results of the MODIS data as true reference values. The  $R^2$ , RMSE, MRE and Pearson correlation coefficient values of the model were 0.8854, 0.07m, and 14.0%, respectively, while the correlation coefficient was 0.93. The method was also used to calculate the water clarity and time series data of the Yangtze River from January to December during 2017-2020 on local and GEE platform. Additionally, the FUI spatial distribution pattern, seasonal variations, and inter-annual variations of the region were analysed. Consequently, the spatial distribution pattern results of the SDD of Yangtze River indicated a high SDD in the west and a low SDD in the east. The main driving factors affecting the Yangtze River SDD was sediment runoff, water level, and precipitation. The upstream and downstream Yangtze River SDD was negatively correlated with the change in precipitation, water level and sediment runoff, whereas the midstream Yangtze River SDD was positively correlated with the change in water level. The upper and lower reaches of the Yangtze River and overall SDD showed a weak downward trend, and the middle reaches of the Yangtze River remained almost unchanged.

The study constructed a model based on the extraction of hue angle  $\alpha$  and FUI from Sentinel-2 MSI data and calibration of linear fitting formula and accuracy improvement of the hue angle  $\alpha$  and FUI. And the study indicated that when the screening threshold of anomaly water colour was set at a hue angle  $\alpha$ . Taking the FUI as the water quality evaluation index, the temporal and spatial variation of water color in Baiyangdian water area is analyzed; A water clarity retrieval algorithm was constructed, based on which a water clarity retrieval model was developed using the FUI and hue angle  $\alpha$ . And the model is applied to the main stream of the Yangtze River, and the spatio-temporal change analysis of SDD was carried out.

There are 49 figures, 11 tables and 211 references.

**Keywords:** Sentinel-2; Google Earth Engine; Forel-Ule Index; Hue Angle; Water Clarity; Remote Sensing

# 目 录

1 绪论.....	1
1.1 研究背景.....	1
1.2 研究现状.....	3
1.3 研究内容.....	9
1.4 研究方法与技术路线.....	9
2. 研究区概况和数据获取与预处理 .....	12
2.1 研究区概况.....	12
2.2 实测数据获取与处理.....	15
2.3 Sentinel-2 MSI 数据获取与处理 .....	22
2.4 水华、水草剔除.....	40
2.5 时间序列数据计算.....	40
2.6 本章小结.....	40
3. 水体色度角、FUI 水色指数和透明度的遥感提取方法.....	41
3.1 CIE 色度系统 .....	41
3.2 基于 Sentinel-2 MSI 数据色度角提取.....	45
3.3 基于 Sentinel-2 MSI 数据提取 FUI 水色指数 .....	48
3.4 基于 Sentinel-2 MSI 数据反演水体透明度.....	53
3.5 精度评定指标.....	54
3.6 光谱等效.....	56
3.7 本章小结.....	56
4. 基于 Sentinel-2 MSI 数据色度角识别水色异常水体.....	58
4.1 色度角精度评定.....	58
4.2 基于水体色度角识别水色异常水体 .....	59
4.3 水体色度角阈值的验证.....	61
4.4 水体色度角的合理性评价 .....	63
4.5 本章小结.....	67
5. 基于 Sentinel-2 MSI 数据的白洋淀水色时空变化分析.....	69
5.1 FUI 水色指数精度评价 .....	69
5.2 白洋淀 FUI 水色指数时空变化分析 .....	72
5.3 FUI 水色指数模型适用性分析 .....	76
5.4 本章小结.....	76
6. 基于 Sentinel-2 MSI 数据长江透明度的时空变化分析.....	78
6.1 透明度精度评价.....	79
6.2 长江干流透明度时空变化分析 .....	82

6.3 影响长江干流透明度变化影响因素 .....	91
6.4 透明度模型的适用性分析 .....	98
6.5 本章小结.....	98
7. 结论与展望 .....	100
7.1 结论.....	100
7.2 创新点.....	100
7.3 展望.....	101
参考文献.....	102

## 图清单

图序号	图名称	页码
图 1.1	黑龙江省齐齐哈尔市和河北省雄安新区水色异常水体现场照片	7-8
Figure 1.1	Scene photo of waterbody with anomalous waters in Qiqihar City, Heilongjiang Province and Xiong'an New Area, Hebei Province	7-8
图 1.2	文章总体技术路线图	11
Figure 1.2	The overall technical route of the paper	11
图 2.1	研究区：河北省雄安新区	12
Figure 2.1	Study area at the Xiong'an New Area in Hebei Province	12
图 2.2	研究区：黑龙江省齐齐哈尔市	13
Figure 2.2	Study area at Qiqihar City in Heilongjiang Province	13
图 2.3	研究区：白洋淀	14
Figure 2.3	Study area of Baiyangdian Lake	14
图 2.4	长江研究区域	15
Figure 2.4	Study area of Yangtze River	15
图 2.5	测试区(a)齐齐哈尔市和雄安新区；注：齐齐哈尔市 1-6 为一般水体，7-10 为水色异常水体；雄安新区 1-4 为一般水体，5-6 为水色异常水体	16
Figure 2.5	Test Sites at (a) Qiqihar City and (b) the Xiong'an New Area. Note: In Qiqihar, samples 1-6 are general water bodies, and samples 7-10 are anomalous water bodies; In Xiong'an New Area, samples 1-4 are general water bodies, and samples 5-6 are anomalous water bodies.	16
图 2.6	长江验证区域	17
Figure 2.6	Verification Area of Yangtze River	17
图 2.7	光谱仪水面以上观测几何	20

Figure 2.7	Observation geometry of spectrometer above waterbody surface	20
图 2.8	野外实验流程图	22
Figure 2.8	The technical route of field experiments	22
图 2.9	基于 GEE 平台的开发环境	25
Figure 2.9	Development Environment based on Google Earth Engine platform	25
图 2.10	水体提取技术路线	32
Figure 2.10	The technical route of waterbody extraction	32
图 2.11	Sentinel-2 RGB 真彩色影像和通过水体指数 MuWI、NDWI、MNDWI 水体提取结果;注: A、B、C 水体分别位于齐齐哈尔市昂昂溪区和富裕县	36
Figure 2.11	Sentinel-2 RGB image and corresponding water maps classified by spectral waterbody indices, multispectral water index (MuWI) MuWI-R $\cap$ MuWI-C, modified normalized difference water index (MNDWI), and normalized difference water index (NDWI). Note: A, B, and C are red box areas in Figure 3 (Location: Angangxi District and Fuyu County of Qiqihar City)	36
图 2.12	白洋淀水体提取结果(a)&d Sentinel-2 RGB; (b) &eMBWI 灰度影像; (c)&f 水体提取结果; (g)&(h)	36-37
Figure 2.12	The result of waterbody extraction from Baiyangdian Lake (a)&d Sentinel-2 RGB; (b) &eMBWI grey image; (c)&f the result of waterbody extraction; (g)&(h)	36-37
图 2.13	长江水体提取结果(a) Sentinel-2 RGB; (b) MBWI 灰度影像; (c)水体提取结果	38-39
Figure 2.13	The result of waterbody extraction from Yangtze River; (a) Sentinel-2 RGB; (b) MBWI Grayscale Image; (3) the result of waterbody extraction	38-39
图 3.1	红、绿、蓝的颜色匹配函数(Color Match Function, CMF)曲线, 对光谱信息进行加权推导色度角 <sup>[160]</sup>	42
Figure 3.1	Color Matching Function (CMF) curves for red, green, and blue that weight the spectral information to derive the hue angle <sup>[160]</sup>	42

图 3.2	CIE-xy 色度图。色度角 $\alpha$ 是 $x'$ ( $y=1/3$ )的负方向开始为 $0^\circ$ 顺时针旋转会 $x'$ 轴负方向 $360^\circ$	43
Figure 3.2	The International Commission on Communication (CIE)-xy chromaticity diagram. Hue angle $\alpha$ is the angle between the vector to a point and the negative $x'$ -axis (at $y=1/3$ )	43
图 3.3	$R_{rs}(\lambda)$ 线性差分示意图 <sup>[160]</sup>	46
Figure 3.3	Diagram to show the linear interpolation of $R_{rs}(\lambda)$ spectral <sup>[160]</sup>	46
图 3.4	基于 GlobaLakes LIMNADES 数据库对 RGB 方法得到的 Sentinel-2 波段的色度角 $\alpha$ 偏差 $\Delta$ 校正 <sup>[160]</sup>	48
Figure 3.4	Diagram to show the $\Delta$ correction polynomial equation fitting for hue angle $\alpha$ derived from Sentinel-2 bands with RGB method <sup>[160]</sup>	48
图 3.5	早期 Forel 水色计 <sup>[157]</sup>	49
Figure 3.5	The early Forel water color scale <sup>[157]</sup>	49
图 3.6	Forel-Ule 水体颜色比色计	49-50
Figure 3.6	Sc Forel-Ule water color scale	49-50
图 3.7	1 CIE-xy 色度图与 FUI 指数颜色以及 21 个指数色度坐标和划分示意图。其中，红色十字标志代表 FUI 指数色度坐标 <sup>[23]</sup> 。色度角 $\alpha$ 即从 $x'$ 轴( $y=1/3$ )的负方向开始为 $0^\circ$ 顺时针旋转回 $x'$ 轴负方向为 $360^\circ$ <sup>[160]</sup>	52
Figure 3.7	FUI colors and the subdivision of the FUI from 1 to 21 in CIE chromaticity diagram. The red crosses mark the chromaticity coordinates of the Forel-Ule scales <sup>[23]</sup> . The hue angle $\alpha$ is the angle between the vector to a point and the negative $x'$ -axis (at $y=1/3$ ) <sup>[160]</sup>	52
图 3.8	基于水体遥感反射率 $R_{rs}(\lambda)$ 的 FUI 提取流程 <sup>[160]</sup>	53
Figure 3.8	Flowchart of FUI extraction from remote sensing reflectance $R_{rs}(\lambda)$ <sup>[160]</sup>	53
图 3.9	Sentinel-2A/2B 光谱响应函数	56
Figure 3.9	The Response Spectral of Sentinel-2A/2B	56
图 4.1	基于 Sentinel-2 影像遥感反射率和实测遥感反射率 $R_{rs}(\lambda)$ 的色度角 $\alpha$ 精	58

	度评价散点图	
Figure 4.1	Scatterplots showing the derivation accuracies of hue angle $\alpha$ from the remote-sensing reflectance of the Sentinel-2 image compared with the in-situ remote-sensing reflectance $R_{rs}(\lambda)$	58
图 4.2	10 个水体实测遥感反射率 $R_{rs}(\lambda)$ : (a)6 个一般水体; (b)4 个水色异常水体	60
Figure 4.2	In-situ remote-sensing reflectance $R_{rs}(\lambda)$ of ten waterbodies: (a) six general waterbodies and (b) four water color anomalies	60
图 4.3	黑龙江省齐齐哈尔市 10 个水体的水体色度角结果	61
Figure 4.3	Result of the hue angles $\alpha$ of ten water bodies in Qiqihar City, Heilongjiang Province	61
图 4.4	一般水体和水色异常水体 RGB 合成影像, 现场照片, 实测遥感反射率 $R_{rs}(\lambda)$ , 地点: 雄安新区	62
Figure 4.4	RGB synthetic image, field photo, and in-situ remote-sensing reflectance of general water bodies and water color anomalies in the Xiong'an New Area	62
图 4.5	2017 年-2018 年雄安新区水体的水体色度角 $\alpha$ 结果	63-65
Figure 4.5	The results of the hue angles $\alpha$ of the water bodies in the Xiong'an New Area in 2017-2018	63-65
图 4.6	图 4.6 水体色度角 $\alpha$ 变化统计结果: 5 号水体和 8 号水体, 地点: 齐齐哈尔市, 时间: 2016 年 5 月-2019 年 10 月	67
Figure 4.6	Statistic of water body hue angle $\alpha$ changes in waterbody No.5 and waterbody No.8 in Qiqihar City from May 2016 to October 2019	67
图 5.1	(a)白洋淀 2019 年 5 月 21 日和 22 日实测遥感反射率 $R_{rs}(\lambda)$ ; (b)白洋淀 2019 年 5 月 23 日 Sentinel-2 遥感影像等效光谱反射率	70
Figure 5.1	Baiyangdian Lake (a) In-situ remote-sensing reflectance $R_{rs}(\lambda)$ on 21 and 22 May 2019 and (b) the equivalent spectral reflectance of Sentinel-2 on 23 May 2019	70
图 5.2	基于 Sentinel-2 影像遥感反射率和实测遥感反射率 $R_{rs}(\lambda)$ 的 FUI 精度评价散点图; 注: 每个点数字代表点的数量	71
Figure 5.2	Scatterplots showing the derivation accuracies of FUI from the remote-sensing reflectance of the Sentinel-2 image compared with the in-situ	71

	remote-sensing reflectance $R_{rs}(\lambda)$ ; Note: each point number represents the number of points	
图 5.3	2016 年-2020 年白洋淀 FUI 水色指数空间分布结果	72-73
Figure 5.3	Spatial distribution of FUI of Baiyangdian Lake from 2016 to 2020	72-73
图 5.4	白洋淀整体和 7 个子区域 FUI 水色指数月平均值结果	74
Figure 5.4	Mean monthly FUI value derived from Sentinel-2 data for the Baiyangdian Lake and its seven sub-regions	74
图 5.5	白洋淀整体和 7 个子区域 2016 年-2020 年 FUI 水色指数年际平均值	75
Figure 5.5	Mean annual FUI values of Baiyangdian Lake and its seven sub-regions in 2016–2020	75
图 6.1	Sentinel-2 与实测数据透明度比较精度评价散点图	79
Figure 6.1	Scatterplots showing the derivation of the accuracies of Sentinel-2 derived 透明度 in comparison with in-situ 透明度	79
图 6.2	验证点位; (a)三峡水库; (b)湖北省武汉市; (c)江苏省南通市	80
Figure 6.2	The verification sample points; (a) Three Gorges Reservoir; (c) Wuhan City, Hubei Province; (c) Nantong City, Jiangsu Province	80
图 6.3	基于 MODIS 影像和 Sentinel-2 影像的透明度精度评定散点图	81
Figure 6.3	Scatterplots showing the derivation of accuracies of MODIS derived 透明度 in comparison with Sentinel-2 derived 透明度	81
图 6.4	2017 年-2020 年长江透明度空间分布结果	82-83
Figure 6.4	The spatial distribution of SDD of the Yangtze River from 2017 to 2020	82-83
图 6.5	2017 年长江透明度空间分布结果	84-85
Figure 6.5	The spatial distribution of SDD of the Yangtze River in 2017	84-85
图 6.6	2018 年长江透明度空间分布结果	85-86
Figure 6.6	The spatial distribution of SDD of the Yangtze River in 2018	85-86

图 6.7	2019 年长江透明度空间分布结果	86-88
Figure 6.7	The spatial distribution of SDD of the Yangtze River in 2019	86-88
图 6.8	2020 年长江透明度空间分布结果	88-89
Figure 6.8	The spatial distribution of SDD of the Yangtze River in 2020	88-89
图 6.9	长江上游、中游、下游透明度季节变化结果	90
Figure 6.9	The results of seasonal variation of Upper Reaches, Middle Reaches, Lower Reaches, Yangtze River	90
图 6.10	长江上游、中游、下游透明度年际变化结果	91
Figure 6.10	The results of inter-annual variation of Upper Reaches, Middle Reaches, Lower Reaches, Yangtze River	91
图 6.11	泥沙径流量、水位、降水之间的关系；(a)降水与泥沙径流量两者关系；(b)降水与水位两者关系；(c)泥沙径流量与水位两者关系	92
Figure 6.11	The relationship among runoff, Water Level, PRCP; (a)the relationship between PRCP and Runoff; (b) the relationship between PRCP and Water Level; (c) the relationship between runoff and Water Level	92
图 6.12	长江干流上游透明度与泥沙径流量、水位、降水之间的关系；(a)透明度与泥沙径流量两者关系；(b)透明度与水位两者；(c)透明度与降水两者关系	93-94
Figure 6.12	The relationship between the upper reaches of the Yangtze River Main Stream and runoff, Water Level, PRCP; (a) the relationship between the 透明度 and runoff; (b) the relationship between the 透明度 and Water Level; (c) the relationship between the 透明度 and PRCP	93-94
图 6.13	长江干流中游透明度与泥沙径流量、水位、降水之间的关系；(a)透明度与泥沙径流量两者关系；(b)透明度与水位两者；(c)透明度与降水两者关系	95-96
Figure 6.13	The relationship between the middle reaches of the Yangtze River Main Stream and runoff, Water Level, PRCP; (a) the relationship between the 透明度 and runoff; (b) the relationship between the 透明度 and Water Level; (c) the relationship between the 透明度 and PRCP	95-96

图 6.14	长江干流下游透明度与泥沙径流量、水位、降水之间的关系；(a) 透明度与泥沙径流量两者关系；(b) 透明度与水位两者；(c) 透明度与降水两者关系	97
Figure 6.14	The relationship between the lower reaches of the Yangtze River Main Stream and runoff, Water Level, PRCP; (a) the relationship between the 透明度 and runoff; (b) the relationship between the 透明度 and Water Level; (c) the relationship between the 透明度 and PRCP	97

## 表清单

表序号	表名称	页码
表 2.1	Sentinel-2 产品信息	22-23
Table 2.1	The product information of Sentinel-2	22-23
表 2.2	Sentinel-2A/2B 的波段信息	23
Table 2.2	Spectral bands for the Sentinel-2A/B Sensors	23
表 2.3	Google Earth Engine 平台常用数据集	25-27
Table 2.3	Frequently used datasets in the Google Earth Engine data catalog	25-27
表 2.4	Google Earth Engine 算法和功能概要	28-29
Table 2.4	The algorithms and functions summary of Google Earth Engine integration	28-29
表 2.5	12 种水体指数表达式	33
Table 2.5	The equations of twelve water indices	33
表 3.1	Forel-Ule 比色表中 21 个级别对应的色度坐标(x,y)和色度角 $\alpha$ 值 <sup>[160]</sup>	51
Table 3.1	The chromaticity coordinates, hue angle $\alpha$ of the Forel-Ule scales <sup>[160]</sup>	51
表 4.1	2017-2018 年雄安新区异常水体与一般水体统计结果	66
Table 4.1	The result of anomaly and normal pixel in Xiong'an New Area in 2017-2018	66
表 5.1	影像数量列表	69
Table 5.1	Image-selection schedule	69
表 5.2	白洋淀整体和七个子区域 FUI 水色指数年际均值统计结果	75
Table 5.2	Statistical results of mean annual FUI values of the Baiyangdian Lake and seven sub-regions	75
表 6.1	影像数量列表	78

Table 6.1	Image-selection schedule	78
表 6.2	长江上游、中游、下游和总体透明度年际均值统计结果	91
Table 6.2	The annual mean value results of Upper Reaches, Middle Reaches, Lower Reaches, Yangtze River 透明度	91

## 变量注释表

$R_{rs}(\lambda)$	遥感反射率
$L_t(\lambda)$	水体上行辐亮度
$r$	天空光反射率
$L_{sky}$	天空光下行辐亮度
$L_p(\lambda)$	参考板辐亮度
$\rho_p$	经过实验室严格标定获取到的标准参考板反射率
$\lambda$	波长
$b_1$	Coastal aerosol
$b_2$	Blue
$b_3$	Green
$b_4$	Red
$b_5$	NIR
$b_7$	SWIR
$ND(i,j)$	遥感影像 $i$ 与 $j$ 两个波段之间的归一化差值
$\alpha$	色度角
$\alpha_{hyper}$	通过高光谱积分计算的色度角 $\alpha$
$\alpha_{multi}$	通过多光谱波段计算的色度角 $\alpha$
$\Delta$	色度角偏差
$a$	色度角 $\alpha$ 除以 100
R(443)	Coastal aerosol
R(490)	Blue
R(560)	Green
R(665)	Red
R(705)	Red Edge

## 缩略语清单

GEE	Google Earth Engine
Citclops	Citizen's observatory for coast and ocean optical monitoring project
透明度	Secchi disk depth
CZCS	Coastal Zone Color Scanner
SeaWiFS	Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor
MERIS	Medium Resolution Imaging Spectrometer
NUACI	Normalized Urban Areas Composite Index
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
RF	Random Forest
NDWI	Normalized Difference Water Index
MSS	Multispectral Scanner
MNDWI	Modified Normalized Difference Water Index
NWI	New Water Index
EWI	Enhanced Water Index
AWEInsh	Automated Water Extraction Index with no shadow
MBSR	Multi-Band Spectral Relation
RNDWI	Revised Normalized Difference Water Index
TCW	Tasseled Cap Wetness Index
AWEIsh	Automated Water Extraction Index with Shadow
AWEI	Automated Water Extracted Index
WI	Water Index
MuWI	Multi-Spectral Water Index
TSUWI	Two-Step Urban Water Index
DPSO	Discrete Particle Swarm Optimization
MDBPSO-PLS	Modified Discrete binary particle swarm optimization-partial least squares
$R_{rs}$	remote sensing reflectance
MSI	Multispectral Instrument

L1C TOA	Level 1C Top-of-Atmosphere
MBWI	Multi-Band Water Index
SVM	Support Vector Model
MRE	Mean Relative Error
RMSE	Root Mean Square Error
API	Application programming interface
IDE	Interactive development environment
NASA	National Aeronautics and Space Administration
ESA	European Space Agency
CIE	Commission Internationale de L'Eclairage
CMF	Color Match Function
FUI	Forel-Ule Index
VR	Variation Rate
Chl-a	Chlorophyll-a
SPM	Suspended particulate matter
CDOM	Colored dissolved organic matter
LIMNADES	Lake Bio-optical Measurements and Matchup Data for Remote Sensing
IOCCG	The International Ocean-Colour Coordinating Group
FAI	Floating Algae Index
ESA	European Space Agency

# 1 绪论

## 1.1 研究背景

水资源是地球上十分重要的组成要素之一，其中水体占据地球总面积的三分之二。全球的众多国家和地区均面临着十分严重的水资源短缺问题。虽然地球总面积的三分之二均是由水体构成，但是海水占据水资源总量的 97%，而淡水资源仅占据水资源总量的 3%，其中大部分淡水资源分布在南极洲等严寒地区。淡水资源与人类息息相关，是人类日常使用和必不可少的元素。淡水资源基本分布在土壤、地下水和地表水(河流、湖泊、水库)。获取淡水的唯一途径则是通过降水获取。虽然春季和夏季降水量显著的增加，但是地表水体均有不同程度的污染，可能导致河流、湖泊、水库中的淡水资源也无法供给人类使用。

河流、湖泊、水库等内陆水体均是生态系统中十分重要的组成部分。内陆水循环对维护生态系统的动态平衡具有不可替代的作用，例如：饮用水供应、农业灌溉、运输业、水产养殖业以及与水资源相关的生态项目、娱乐项目等等<sup>[1-3]</sup>。由于全球人口不断增长，城市化步伐的加快和社会经济的快速发展是导致我国水资源短缺问题的主要原因<sup>[4-5]</sup>。水资源污染主要包括内陆淡水资源和沿海水资源，我国内陆水体污染问题较为严重，同时沿海水体资源也遭受到不同程度破坏和污染，进一步加剧我国水资源短缺的问题<sup>[6]</sup>。

水色异常水体亦是水环境污染的一种，通常是指因非法排放、倾倒而存贮含有工业废水、工业固废、生活污水、生活垃圾等含有污染物的水体，这类水体基本存在无防渗漏措施的封闭或半封闭的坑、池、塘、沟、渠等。水色异常水体大体可以分为三类：(1)工业污染：例如含有废酸、废油、重金属、难降解有机物及其他工业废弃物等引起的；(2)生活污染：例如生活污水、生活垃圾等引起的；(3)养殖类污染：例如畜禽养殖废水、牲畜排泄的粪便等引起的，导致地表水中污染物浓度水平明显高于普通自然水体，严重危害水生生物和周边生态环境，对人民群众健康和财产造成严重威胁。

在 2015 年 4 月国务院发布《水污染防治行动计划》(水十条)，制定了我国水体污染治理总体目标。根据 2017 年的全国调查，我国地表水中的淡水质量较差(IV类以下)，占淡水资源总量的 22.1%。此外，在评估我国 109 个湖泊水质情况，其中 33 个湖泊水体(30.3%)处于富营养化状态。根据报道，在沿海水资源方面，仅有 34.5%水资源属于清洁水体，是几乎没有受到污染的I类水体。鉴于人类活动和水污染等相关问题的不断升级，需要进一步开展对水体综合治理和定期水质监测工作，为我国实现水资源系统监测和管理工作奠定基础。在 2018 年 6 月，中共中央国务院发布“关于全面加强生态环境保护”，坚决打好污染

防治攻坚战的意见,指出:要“着力打好碧水保卫战”。在《2020 中国生态环境状况公报》显示:112 个重要湖库中,23.2%为IV-V类水体;110 个检测湖库中,29.1%为富营养化水体。

传统水质监测方式是在特定的水域中预先布设一定数量的采样点位,在预先布设的采样点现场采集水样,将现场采集的水样带回实验室开展相关的水质分析工作,最终得到该水域水质分布信息。传统水质监测方式的优点是精度比较高,可以提供比较精细的水质信息;弊端是效率比较低、时间成本和人工成本比较高,只可以对点状范围水域开展水质监测工作,由于受外界环境的干扰,难以开展长时间序列的水质观测工作<sup>[7]</sup>。

伴随着遥感技术的迅速发展和高分辨率遥感卫星的投入使用,日益发展的遥感技术和丰富的遥感数据能够对大规模水域开展实时动态的水质监测和长时间序列分析工作。遥感技术具有监测范围广、获取信息速度快、周期短等显著性的优势,可以实时动态监测水体信息变化情况和开展大范围水域水质在时间和空间上的遥感监测工作,并且同时可以通过历史数据分析大范围水域水质的时空变化规律。

基于遥感影像的水质参数反演基本理论思想:首先通过开展野外实验获取水质监测数据和同步或准同步遥感影像构建最优的水质参数遥感反演模型;其次,根据建立的水质参数遥感反演模型计算长时间序列变化结果和大范围水域的水质分布情况;最后,根据遥感监测结果开展实地验证工作。遥感技术的优势不仅可以节约时间成本、人工成本、经济成本、提高工作效率,并且遥感监测技术对现场采样数量有限的水域也同样适用<sup>[8-10]</sup>。

Sentinel-2 MSI 数据具有较高的时间和空间分辨率、较大的幅宽、丰富的波段信息,可满足水科学领域在时间和空间分辨率的双重需求。开展大范围水域水质时空变化的分析研究工作是一项十分具有挑战性的任务。在数据筛查、数据下载、数据处理等预处理工作会花费大量的时间,如果借助高性能的遥感数据云处理平台,可以减少数据预处理工作的时间。GEE 云平台是一个免费的遥感数据云处理平台,可以对 Peta-byte 级别的地理空间数据进行数据分析和数据可视化操作,同时可以实现基于 GEE 云平台研发优质的水质参数反演算法。

内陆水体光学特性的复杂性和动态多变性是经验和半经验模型以及分析模型在大范围水域应用受限的主要原因,并且大气和气溶胶等影响因素同样成为应用经验和半经验模型以及分析模型带来一定的困难。FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 均是光学参数,具有一定的物理含义,不会受到水中组分和光场变化的影响,并且 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 对大气具有较强的抗干扰能力。

本研究基于 Sentinel-2 MSI 数据提取水体色度角 $\alpha$ 、FUI 水色指数以及反演水体透明度，并且构建校正水体色度角 $\alpha$ 的线性拟合公式。利用 Sentinel-2 MSI 数据通过水体色度角 $\alpha$ 识别水色异常水体；通过 FUI 水色指数分析 2016 年-2020 年白洋淀水色的空间分布格局、季节变化、年际变化；通过 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ 构建的透明度反演模型，分析 2017 年-2020 年长江透明度的空间分布格局、季节变化、年际变化。

本研究具有十分重要的社会意义、生态意义、经济意义，同时为环保部门做出相关决策提供重要的参考依据。为后期制定水环境治理决策提供有效、可靠的参考依据，并且对水生态系统的保护和水环境的改善、水污染的控制和治理、社会经济发展、沿岸人民的饮用水安全监测、沿岸流域的工农业、渔业、旅游业等一系列相关产业的发展都具有十分重要的生态意义和经济意义。

## 1.2 研究现状

本研究内容以水体颜色作为评价水质优劣的指标，主要工作有以下三部分：水色异常水体识别、白洋淀 FUI 水色指数和长江干流水体透明度时空变化分析。国内外研究现状如下：

### 1.2.1 水体颜色参量遥感监测研究现状

通过遥感技术监测内陆水体水质变化是一个十分有效的水质监测手段<sup>[11-12]</sup>。通过丰富的遥感数据可以反演多种水质参数，例如：叶绿素 a(Chlorophyll-a, Chl-a)、悬浮物(Suspended Particulate Matter, SPM)、有色可溶性溶解物(Colored Dissolved Organic Matter, CDOM)、藻蓝蛋白、浊度、透明度等水质参数<sup>[13-17]</sup>。因为内陆水体光学特性和组成成分均比较复杂多变，许多水质参数反演算法会受到不同程度的影响和限制，所以限制遥感技术在不同区域和不同季节的应用<sup>[18]</sup>。为了开展遥感技术对内陆水体进行大范围、长时间序列的水质监测和分析研究，需要选取不受水体光学特性和组成成分变化的参量评价水质，例如水体颜色等。国内外相关学者已经基于水体颜色开展水质评价与监测的相关研究工作。

Alfoldi and Munday 在 1978 年利用 Landsat 数据进行色度分析，证明此方法是一种快速、简便的水质监测方法<sup>[19]</sup>。Jacquet and Zand 在 1989 年通过 TM 遥感影像的红、绿、蓝三个波段作为 CIE(Commission Internationale de L'Eclairage, CIE)系统中的三刺激值计算色度值，对位于瑞士西部和法国东南部 50 多个湖库水体作为研究区，其中包括大型高山湖泊、水库、池塘与河流，基于 TM 遥感影像提取的色度值分析遥感色度坐标与水体营养状

态两者间的关系,证明水体的贫营养、中营养和富营养三种营养状态可以基于色度作为判别指标,并且通过色度比基于波段辐射的主成分分析能提供更多水体类型和特征信息<sup>[20]</sup>。Bukata 在 1983 年和 1997 年在欧洲拉多加湖获取大量实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据,通过对实测遥感反射率数据  $R_{rs}(\lambda)$  提取的水体颜色,分析水体颜色主波长和色彩饱和度与三种水体光学组分之间的关系,研究表明水体组成成分不同时,水体颜色主波长范围的差别十分明显,相关的研究指出由于水体中组成成分的复杂性和不确定性,通过水体颜色分析和波段比值法定量反演水质参数的含量具有一定的局限性和不稳定性<sup>[21-22]</sup>。

基于遥感影像提取 FUI 水色指数和色度角  $\alpha$  的系统性研究开始于 2012 年欧洲 Citclops 项目(项目全称为 Citizens' observatory for coast and ocean optical monitoring project, Citclops)。在此项目中, Wernand 和 Novoa 等人逐步完善 Forel-Ule 比色液的颜色分析,构建完整的 FUI 水色指数和 CIE 色度系统中的坐标点<sup>[23-24]</sup>。Wernand 在 2013 年建立大洋水体 FUI 水色指数与叶绿素浓度两者之间的关系,基于 FUI 水色指数现场测量数据,分析 1889 年到 1999 年之间百余年的全球大洋水体的叶绿素含量变化<sup>[25]</sup>。

Li 等人在 2016 年通过 MODIS(Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, MODIS) 数据提取 FUI 水色指数分析 2000 年-2012 年中国十大湖泊的水质变化情况<sup>[26]</sup>。Wang 等人以太湖为研究区,基于 MODIS 数据通过反演水体颜色主波长并将水体颜色分类,分析水体颜色与水体中活跃成分的关系<sup>[27]</sup>。Wang 等人通过 MODIS 遥感影像利用 FUI 水色指数反演水体营养状态,分析全球内陆水体的营养状态变化<sup>[28]</sup>。Wang 等人首次基于 MODIS 数据发布 2000 年-2018 年全球大型湖库的 FUI 水色指数数据集,该数据集提供全球大型湖库在 2000 年-2018 年水体颜色的时间变化和空间变化信息<sup>[29]</sup>。Petus 等人将卫星水色数据与野外水质和生态系统监测数据相结合,在澳大利亚 Great Barrier Reef 区域的雨季时期,将 MODIS 像素分为六个不同类型的水体<sup>[30]</sup>。Sidik 等人通过传统的 Forel-Ule Scale 应用在 MODIS 数据上,分析海洋水体颜色变化规律<sup>[31]</sup>。Nie 等人利用实测 FUI 水色指数结果评价基于卫星传感器计算 FUI 水色指数的精度,并基于 FUI 水色指数首次对大范围海洋环境进行系统的评价<sup>[32]</sup>。

Van der Woerd 等人证明水体颜色主要是通过色度角  $\alpha$  表示,可以通过 SeaWiFS(Sea Viewing Wide Field-of-View Sensor, SeaWiFS)、MERIS(Medium Resolution Imaging Spectrometer, MERIS)、OLCI、MODIS 传感器得到准确的色度角  $\alpha$ <sup>[33]</sup>。Shen 等人以北京市建成区作为研究区,基于高分辨率多光谱遥感影像通过纯度识别城市中河流的黑臭水体区域<sup>[34]</sup>。Zhao 等人以黑龙江省齐齐哈尔市和河北省雄安新区作为研究区,通过水体色度角  $\alpha$

区分内陆水体中的一般水体与水色异常水体<sup>[35]</sup>。Wang 等人提出通过测量 FUI 水色指数获取水体固有光学量<sup>[36]</sup>。K.Domrnhofer 利用多年 MERIS 数据和神经网络算法反演 Kummerow 湖的叶绿素 a、SPM 和 CDOM(440nm)的吸收, 并分析 Kummerow 湖的水体颜色变化<sup>[37]</sup>。Pitarch 等人利用月度 ESA-OC-CCI 数据发布 1997 年-2018 年全球的 FUI、色度角 $\alpha$ 、塞士盘深度结果<sup>[38]</sup>。Zhao 等人通过 Sentinel-2 MSI 数据开展 2016 年-2020 年白洋淀水域 FUI 水色指数时空变化分析<sup>[39]</sup>。基于上述研究表明, 通过水体颜色评价水质具有较好的优势, 能够有效解决经验、半经验算法和分析算法在区域和季节受限的问题, 可以通过水体颜色开展大范围、长时间序列的水质遥感监测。

### 1.2.2 水体透明度遥感监测研究现状

水体透明度是评判一个水域水质优劣最常用的水质评价指标。因为水体透明度与水质具有良好的相关性, 所以国内外相关学者将水体透明度广泛应用在水环境管理与监测方面<sup>[40-45]</sup>。通过测量塞士盘在水中的深度获取水体透明度是一种被广泛使用的方法, 该方法的优点是简单方便<sup>[46-47]</sup>。然而, 此方法需要开展大量的野外测量工作, 人工成本和时间成本较高, 效率较低, 而且无法实时动态的获取大范围水域的水体透明度时空变化情况。

遥感技术凭借覆盖范围广、高效、经济成本低等相关优势, 可通过多源遥感数据对大范围水域透明度开展长时间序列变化监测<sup>[48-49]</sup>。通过经验算法进行波段组合构建透明度反演模型应用在 Landsat 遥感影像上已经成功反演内陆水体透明度的结果。例如: Ren 等人利用 Landsat 8 遥感影像的 B4 和 B3 波段反演中国三峡水库和洞庭湖透明度, 分析三峡大坝与三峡水库和洞庭湖透明度之间的关系<sup>[50]</sup>。Olmanson 等人利用 Landsat 遥感影像的 TM1 和 TM3 波段对 Minnesota 州的 10500 个湖泊开展 20 年的透明度变化监测工作<sup>[43]</sup>。Lathrop 和 Lillesand 用 Landsat TM 遥感影像的绿光波段反演美国 WI 地区的 Southern Green Bay 和 Central Lake Michigan 水域的透明度<sup>[51]</sup>。Lathrop 利用 Landsat TM 遥感影像比较 Green Bay 的 Michigan Lake, Yellowstone Lake, Jackson Lake 的透明度反演结果<sup>[52]</sup>。Giardino 等人利用 Landsat TM 遥感影像蓝光波段和绿光波段比值反演意大利 Iseo Lake 的透明度<sup>[53]</sup>。

Kloiber 等人利用 13 景 Landsat MSS 和 TM 遥感影像分析美国 Minneapolis 和 St. Paul 水面积>10ha 的 500 多个湖泊透明度的空间分布和时间变化趋势<sup>[54-55]</sup>。Nelson 等人利用 Landsat TM 遥感影像的蓝光波段和红光波段比值构建透明度反演模型估算美国 Michigan 的 93 个湖泊透明度<sup>[56]</sup>。Hellweger 等人应用 Landsat TM 遥感影像的红光波段估算 New York Harbor 的透明度<sup>[57]</sup>。Zhang 等人于 2005 年通过线性回归模型和神经网络方法应用在 Landsat

TM 遥感影像预测芬兰海湾和群岛海的透明度<sup>[58]</sup>。Duan 等人根据四个回归方程, 利用 Landsat 7 遥感影像对中国东北地区三个湖泊的透明度进行评价, 结果表明东北地区三个湖泊水体透明度具有较强的地理格局<sup>[59]</sup>。因为 Landsat 数据的重放周期长和辐射灵敏度等缺陷, 所以 Landsat 数据并不适用于评价大范围湖泊水体的透明度<sup>[46],[60]</sup>。

Lee 和 Doron 等人提出适合于 MODIS 和 MERIS 传感器的透明度分析模型, 选用恰当波段反演垂直衰减系数和透光深度产品<sup>[61-63]</sup>。相关研究已经证明透明度和单波段遥感反射率两者间具有较强的相关性<sup>[46],[64-65]</sup>。例如: Gower 等人利用 SeaWiFS 的 555nm 离水辐亮度研究 1997 年-2001 年期间加拿大水域透明度的时间序列变化分析, 并且强调大湖区域值得在更大时间尺度上开展进一步研究工作的重要特征<sup>[66]</sup>。Shi 等人利用 MODIS 数据 R(645) 波段反演太湖透明度并进行长时间序列分析<sup>[67]</sup>。因为人眼对水体的可视范围在 550nm 附近有一个峰值, 所以基于  $R_{rs}(550nm)$  估算透明度与人眼观察到透明度应该是大体一致的<sup>[68]</sup>。Lillesand 和 Chipman 在 2001 年利用 MODIS 数据估算大型湖泊的透明度<sup>[69]</sup>。2001 年 7 月开始, Lillesand 通过 MODIS 数据的蓝、红光谱辐射率的比值模型对美国格林湾、密歇根湖和其他 11 个湖泊开展一至两周的透明度估算工作<sup>[70]</sup>。

Rodrigues 等人在 2017 年以巴西一个水库作为研究区, 提出一种新的估算透明度模型, 并将此模型分别应用在 Landsat-8 OLI 和 Sentinel-2 MSI 数据<sup>[71]</sup>。Feng 等人应用 Rodrigues 等人提出的透明度反演模型估算中国长江中下游地区湖泊的透明度, 并分析影响湖泊透明度的环境因素和变化趋势<sup>[71-72]</sup>。内陆水体光学性质的复杂性和动态可变性仍然是这些经验和半经验模型以及分析模型在内陆水域中应用受限的一个重要原因。

Wang 等人分析 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 与透明度之间的关系, 提出一种新的估算透明度模型, 并且基于 MODIS 数据监测中国大型湖泊和水库的透明度变化以及影响透明度变化的影响因素<sup>[45]</sup>。Zhao 等人引用 Wang 等人提出的透明度反演模型, 利用 Sentinel-2 MSI 数据反演长江干流 2017 年-2020 年透明度结果, 并对长江干流开展时空变化分析研究<sup>[73]</sup>。

### 1.2.3 水色异常水体遥感监测研究现状

水色遥感是指利用遥感影像获取水体颜色光谱映射水体质量情况。通过卫星传感器接收水体信号, 针对一种或多种光学成分, 从中获取反应水体光学成分含量的可用信息, 利用生物-光学或者经验模型, 反演获得水体中的一种或者多种重要光学成分含量<sup>[41]</sup>。水色遥感的首要目标是通过遥感数据获取高精度水体的离水辐亮度或遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据, 通过离水辐亮度或遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据反演水体的水色要素参数浓度, 最终目标是反映水

质在空间和时间上的分布情况以及变化，发现污染源和污染物迁移的特征，完成对水质参数进行遥感监测、制图和预测的一系列任务<sup>[74-75]</sup>。

水色异常水体通常是指受重金属、有机物、无机物污染，水质明显异常于普通自然水体，传统的野外现场站点监测不仅耗时费力，并且获取的监测数据只能限定在局部地点和特定时间，对于大范围的水色异常水体筛查难以进行同步同标准的测量。遥感技术具有快速、连续、动态、大范围对地观测的优势，与野外站点监测相比，能够获取大范围、长时间尺度的、更全面的数据，是一种有效的水环境监测方式。

高分辨率遥感卫星影像可以完全满足这类分布广并且散乱、发生时间短、季节性变化强的水色异常水体监测需求，而且在监测水体水质随时间变化情况具有独特优势。但是无法通过遥感影像识别出水体的污染类型。图 1.1 是黑龙江省齐齐哈尔市与河北省国家级高新区—雄安新区水色异常水体现场照片。



(a)



(b)



(c)



(d)



图 1.1 黑龙江省齐齐哈尔市和河北省雄安新区水色异常水体现场照片；(a)-(d)黑龙江省齐齐哈尔市水色异常水体现场照片；(e)-(f)河北省雄安新区水色异常水体

Figure 1.1 Scene photo of waterbody with anomalous waters in Qiqihar City, Heilongjiang Province and Xiong'an New Area, Hebei Province; (a)-(d) anomalous water in Qiqihar City, Heilongjiang Province; (e)-(f) anomalous water in Xiong'an New Area in Heibe Province

水色异常水体是水环境污染的一种，受到党中央、各级政府和环保部门高度重视<sup>[76]</sup>。习近平总书记在党的十九大报告中提出“加快水污染防治，实施流域环境和近岸海域综合治理”，要“构筑尊崇自然、绿色发展的生态体系”<sup>[77]</sup>。2018年6月24日，中共中央、国务院公布的《关于全面加强生态环境保护坚决打好污染防治攻坚战的意见》；在2017年4月，环境保护部印发了纳污坑塘的治理通知，开展纳污坑塘的筛查与治理工作；在2018年1月，环境保护部下发了纳污坑塘的治理意见<sup>[78-80]</sup>。并且地方政府及环保部门积极响应落实，早在2015年颁布实施《京津冀协同发展生态环境保护规划》，在环境保护领域推动京津冀一体化<sup>[81]</sup>。在2017年4月天津市静海区和大城县工业污水渗坑问题，天津市政府发布了工业纳污坑塘的治理方案，河北省政府出台了《河北省渗坑污染排查整治专项行动方案》，检查河北省纳污坑塘环境问题<sup>[82-83]</sup>。雄安新区设立后，启动了农村纳污坑塘的排查治理工作，三县共排查出纳污坑塘810个，截止至去年年底，已完成治理的纳污坑塘共272个<sup>[84]</sup>。

水色异常水体受重金属、有机物、无机物污染，与普通自然水体相比水质异常。传统的野外现场站点监测方式不仅耗时，同时消耗大量的人力、物力和财力，并且获取的监测数据只能限定在指定的区域和时间范围内，并且却难以对于大范围的水域开展实时监测工作。

遥感技术具有快速、连续、动态、大范围对地观测的特点，相比野外站点监测，能够获取大范围、长时序的更全面的监测数据，是一种有效的环境监测手段<sup>[40]</sup>。针对河北省雄

安新区和黑龙江省齐齐哈尔市的水环境污染现状和监管的需求,结合遥感技术和纳污坑塘水环境特点,在河北省雄安新区和黑龙江省齐齐哈尔市开展地表水体水质现状定量遥感监测、评估、筛查与识别。

### 1.3 研究内容

本研究构建 Sentinel-2 MSI 数据提取色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数流程,以及提出基于 Sentinel-2 MSI 数据校正色度角 $\alpha$ 系统性偏差的线性拟合公式。基于 2 次河北省国家级新区雄安新区、1 次黑龙江省齐齐哈尔市开展的星地同步或准同步野外实验采集的实测数据对色度角 $\alpha$ 进行精度评定。利用色度角 $\alpha$ 识别大范围水色异常水体,通过黑龙江省齐齐哈尔市实测数据确定识别水色异常水体色度角 $\alpha$ 阈值。

基于 2019 年 5 月 21 日和 22 日在白洋淀水体区域开展星地准同步实验数据,对 FUI 水色指数进行精度评价。并且利用 FUI 水色指数模型,计算 2016 年-2020 年 4 月-11 月白洋淀水体区域 FUI 水色指数结果并分析此水域的空间分布格局、季节变化和年际变化,并分析此区域 FUI 水色指数的空间分布格局、季节变化和年际变化以及可能导致 FUI 水色指数产生变化的影响因素。

通过 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ 构建水体透明度反演模型和 Sentinel-2 MSI 数据估算长江干流水体透明度<sup>[45]</sup>。以 MODIS 数据反演结果作为真值,分别在长江上游三峡水库、中游的湖北省武汉市、下游的江苏省南通市选取同一天过境的 Sentinel-2 MSI 数据和 MODIS 遥感影像的相同位置共选取 251 个检验点,证明 Wang 等人提出的透明度反演模型在 Sentinel-2 MSI 数据同样具有良好的普适性和稳定性<sup>[45]</sup>。基于 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 构建的透明度反演模型,计算 2017 年-2020 年 1 月-12 月长江干流水域透明度结果,分析长江干流水域透明度空间分布格局、季节变化、年际变化,并与长江干流水域流经地区的降水、水位、泥沙径流量等自然影响因素进行相关性分析<sup>[45]</sup>。

### 1.4 研究方法与技术路线

本研究以 Sentinel-2 MSI 数据和 GEE 云平台作为数据源和数据处理平台。通过水体色度角 $\alpha$ 识别水色异常水体;利用 FUI 水色指数对白洋淀水域开展水色时空变化分析;利用 Wang 等人提出的透明度反演模型,对长江透明度开展时空变化分析<sup>[45]</sup>。本研究的主要研究内容如下:

#### (1) Sentinel-2 MSI 数据预处理

遥感数据预处理是基于遥感技术监测水质变化的基础。构建 Sentinel-2 MSI 数据处理流程和自动化计算结果的程序设计。首先,对 Sentinel-2 L1C TOA (Level 1C Top-of-Atmosphere, L1C TOA) 数据进行预处理,获取 Sentinel-2 地表反射率数据;其次,基于 Sentinel-2 地表反射率数据识别遥感影像中水体信息;最后,计算水质参数结果以及时间序列数据计算。

#### (2) 提取色度角 $\alpha$ 、FUI 水色指数以及透明度反演模型研究

基于 Sentinel-2 地表反射率数据提取水体色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数,并提出针对 Sentinel-2 MSI 数据对色度角 $\alpha$ 进行校正的线性拟合公式,通过 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ 构建普适性和稳定性较好的透明度反演模型<sup>[45]</sup>。

#### (3) 基于 Sentinel-2 MSI 数据识别水色异常水体

水色异常水体是一种受到严重污染的水体,此类水体的分布范围比较广,传统的人工实地排查不仅难度大、经济成本和人工成本高、效率低,而且可能由于每个人视觉差异产生误判等情况。为了可以准确、快速的识别水色异常水体,能够对水体颜色进行定量的描述,本研究通过水体色度角 $\alpha$ 筛查水色异常水体,提出当水体色度角 $\alpha$ 为  $230.958^\circ$ 时作为判别水色异常水体的阈值。

#### (4) 基于 Sentinel-2 MSI 数据白洋淀水色时空变化分析

FUI 水色指数作为评价水质优劣的光学参量,利用实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ 数据计算 FUI 水色指数对此模型的精度进行验证。计算白洋淀 2016 年-2020 年 4 月-11 月的 FUI 水色指数结果,分析白洋淀 FUI 水色指数空间分布格局、季节变化、年际变化,以及导致白洋淀 FUI 水色指数产生变化的潜在影响因素分析。

#### (5) 基于 Sentinel-2 MSI 数据长江透明度时空变化分析

通过 Wang 等人利用 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ 构建透明度反演模型,并以 MODIS 遥感影像反演透明度结果作为真值,对 Sentinel-2 MSI 数据反演的长江透明度结果进行精度检验,证明 Wang 等人提出透明度反演模型应用在 Sentinel-2 MSI 数据上具有较好的稳定性和普适性<sup>[45]</sup>。本研究以长江(四川省宜宾市-入海口)作为研究区,计算 2017 年-2020 年 1 月-12 月长江干流透明度结果。并且分析长江干流的空间分布格局、季节变化、年际变化,以及导致长江透明度产生变化的驱动因素分析,同时可以为长江水质监测制定相应的管理政策提供参考依据。

根据上述的研究内容,本文的研究路线如图 1.2 所示。

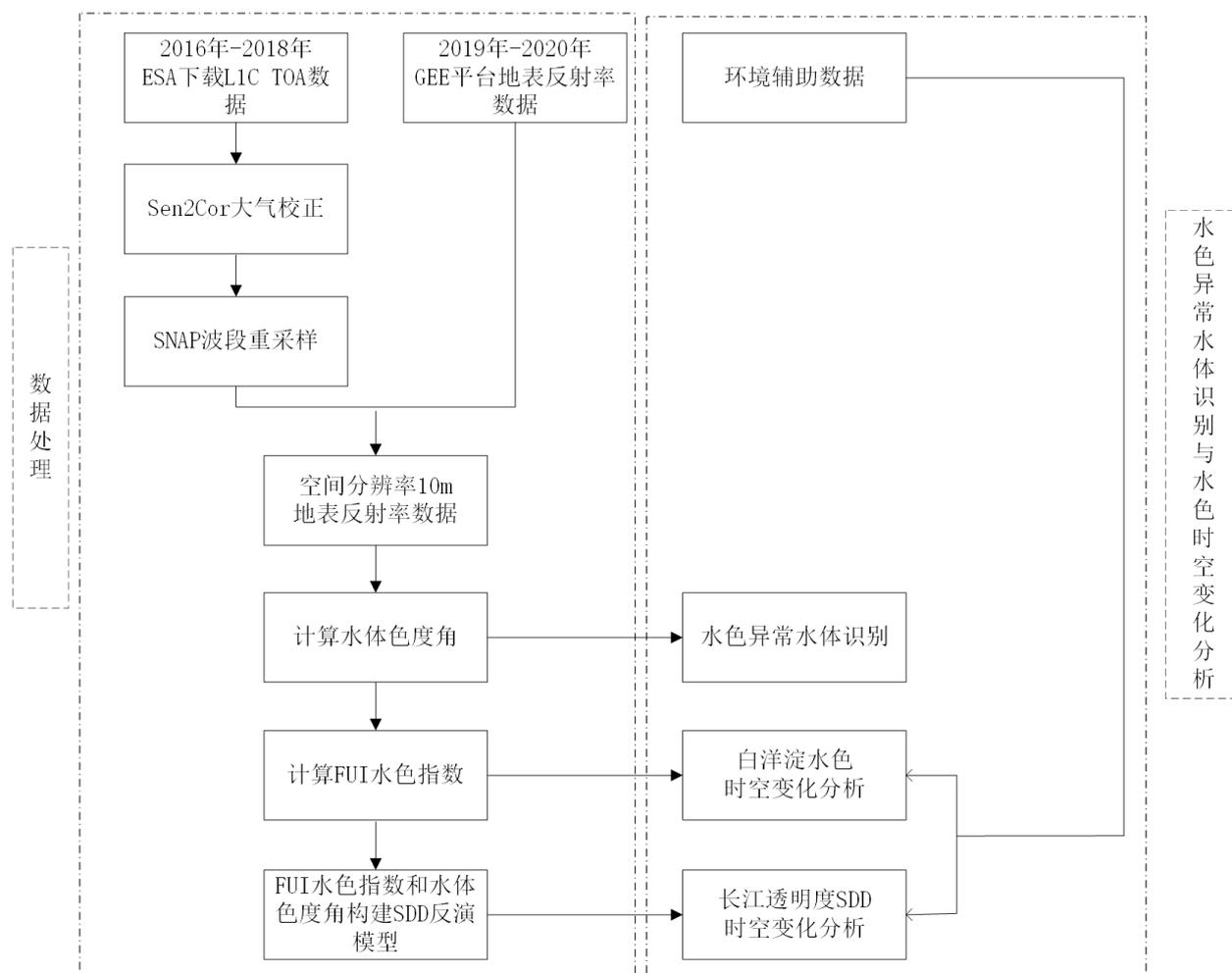


图 1.2 文章总体技术路线图

Figure 1.2 The overall technical route of the paper

## 2. 研究区概况和数据获取与预处理

### 2.1 研究区概况

本研究共涉及四个研究区，分别是河北省国家级新区雄安新区、黑龙江省副省会城市齐齐哈尔市、具有华北之肾美誉的白洋淀、世界水能第一大河长江(范围：四川省宜宾市至长江入海口)，上述四个研究区包含中国北方和南方多种类型的水体。

2017 年 4 月 1 日，国家决定设立雄安新区，是河北省管辖国家级新区，规划范围包括雄县、容城县、安新县，雄安新区的起步面积约 100km<sup>2</sup>。在 2017 年，对安新县 387 个多年堆积的垃圾和坑塘进行了筛查，并且制定了“一坑一塘”的管理政策<sup>[93]</sup>。图 2.1 是河北省雄安新区研究区示意图。



图 2.1 研究区：河北省雄安新区

Figure 2.1 Study area at the Xiong'an New Area in Hebei Province

黑龙江省齐齐哈尔市位于中国黑龙江省松嫩平原东北部，东经 122°-126°，北纬 45°-48°，该市共有 7 个市辖区、1 个县级市、8 个县。在 2018 年 7 月，齐齐哈尔市的昂昂溪区西南角发现一处巨大的黑臭水体，约 9×10<sup>5</sup>m<sup>2</sup>，相当于 120 多个足球场的面积。黑龙江省

政府向齐齐哈尔市政府发出督办函，督促齐齐哈尔市解决环境污染问题<sup>[92]</sup>。在 2016 年 7 月前，昂昂溪区的居民生活污水和周边工厂的工业废水均排放在这里，例如：黑龙江省丰源实业集团有限公司、安康生物工程有限公司、霍利原酵母有限公司等<sup>[92]</sup>。图 2.2 是黑龙江省齐齐哈尔市研究区示意图。



图 2.2 研究区：黑龙江省齐齐哈尔市

Figure 2.2 Study area at Qiqihar City in Heilongjiang Province

白洋淀是北京市、天津市、河北省城市群中最大的淡水湖，位于河北省安新县，东经  $115^{\circ}53'8.25''-116^{\circ}6'9.64''$ ，北纬  $38^{\circ}47'1.69''-38^{\circ}59'22.78''$ ，水域面积约为  $3.6\text{km}^2$ <sup>[88]</sup>。白洋淀境内有白沟引河(最长的河长:  $2.75\text{km}$ )、潞龙河、唐河、漕河、孝义河、蒲河、府河(最短的河长:  $6.2\text{km}$ )等 7 条河流，均发源于太行山。白洋淀有“华北明珠”和“华北之肾”的美誉<sup>[89-90]</sup>。湖泊湿地和周边水体在维护当地生态系统平衡、正常运行发挥着重要作用，包括：调动水源补给、为芦苇生长提供水分、增加地下水量供应、改善当地气候系统和保护当地生物多样性等众多功能。白洋淀属于暖温带半湿润大陆季风气候，四季分明，春季干旱多风，降水稀少；夏季炎热多雨，降水集中；秋季晴朗微风；冬季寒冷干燥，并且降水

稀少；年平均气温 12.2 度，最高温度 40.7 度，最低气温零下 26.7 度。因为白洋淀的范围较大、水体比较细小和破碎、水体光学特性复杂，为便于后续进行白洋淀 FUI 水色指数时空变化分析研究，因此本研究根据白洋淀每个区域的水深和功能划分为 7 个子区域，分别命名为 A、B、C、D、E、F、G, 如图 2.3 所示<sup>[91]</sup>。

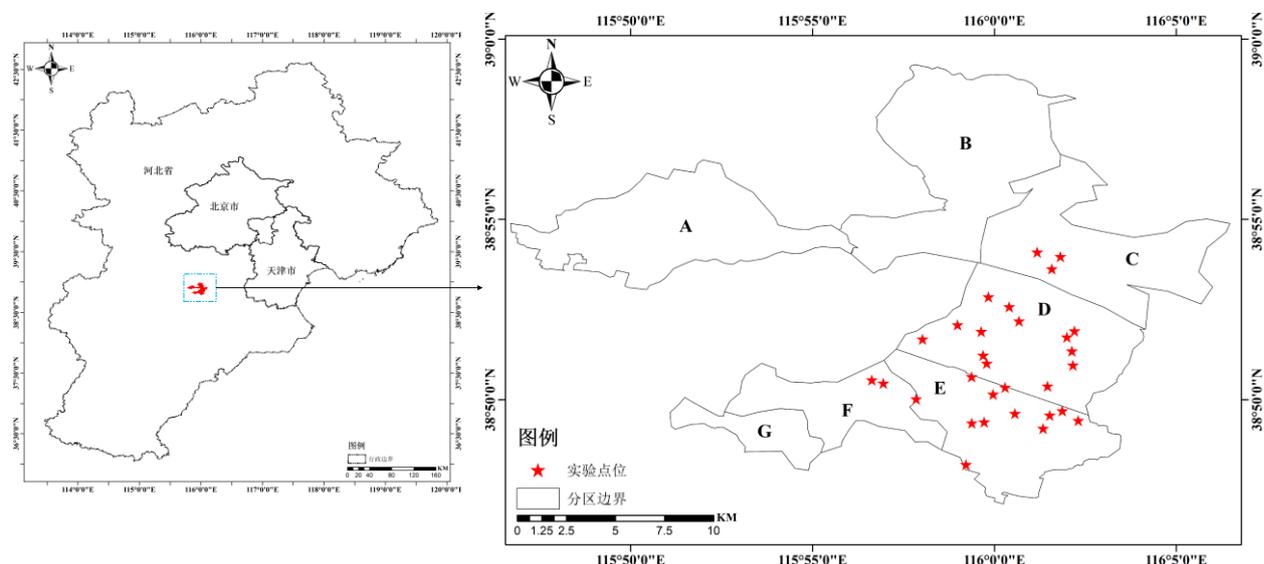


图 2.3 研究区：白洋淀

Figure 2.3 Study area of Baiyangdian Lake

长江发源于世界屋脊-青藏高原的唐古拉山脉各拉丹冬峰西南侧。长江流经青海省、西藏自治区、四川省、云南省、重庆市、湖北省、湖南省、江西省、安徽省、江苏省、上海市，最终于崇明岛以东注入东海，流量位居西太平洋第一，世界第五位，其输沙量位居世界第四位<sup>[85-86]</sup>。

长江自西向东贯穿中国西部，位于东经 90°33'-122°25'，北纬 24°30'-35°45'之间，如图 2.4 所示。湖北省宜昌市以上称为长江上游，长度为 4504km，流域面积为 100km<sup>2</sup>，河宽为 0.5-1.5km，水深为 5-20m，其中直门达至四川省宜宾市称为金沙江，四川省宜宾市至湖北省宜昌市河段称为川江，将四川省宜宾市至湖北省宜昌市称为长江上游；湖北省宜昌市至江西省九江市湖口县称为长江中游，长度为 955km，流域面积为 6.8×10<sup>5</sup> km<sup>2</sup>，河宽为 1-2km，水深为 6-15m；在江西省九江市湖口县以下称为长江下游，长度为 938km，流域面积为 1.2×10<sup>5</sup>km<sup>2</sup>，河宽为 2-4km，水深为 10-20m，入海口处河道宽度大于 15km<sup>[86-87]</sup>。

因为四川省宜宾市至长江入海口所流经的区域，全年气温均在 0℃以上，全年没有结冰期，所以本研究计算 2017 年-2020 年 1 月-12 月长江透明度结果。

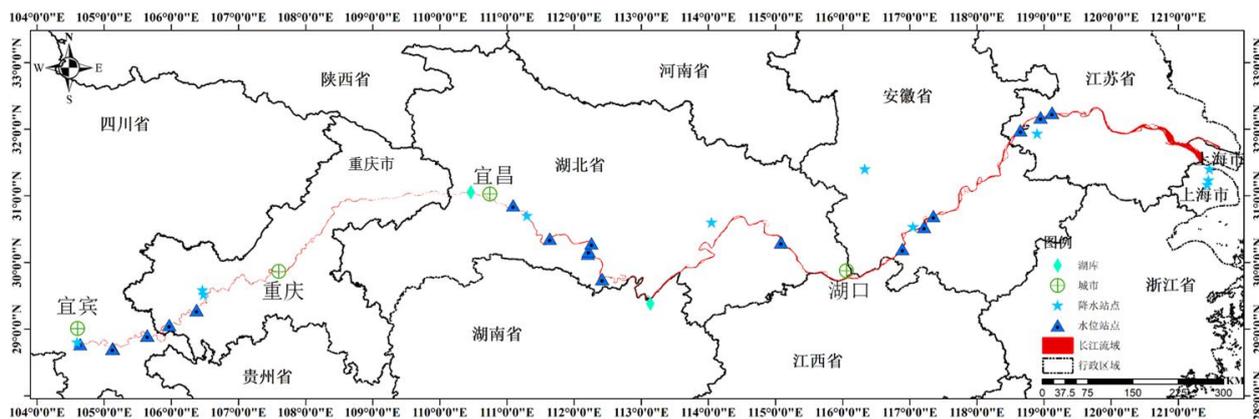


图 2.4 长江研究区域

Figure 2.4 Study area of Yangtze River

## 2.2 实测数据获取与处理

### 2.2.1 实验点位设计

星地同步和准同步实验获取水体的表观光学量、固有光学量、水质参数等相关实验数据是遥感监测水质的基础。为了能够获取类型丰富的水体野外实测数据。本研究分别在黑龙江省齐齐哈尔市、河北省雄安新区安新县、容城县、和具有“华北之肾”美誉的白洋淀开展 4 次星地同步和准同步实验，共获取 58 个水体样点的实测数据，其中包括 51 个一般水体和 7 个水色异常水体，具体实验点位设计如下：

(1) 在 2017 年 4 月 28 日，在雄安新区安新县开展星地准同步实验，与卫星过境时间(2017 年 4 月 18 日)相差 10 天，共采集 6 个实验点水体实测数据，其中 4 个一般水体、2 个水色异常水体。在 2018 年 10 月 5 日在河北省国家级新区-雄安新区容城县开展星地同步实验，共采集 13 个实验点水体实测数据，其中 12 个一般水体、1 个水色异常水体。2018 年 10 月 14 日和 15 日，在黑龙江省齐齐哈尔市的福拉尔基区、昂昂溪区、杜尔伯特县、富裕县开展星地准同步实验，与卫星过境时间(2018 年 10 月 24 日)相差 10 天和 11 天，共采集 10 个实验点水体实测数据，其中 6 个一般水体、4 个水色异常水体。在每一个实验点位，现场测量水体光谱、透明度、获取现场照片、实验点位经纬度坐标、测量水体浊度、溶解氧和氧化还原电位。图 2.5 是在黑龙江省齐齐哈尔市和河北省国家级新区雄安新区开展 3 次星地同步和准同步实验点位。

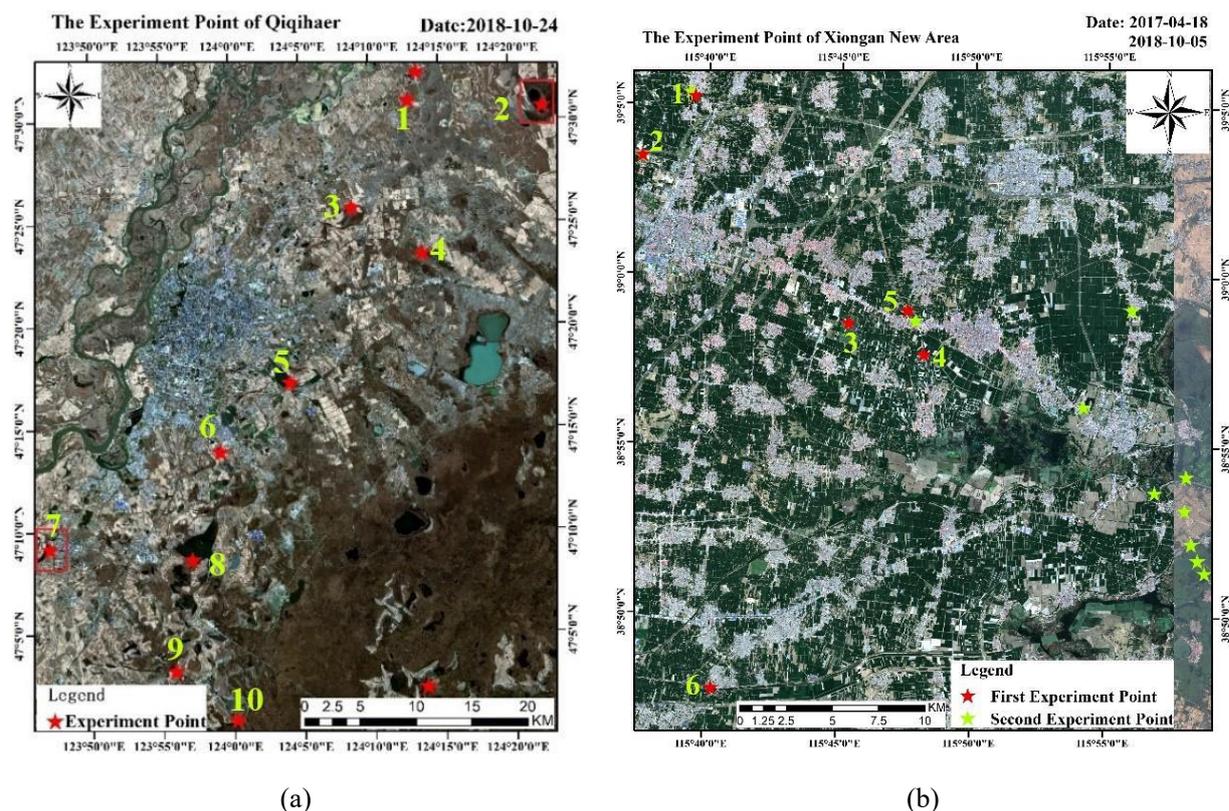
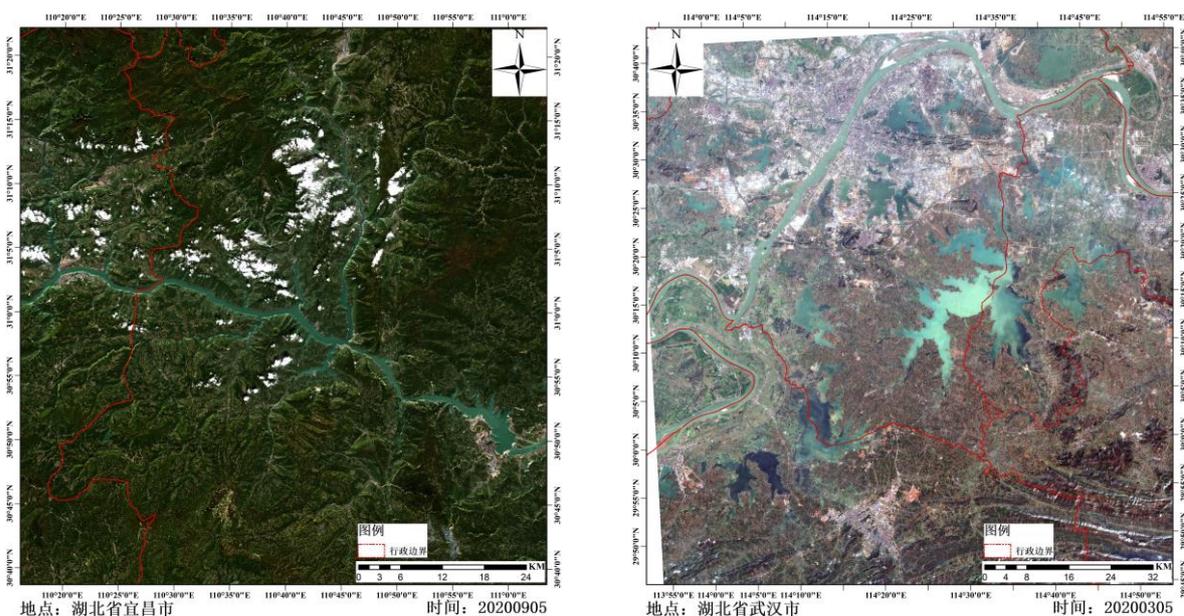


图 2.5 测试区(a)齐齐哈尔市和雄安新区；注：齐齐哈尔市 1-6 为一般水体，7-10 为水色异常水体；(b) 雄安新区 1-4 为一般水体，5-6 为水色异常水体

Figure 2.5 Test Sites at (a) Qiqihar City and (b) the Xiong'an New Area. Note: In Qiqihar, samples 1-6 are general water bodies, and samples 7-10 are anomalous water bodies; In Xiong'an New Area, samples 1-4 are general water bodies, and samples 5-6 are anomalous water bodies.

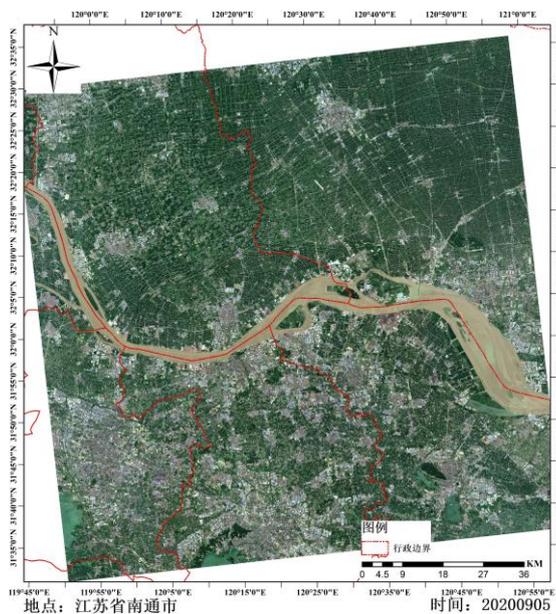
(2) 2019 年 5 月 21 日和 22 日在河北省白洋淀开展星地准同步实验，与卫星过境时间相差 1 天和 2 天，卫星过境时间为 2019 年 5 月 23 日，共获取 29 个一般水体样点的实测数据，在每一个实验点位，现场测量水体光谱、透明度、获取现场照片、实验点位经纬度坐标、测量水体浊度、透明度、溶解氧和氧化还原电位。实验点位如图 2.3 所示。

(3) 因为在长江缺少有效的星地同步和准同步实验数据，所以本研究选取同一天过境的遥感影像，以 Wang 等人通过 MODIS 遥感影像计算透明度结果作为真值，与 Sentinel-2 MSI 数据的计算的透明度结果进行比较。分别选取长江上游的三峡水库，影像时间为 2020 年 10 月 13 日；中游的湖北省武汉市，影像时间为 2020 年 10 月 11 日；下游的江苏省南通市，影像时间为 2020 年 2 月 18 日，9 月 5 日；验证区域如图 2.6 所示。



(a)三峡水库

(b)湖北省武汉市



(c)江苏省南通市

图 2.6 长江验证区域

Figure 2.6 Verification Area of Yangtze River

## 2.2.2 光谱数据获取与预处理

遥感反射率(remote sensing reflectance,  $R_{rs}$ )是测量水面光谱的主要参量,是在水面上的离水辐亮度  $L_w(\lambda)$  和下行辐照度  $E_d(\lambda)$  两者之间的比值,通常使用  $R_{rs}(\theta, \phi, \lambda)$  符号进行表示。在水色遥感中,遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  是十分常用的水体表观光学量之一,在水质参数反演过程也是一个非常重要的输入参量之一[94]。

剖面法与表面法是测量水体表面光谱的两种主要方法。剖面法是将水下光谱仪放置在不同深度的水体中,获取水体的上行和下行辐亮度、辐照度,水面以上和以下的辐射数据是基于不同水深获取辐射数据计算的漫衰减系数推算得到的,最终能够得出刚好在水面以下的辐照度比  $R(0^-, \lambda)$  和水面遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  等水体的表观光学量。

表面法是利用光纤光谱仪在水面上方获取下行辐照度,上行辐亮度和相对方向的天空光辐亮度,再推算出经过天空光反射校正得到的离水辐亮度,最终得到水面遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  和刚好在水面以下辐照度比  $R(0^-, \lambda)$  两个十分常用的水体表观光学量。本研究采用“水面以上法”测量水面光谱<sup>[95]</sup>。ASD 便携式野外光谱仪 FieldSpec® Pro FR 是测量水面光谱使用的仪器。水体表面光谱测量在测量过程中有以下几点需要注意:

#### (1) 观测角度选取

选取最佳的观测角度是表面法获取水体遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  需要考虑的首要问题。利用表面法测量水体遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  需要测量三个辐射量,下行辐照度  $E_d(\lambda)$  是将辐亮度探头垂直观测参考板得到的,并且参考板反射率已知,本研究采用的参考板反射率为 30% 的灰板。因为水体信号比较弱,水体的反射率值会比较低,所以参考板和水体的反射率值会比较接近。天空光辐亮度与水体上行辐亮度的测量方向是呈现镜面对称的关系,因为该方向的天空光刚好被水体镜面反射到水体上行辐亮度测量方向中。

为了避免外界因素对测量结果产生的影响,在测量水体上行辐亮度时会存在两方面的影响因素:一方面是需要考虑到躲避船体阴影和反射对测量结果产生的影响,另一方面是考虑躲避太阳耀斑对观测结果产生的影响。

为了避免船体阴影对观测结果产生的影响,需要将光谱仪的观测探头最大限度的向外侧倾斜,这将会使得探头接收到的光线是远离船体的光线。增加观测天顶角观测角度的方式通过最大限度的向外倾斜探头。因为观测天顶角会受水体光场二向性的影响,当天顶角的观测角度越大,受水体光场二向性的影响越大,误差就会增大,所以相关研究人员认为观测角度在  $0^\circ$ - $40^\circ$  范围内变化,对离水辐亮度测量结果影响不大<sup>[95]</sup>。当观测天顶角为  $40^\circ$  时,是获取水面上行辐亮度的最佳观测角度<sup>[94-95]</sup>。因为测量天空光的观测角度与获取水体表面上行辐亮度的观测角度两者是呈现互补关系,所以在测量天空光时观测天顶角的最佳角度为  $140^\circ$ <sup>[94]</sup>。

寻找测量水体表面上行辐亮度的最佳观测方位角是为了减少太阳耀斑对实测数据产生的影响,观测平面与太阳光入射平面两者的夹角(即观测方位角)在  $90^\circ$ - $135^\circ$  能够有效降

低太阳耀斑对测量结果所带来的影响。观测方位角选择的最佳角度是  $135^\circ$ ，不仅可以降低太阳耀斑对观测结果产生的影响，而且与剖面观测离水辐亮度的差别也会比较小<sup>[96]</sup>。虽然  $135^\circ$  是观测方位角的最佳角度，但是此角度的弊端是架设仪器的难度比较大。在获取光谱数据过程中，如果满足观测方位角的最佳角度，可能无法同时满足光谱仪探头最大限度的向船体外侧倾斜，最终导致获取的光谱数据会受到船体阴影影响。

在测量过程中，为了避免架设仪器的困难和船体阴影对获取的光谱数据造成影响，最好在船头或者船尾开展获取光谱数据的工作，并且光谱仪探头与船头船尾两者间的夹角应该大于  $90^\circ$ ，如果该夹角小于  $90^\circ$  时，光谱仪探头并没有向船体外侧倾斜，获取的辐亮度信息可能会受到船体阴影等相关影响因素的干扰。当确定光谱仪探头的合理指向范围，可以根据太阳方位和光谱仪探头指向方位两者间的夹角为  $135^\circ$  时，推算出合理的太阳方位与船头船尾连线方向两者间的夹角应该小于  $135^\circ$ ，即太阳在观测位置(船头或者是船尾)的侧面或者是后面便于获取水面的光谱信息<sup>[94]</sup>。

### (2) 避免随机耀斑干扰

水体和陆地表面两者区别是:由于外界干扰因素的影响，水体表面在无时无刻的发生变化，例如：水体表面会不断产生大量的波浪和气泡，水体表面并不是均匀的朗伯体。当太阳光照射到水体表面时会形成镜面反射，部分方向镜面反射形成的太阳耀斑会被光谱仪的探头接收。因为太阳耀斑的影响，会导致现场测量的遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  的结果偏大，而形成的太阳耀斑中却不含有任何水体信息，所以获取光谱数据时需要去除太阳耀斑所产生的影响。关于消除太阳耀斑所带来的影响，目前还没有一个比较好的解决方法，只有在测量光谱的过程中最大程度的减少太阳耀斑对观测结果产生的影响，但却无法完全消除随机产生的太阳耀斑所带来的影响。

目前常用的处理方式是在保证数据质量的前提下对同一个采样点进行多次光谱数据测量(不少于 10 次)，每一次测量光谱数据的时间应该跨越多个波浪的周期。在处理实测光谱数据时需要注意的问题：首先，需要检查现场测量的多条实测光谱数据，假若多条实测光谱数据中存在一条或者几条实测光谱曲线明显高于其他光谱曲线，这可能是由于水面的波动造成太阳耀斑信号进入传感器或者水体表面漂浮的杂物(如塑料袋、水瓶、水草等)导致的，需要将这些异常光谱曲线剔除，计算其余光谱曲线的平均值作为采集水体表面光谱结果。

### (3) 获取光谱数据流程

通常情况下，一个光谱仪探头在每个采样点分别需要获取水体、天空光、参考板的光

谱数据，图 2.7 是光谱仪水面以上观测几何示意图。具体获取过程需要按照下列的测量顺序进行操作：

- 1)确定积分时间
- 2)测量暗电流
- 3)测量参考板
- 4)测量水体(至少 15 条)
- 5)测量天空光(至少 5 条)
- 6)测量参考板

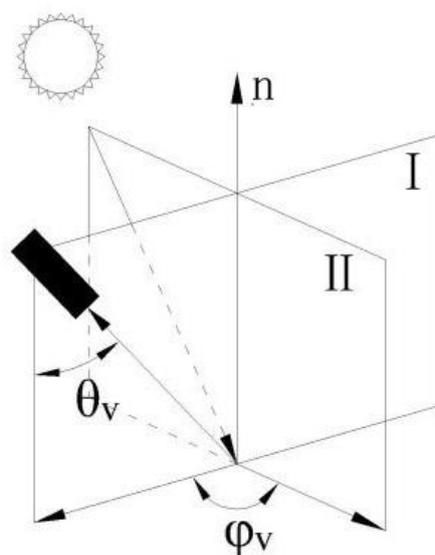


图 2.7 光谱仪水面以上观测几何

Figure 2.7 Observation geometry of spectrometer above waterbody surface

在获取每个实验点的水体表面光谱信息，完成上述操作需要花费几分钟的时间。在获取水体表面光谱信息的过程中，入射光场即水面下行辐照度可能会由于外界环境影响产生变化。为了验证每次测量结果的可靠性，可以通过对比测量两次参考板辐亮度结果的差异估算入射光场的变化情况，如果两次测量结果的变化超过一定范围，则将此次测量结果作废，需要在该实验点位重新测量参考板辐亮度数据。

为了降低入射光场的变化对测量结果产生的影响，有以下几种解决方案：水体表面光谱数据获取最好在晴朗无云天气开展野外实验，因为晴朗无云天气的光线比较稳定，在短时间内入射光场的光线变化会比较小，对测量结果产生的影响比较小；获取水面光谱数据过程中，需要在保证实验数据质量的前提下，加快水面光谱的获取速度、缩短仪器操作时间；在获取每个实验点位光谱数据时，均需要多次测量参考板，如果发现变化较大的光谱数据或者存在未完成测量的光谱数据，需要将上述测量结果作废，重新测量参考板；在每

一个实验点位，需要测量多组水体、天空光、参考板光谱数据，将获取的同一组数据中的参考板数据进行比较，选择变化最小的一组实验数据，剔除掉变化较大的实验数据。

#### (4) 计算水体遥感反射率

计算水体遥感反射率公式：

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{L_t(\lambda) - rL_{sky}(\lambda)}{L_p(\lambda) \times \pi \times \rho_p} \quad (2.1)$$

其中， $L_t(\lambda)$  是水体上行辐亮度， $r$  是天空光反射率，是根据观测几何、太阳位置、野外开展实验时测量的风速与风向等众多因素共同决定的，当观测天顶角为  $40^\circ$  时，根据 Fresnel 公式，本研究选取  $r=0.0245$ ， $L_{sky}$  是天空光下行辐亮度， $L_p(\lambda)$  为参考板辐亮度， $\rho_p$  是经过实验室严格标定获取到的标准参考板反射率<sup>[95]</sup>。

### 2.2.3 辅助数据

在开展野外实验时，除了获取水体实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据，在每个实验点位，同时需要测量一些辅助参数，包括：风速、风向、时间、经纬度坐标、透明度、水深、氧化还原电位、溶解氧、水温、浊度等辅助参数，还需记录实验点位当时的水面和天气情况；其中风速和风向采用 KREAVOR 的 NK5500 风速计获取数据；经纬度采用易力 S7 卫星导航户外手持 GPS 获取数据；透明度采用塞士盘获取数据；水深采用兆易手持式水深探测仪获取数据；氧化还原电位、溶解氧、水温采用哈希 HQ40d 获取数据；浊度采用美国奥利龙 AQ3010 一起获取数据，野外实验数据获取流程如图 2.8 所示。

为了能够更好的分析外界因素对水体水质的变化和长时间序列的分析。本研究在长江水利委员会网站(<http://www.ctg.com.cn/sxjt/sqqk/index.html>)获取 2016 年 12 月-2020 年 12 月的长江宜昌、汉口、大通三个监测站点泥沙径流量的月均值数据，其中宜昌监测站代表长江上游，汉口监测站代表长江中游，大通监测站代表长江下游；在 NOAA 网站(<https://gis.ncdc.noaa.gov/maps/ncei/cdo/daily>)获取 2016 年 12 月-2020 年 12 月重庆、宜宾、安庆、南京、武汉、宜昌、上海共 7 个气象站站点的日均值降水数据，其中重庆、宜宾、宜昌气象站代表长江上游，武汉气象站代表长江中游，安庆、南京、上海气象站代表长江下游；在法国 Theia 网站(<http://hydroweb.theia-land.fr/>)获取了 2016 年 12 月-2020 年 12 月共 29 个站点水位的日均值数据。

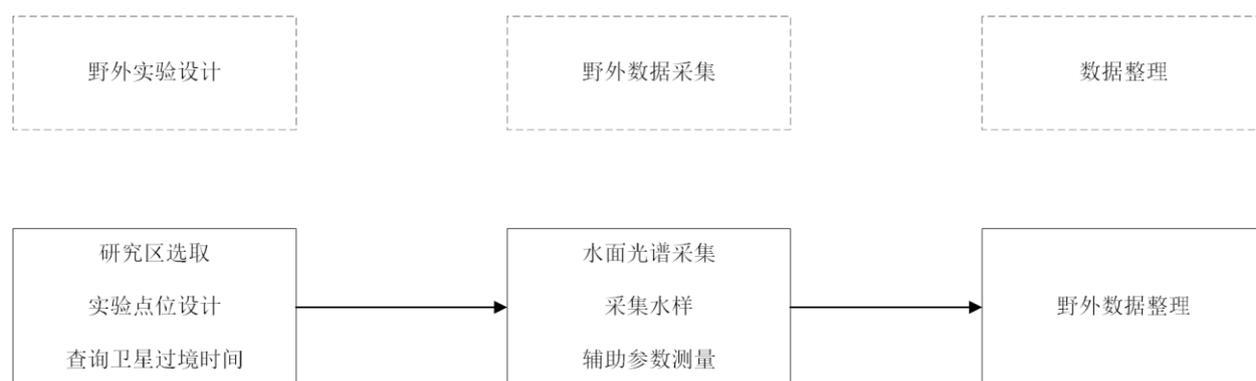


图 2.8 野外实验流程图

Figure 2.8 The technical route of field experiments

### 2.3 Sentinel-2 MSI 数据获取与处理

Sentinel-2 MSI 数据是高分辨率多光谱成像遥感卫星，搭载多光谱成像仪，轨道高度为 786km，具有 13 个光谱波段，影像幅宽为 290km，13 个波段的分辨率分别为 10m、20m、60m。表 2.2 是 Sentinel-2 MSI 数据搭载 MSI 传感器信息。在 2015 年 6 月和 2017 年 3 月，欧洲航天局(European Space Agency, ESA)分别发射 Sentinel-2A 和 2B 两颗卫星，一颗卫星的重访周期为 10 天，Sentinel-2A 和 2B 两颗卫星互补，重访周期缩短至 5 天。此外，在中纬度地区 Sentinel-2 MSI 数据的重访周期可以缩短至 2-3 天。Sentinel-2 MSI 数据具有较高的时间分辨率和空间分辨率、比较丰富的光谱波段、同时具有较宽的幅宽。因此，Sentinel-2 MSI 数据在水科学、森林、土地、植被等领域具有较大的应用潜力<sup>[97-103]</sup>。2016-2018 年，Sentinel-2 MSI 数据仅有 Level-1C 数据，而 Level-1C 数据需要通过 Sen2Cor 软件处理得到 Level-2A 数据；2019 年开始可以在欧洲航天局 ESA 官方网站和 GEE 平台直接下载和调用 Level-2A 数据，Level-2A 数据也是通过 Sen2Cor 软件进行大气校正处理。表 2.1 和表 2.2 分别是 Sentinel-2 MSI 数据 5 级产品的基本信息和波段信息。

表 2.1 Sentinel-2 产品信息

Table 2.1 The product information of Sentinel-2

产品级别	产品信息	备注
Level-0	原始数据	
Level-1A	对影像进行几何粗校正得到的产品	未分发给用户
Level-1B	具有 GCP 优化几何模型辐射率产品	
Level-1C	经过正射校正和亚像元级别的几何精校正大气表观发射率产品	

Level-2A 经过大气校正和亚像元级别几何精校正的地表反射率产品

表 2.2 Sentinel-2A/2B 波段信息  
Table 2.2 Spectral bands for the Sentinel-2A/B Sensors

Sentinel-2A			Sentinel-2B			空间分辨率 (m)
波段 编号	中心波长 (nm)	带宽 (nm)	波段 编号	中心波长 (nm)	带宽 (nm)	
1	443.9	27	1	442.3	45	60
2	496.6	98	2	492.1	98	10
3	560.0	45	3	559	46	10
4	664.5	37	4	665	39	10
5	703.9	19	5	703.8	20	20
6	740.2	18	6	739.1	18	20
7	782.5	28	7	779.7	28	20
8	835.1	145	8	833	133	10
8A	864.8	33	8A	864	32	20
9	945.0	26	9	943.2	27	60
10	1373.5	75	10	1376.9	76	60
11	1613.7	143	11	1610.4	141	20
12	2202.4	242	12	2185.7	238	20

本研究共涉及 4 个研究区，分别是黑龙江省齐齐哈尔市、河北省白洋淀、河北省国家级新区雄安新区和长江干流水域(四川省宜宾市-入海口)。水色异常水体是内陆水体中占比十分小的一类水体，此类水体面积比较小(水体面积远小于湖泊、水库)、并且分布范围比较广；白洋淀水体比较细小、十分破碎、而且淀区内存在许多狭窄航道；长江干流上游、中游、下游以及入海口处的河宽分别为 0.5-1.5km、1-2km、2-4km、>15km，三个区域的河宽差别比较大。为了开展内陆水体中的水色异常水体的筛查和白洋淀 FUI 水色指数以及长江透明度的时空变化分析工作，选取最佳的遥感数据是非常重要的。

目前遥感数据源日益丰富，例如美国国家航空航天局 NASA (National Aeronautics and Space Administration, NASA)发射的 Landsat 系列和 MODIS 卫星等等。虽然 Landsat 数据的空间分辨率较高和时间序列较长，但是时间分辨率却比较低，无法对长江和白洋淀区域 FUI

水色指数和长江干流透明度的开展季节变化分析。虽然 MODIS 数据时间分辨率比较高,但是空间分辨率比较低,并不适用于筛查内陆水体中水色异常水体、白洋淀破碎的水体以及河宽差别较大长江干流的透明度时空变化分析。为了可以同时满足时间和空间分辨率两方面的需求,因此本研究选用 Sentinel-2 MSI 数据,其一 Sentinel-2A/2B 两颗卫星互补可将重放周期缩短至 5 天(在中纬度地区重放周期可缩短至 2-3 天),每个月可筛选更多满足条件的遥感影像;其二是可将 Sentinel-2 MSI 数据的所有波段的分辨率重采样至 10m,10m 分辨率可同时满足白洋淀和长江干流上游、中游、下游有大量的可用像素,也可以同时满足筛查内陆水体中细小的水色异常水体需求。

### 2.3.1 Sentinel-2 MSI 数据获取与预处理

Sentinel-2 MSI 数据共有 5 个产品级别,如表 2.1 所示。用户可以在欧洲航天局 ESA 下载 L1C TOA 数据(2016 年开始)和 Level 2A 地表反射率数据(中国区域 2019 年开始)。本文研究时间范围是 2016 年-2020 年,首先在欧洲航天局 ESA 官方网站下载 2016 年-2018 年 L1C TOA 数据;然后通过欧洲航天局 ESA 研发的 Sen2Cor 软件对 Sentinel-2 L1C TOA 数据进行大气校正处理,得到 2016 年-2018 年地表反射率数据;因为 Sentinel-2 MSI 数据每个波段的分辨率不一致,所以需要利用欧洲航天局 ESA 研发的 SNAP 软件以空间分辨率为 10m 波段作为参考波段对其他波段进行重采样处理,最终得到所有波段的分辨率均为 10m 的地表反射率数据。

### 2.3.2 基于 GEE 云平台 Sentinel-2 MSI 数据处理

#### (1) GEE 云平台

开展大范围水质时空变化分析研究是一项十分具有挑战性的任务,尤其针对长时间序列、区域跨度较大的研究区。在数据筛查、数据下载、数据预处理等工作会花费大量的时间,尤其遥感数据预处理工作会占据大量时间。因此,需要通过一个高效的、高性能的遥感数据处理云平台进行数据预处理工作,基于此平台开发优质的水质参数反演方法,并借助云平台计算水质参数结果和时间序列数据。

GEE 云平台是一个免费的遥感云平台,是由 Google 与卡内基美隆大学和美国地质调查局在 2010 年联合研发并专门用于处理卫星影像和地球观测数据。GEE 云平台是一个可以对 Peta-byte 级别的地理空间数据进行数据分析和数据可视化的遥感云平台。GEE 云平台提供 Java 和 Python 两种开发语言的访问应用程序接口(Application Programming Interface, API)和交互式开发环境(Interactive Development Environment, IDE)进行快速的访问和获取可

视化的结果。图 2.9 是基于 GEE 云平台应用程序开发环境。

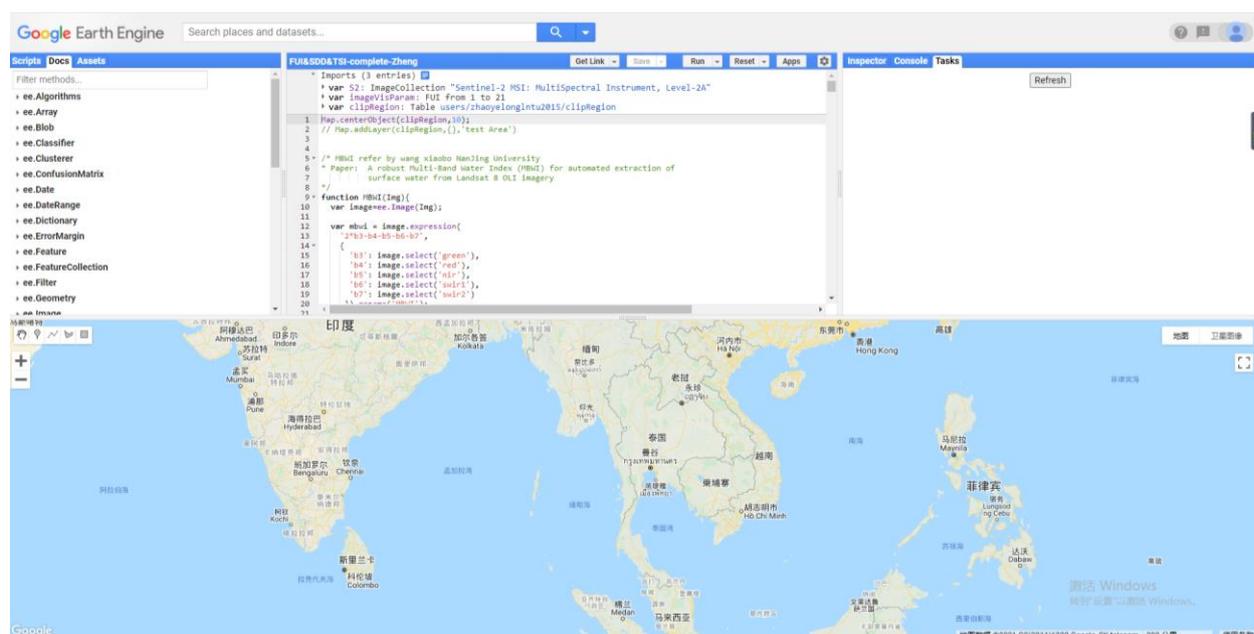


图 2.9 基于 GEE 平台的开发环境

Figure 2.9 Development Environment based on Google Earth Engine platform

## (2)GEE 云平台集成的数据与算法

GEE 云平台集成的公共数据集中大多数是由对地观测遥感数据组成的。截至 2019 年 9 月，GEE 云平台的海量地理空间数据存储量已经超过 29PB，包括 290 多个公共数据集，500 多万景遥感影像，每天增加大约 4000 景遥感影像，其中包括遥感影像数据集、气候数据集、天气数据集等。例如：遥感影像数据集包括 NASA 发射的 Landsat 数据，中分辨率成像光谱仪 MODIS 数据，欧洲航天局 ESA 发射的哨兵系列卫星数据；气候和天气数据包括表面温度和反射率、卫星观测反演的大气数据等；地球物理数据包括地形地貌数据、农田分布数据等。GEE 云平台上的所有数据均进行相关的预处理和增加地理参考等工作。表 2.3 是 GEE 云平台上集成的主要数据。

表 2.3 Google Earth Engine 平台常用数据集

Table 2.3 Frequently used datasets in the Google Earth Engine data catalog

Dataset	Nominal resolution	Temporal granularity	Temporal coverage	Spatial coverage
Landsat				
Landsat 8 OLI/TIRS	30m	16 days	2013-Now	Global
Landsat 7 ETM+	30m	16 days	2000-Now	Global

Landsat 5 TM	30m	16 days	1984-2012	Global
Landsat 5-8 Surface Reflectance	30m	16 days	1984-Now	Global
Sentinel				
Sentinel-1 A/B ground range detected	10m	6 days	2014-Now	Global
Sentinel-2A/2B	10m/20m/60m	5 days	2015-Now	Global
MODIS				
MOD08 atmosphere	1°	Daily	2000-Now	Global
MOD09 surface reflectance	500m	1 day/8 days	2000-Now	Global
MOD10 snow cover	500m	1 day	2000-Now	Global
MOD11 temperature and emissivity	1000m	1 day/8 days	2000-Now	Global
MCD12 Land cover	500m	Annual	2000-Now	Global
MOD13 Vegetation indices	500m/250m	16 days	2000-Now	Global
MOD14 Thermal anomalies&fire	1000m	8 days	2000-Now	Global
MCD15 Leaf area index/FPAR	500m	4 days	2000-Now	Global
MOD17 Gross primary productivity	500m	8 days	2000-Now	Global
MCD43 BRDF-adjusted reflectance	1000/500m	8 days/16 days	2000-Now	Global
MOD44 veg.cover conversion	250m	Annual	2000-Now	Global
MCD45 thermal anomalies and fire	500m	30 days	2000-Now	Global
ASTER				
L1T radiance	15/30/90m	1 day	2000-Now	Global
Global emissivity	100m	Once	2000-2010	Global
Other imagery				
PROBA-V top of canopy reflectance	100/300m	2 days	2013-Now	Global
EO-1 hyperion hyperspectral radiance	30m	Targeted	2001-Now	Global
DMSP-OLS nighttime lights	1km	Annual	1992-2013	Global
USDA NAIP aerial imagery	1m	Sub-annual	2003-2015	CONUS
Topography				
Shuttle Radar Topography Mission	30m	Single	2000	60°N-54°S
USGS National Elevation Dataset	10m	Single	Multiple	United States

USGS GMTED 2010	7.5"	Single	Multiple	83°N-57°S
GTOP 30	30"	Single	Multiple	Global
ETOPO 1	1'	Single	Multiple	Global
Landcover				
GlobalCover	300m	Non-periodic	2009	90°N-65°S
USGS National Landcover Database	30m	Non-periodic	1992-2011	CONUS
UMD global forest change	30m	Annual	2000-2014	80°N-57°S
JRC global surface water	30m	Monthly	1984-2015	78°N-60°S
GLCF tree cover	30m	5 year	2000-2010	Global
USDA NASS cropland data layer	30m	Annual	1997-2015	CONUS
Weather, Precipitation&atmosphere				
Global precipitation measurement	6'	3h	2014-Now	Global
TRMM 3B42 precipitation	15'	3h	1998-2015	50°N-50°S
CHIRPS precipitation	3'	5 days	1981-Now	50°N-50°S
NLDAS-2	7.5'	1h	1979-Now	North America
GLDAS-2	15'	3h	1948-2010	Global
NCEP reanalysis	2.5°	6h	1948-Now	Global
ORNL DAYMET weather	1km	Annual	1980-Now	North America
GRIDMET	4km	1 day	1979-Now	CONUS
NCEP global forecast system	15'	6h	2015-Now	Global
NCEP climate forecast system	12'	6h	1979-Now	Global
WorldClim	30"	12 images	1960-1990	Global
NEX downscaled climate projections	1km	1 day	1950-2009	North America
Population				
WorldPop	100m	5 years	Multiple	2010-2015
GPWv4	30"	5 years	2000-2020	85°N-60°S

GEE 云平台具有十分强大的数据处理能力。对单幅和多幅遥感影像提供相关批处理方法，例如：对单幅影像提供可视化处理、卷积处理、边缘检测等相应的处理算法；对多幅影像提供控制云量、云掩膜、时间筛选、边缘检测等相应的处理算法。此外，GEE 云平台

还支持矢量数据处理、栅格数据与矢量数据之间的转换，基于矢量作为研究区的范围，对图像进行相应的统计提取等功能。同时，用户也可以在 GEE 云平台开发相关的遥感数据处理算法，并对数据进行并行化的分析。与传统遥感数据处理方法相比，GEE 云平台不仅提高数据处理能力，同时减少数据处理时间和节约数据存储空间。表 2.4 是 GEE 云平台上集成的主要算法和功能。

表 2.4 Google Earth Engine 算法和功能概要

Table 2.4 The algorithms and functions summary of Google Earth Engine integration

Capabilities	Package	Capabilities
Supervised Classification	Reducer	Image collection reductions
Unsupervised Classification		Image Reductions
TensorFlow		Statistics of an image region
Image Visualization		Statistics of image regions
RGB composites		Statistics of image neighborhoods
Color plates		Statistics of feature collection columns
Masking		Raster to vector conversion
Mosaicking		Vector to raster conversion
Clipping		Grouped reductions and zonal statistics
Rendering categorical maps		Weighted reductions
Thumbnail images		Linear Regression
Operations (mathematical, Boolean, morphological, convolutions, relational, conditional)	Charts	Time-series charts
Edge detection		
Texture		Histograms
Spatial Transformation		Image Regions charts
Object-based Methods		Time-series in Image Regions
Registration		Day-of-year Charts
Filtering	Image Collection	Filtering
Mapping		Mapping
Reducing		Reducing

Vector to raster Interpolation	Composing and Mosaicking
Landsat algorithms	
Sentinel-1 algorithms	Iterating over an image collection
Resampling and Reducing Resolution	

国内外相关学者已经基于 GEE 云平台在不同领域开展一系列相关的应用和研究。一些学者基于 GEE 云平台开展土地变化分类的研究。例如: Liu 等人提出 NUACI(Normalized Urban Areas Composite Index, NUACI)方法, 在 GEE 云平台调用 Landsat 遥感影像并将 NUACI 方法应用在 1990-2010 年 Landsat 数据上获取全球城市土地分类结果<sup>[94]</sup>。Sidu 等人以新加坡作为研究区, 调用 GEE 云平台已有的 Landsat 遥感影像、MODIS 遥感影像和 2009 年全球分类结果数据分析新加坡的土地变化<sup>[111]</sup>。Huang 等人以北京市作为研究区, 通过 GEE 云平台调用所有可用的 Landsat 遥感影像分析北京市主要区域土地变化<sup>[112]</sup>。Midekisa 等人通过 GEE 云平台上的 Landsat 遥感影像开展非洲土地变化分析工作<sup>[113]</sup>。申振宇等人在 GEE 云平台调取 1987 年-2019 年共 25 年的 Landsat TM/ETM+/OLI 遥感影像, 采用随机森林(Random Forest, RF)非监督分类方法提取湟水流域 25 年间的土地利用/土地覆盖信息并且计算 25 年的时间序列结果<sup>[114]</sup>。Gorelick 等人基于 GEE 云平台强大计算能力对世界范围每个人的地理空间进行分析<sup>[115]</sup>。

一些学者基于 GEE 云平台开展水稻种植区域、水质时空变化分析、森林着火点近实时监测等方面的研究。例如, Dong 等人基于 GEE 云平台的 Landsat 8 遥感影像和物候学算法分析亚洲东北地区的水稻种植区域<sup>[116]</sup>。Patel 等人通过 GEE 云平台的 Landsat 数据分析多个时相人口的居住情况和人口分布情况<sup>[117]</sup>。周志立等人以 GEE 云平台为数据分析处理平台, 在此平台通过大津法自动获取影像分割阈值获取洪湖数十年的水域面积, 并分别建立洪湖的 TP、TN、Chla 的遥感水质反演模型, 从多个方面分析洪湖水环境变化原因<sup>[118]</sup>。孙福洋等人利用 GEE 云平台计算能力和数据处理能力, 调用两种中高空间分辨率 Sentinel-2 和 Landsat 8 遥感影像, 基于上述两种遥感影像的近红外波段和短波红外波段的特征实现对森林火点的近实时监测<sup>[119]</sup>。李洁等人基于 GEE 云平台的数据处理能力, 在此平台上调用 2000 年-2018 年期间的 Landsat 遥感影像, 建立长时间序列的人居生态环境质量评价模型, 分析影响我国人居环境质量的主要驱动因素<sup>[120]</sup>。何丽等人凭借 GEE 云平台强大数据处理能力和计算能力, 在此平台调用多源遥感数据提取湄公河流域的资源环境关键要素, 并结合气象数据、专题数据等分析影响地表水面积、森林面积、城镇不透水表面和人

口数据等资源环境的变化的驱动因素<sup>[121]</sup>。

### (3) 基于 GEE 云平台 Sentinel-2 MSI 数据处理

首先, 在 GEE 云平台调用 2019 年-2020 年 Sentinel-2 波段空间分辨率均为 10m 的地表反射率数据, 筛选云量 $\leq 40\%$ 的 Sentinel-2 数据, 并将影像中云的部分去除; 其次, 提取白洋淀水域和长江干流水体区域; 最后, 基于水体提取结果计算白洋淀水域、长江干流区域的 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ , 通过 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 构建透明度反演模型反演长江透明度结果, 并计算 2019 年-2020 年白洋淀的 FUI 水色指数和长江透明度结果和时间序列数据。

### 2.3.3 水体分布提取

基于遥感技术开展水质变化监测, 首先需要识别遥感影像中的水体信息, 然后根据实测数据构建水质参数反演模型。识别水体信息是开展大范围、长时间序列水质遥感监测的基础和关键, 水体信息结果会直接影响水质参数反演结果的精度, 选取最优的水体信息识别方法十分重要。目前, 国内外相关学者对识别地表水体提出多种水体提取方法, 主要有光谱分解法、单波段阈值法、水体指数法、监督分类和非监督分类方法(简称分类方法)等。每种水体提取方法的优势并不相同<sup>[122-131]</sup>。

通过分类方法提取水体主要有支持向量机(Support Vector Machines, SVM)、最大似然法(Maximum Likelihood, ML)、决策树(Decision Tree, DT)等等<sup>[128-129]</sup>。基于分类方法识别水体信息, 前期需要人工勾选水体样本, 选取水体样本种类和数量需要十分丰富, 选取样本的精度要求较高, 选取样本的精度、数量、种类均会影响最终水体提取结果。但选取样本的过程比较复杂、耗时、而且效率比较低。

通过水体指数识别水体信息是被广泛应用的一种方法, 该方法优势易于应用、计算量小、提取精度高<sup>[132]</sup>。在过去几十年, 国内外相关学者提出众多的水体指数, 例如: NDWI(Normalized Difference Water Index, NDWI)水体指数是 McFeeters 分析水体、植被、土壤之间的光谱差异, 在 1996 年采用 Landsat MSS(Multispectral Scanner, MSS)传感器遥感影像的绿光波段和近红外波段构建第一个水体指数, 并默认识别水体信息阈值为 0<sup>[130]</sup>。Xu 用短波红外波段替换 NDWI 水体指数中的近红外波段, 并将改进的水体指数命名为 MNDWI(Modified Normalized Difference Water Index, MNDWI), 并且经过实践证明 Xu 构建的 MNDWI 水体指数的水体提取结果优于 NDWI 水体指数<sup>[131]</sup>。因为混淆地物的遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  与水体遥感反射率  $R_w(\lambda)$  十分相似, 仅使用两个波段构建的水体指数在识别地表水

体信息时会存在误提或者漏提的情况，会将一些与水体信息相似的地物作为水体识别出来。NDWI 和 MNDWI 两种水体指数在没有山体阴影或者城区内的建筑物地区具有较好的提取结果。多波段水体指数考虑到更多地物的光谱信息，水体提取结果优于两个波段构成的水体指数。国内外相关学者也提出相应的多波段构成的水体指数，例如：Feyisa 等人考虑多个波段的光谱特征，提出 AWEI(Automated Water Extraction Index, AWEI)水体指数<sup>[127]</sup>。Fisher 等人采用 Landsat 遥感影像的 5 个波段提出 WI(Water Index,WI)水体指数<sup>[133-134]</sup>。Wang 等人基于空间分辨率为 10m 的 Sentinel-2 MSI 数据设计 MuWI(Multi-Spectral Water Index, MuWI)水体指数<sup>[135]</sup>。Wu 等人针对高分辨率遥感影像识别城市内的地表水体设计 TSUWI(Two-Step Urban Water Index, TSUWI)水体指数<sup>[136]</sup>。

伴随近些年高分辨率遥感数据投入使用，传统阈值方法提取精度受限，并且遥感影像质量与外界环境对水体提取结果影响较大。武国瑛等人基于改进的 OTSU 方法识别遥感影像中的水体信息<sup>[137]</sup>。Jia 等人基于 Landsat 8 遥感影像采用离散粒子群优化算法(Discrete Particle Swarm Optimization, DPSO)进行光谱匹配的方式识别地表水体信息<sup>[138]</sup>。Cao 等人以 Weishan Lake 为研究区，基于改进离散二元粒子群优化算法-偏最小二乘法(Modified Discrete Binary Particle Swarm Optimization-Partial Least Squares, MDBPSO-PLS)识别 HJ-1A HIS 遥感影像中的水体区域<sup>[139]</sup>。Duong 通过分析多光谱遥感影像的光谱特征识别遥感影像中的水体信息<sup>[140]</sup>。Zhang 等人基于 Landsat 8 OLI 遥感影像的水体指数灰度图像作为输入数据，通过双峰法识别影像中的水体区域，但该方法不适用于破碎细小水体<sup>[141]</sup>。Rishikeshan 等人通过数学形态法自动识别遥感影像中的水体信息<sup>[142]</sup>。但上述六种方法的实现过程相对复杂，在实际生产应用过程中存在一定难度。因此，本研究将水体指数、宫鹏 10m 空间分辨率全球地表分类结果和 K-means 分类方法相结合识别水体信息<sup>[143-144]</sup>。图 2.10 为水体提取技术流程。

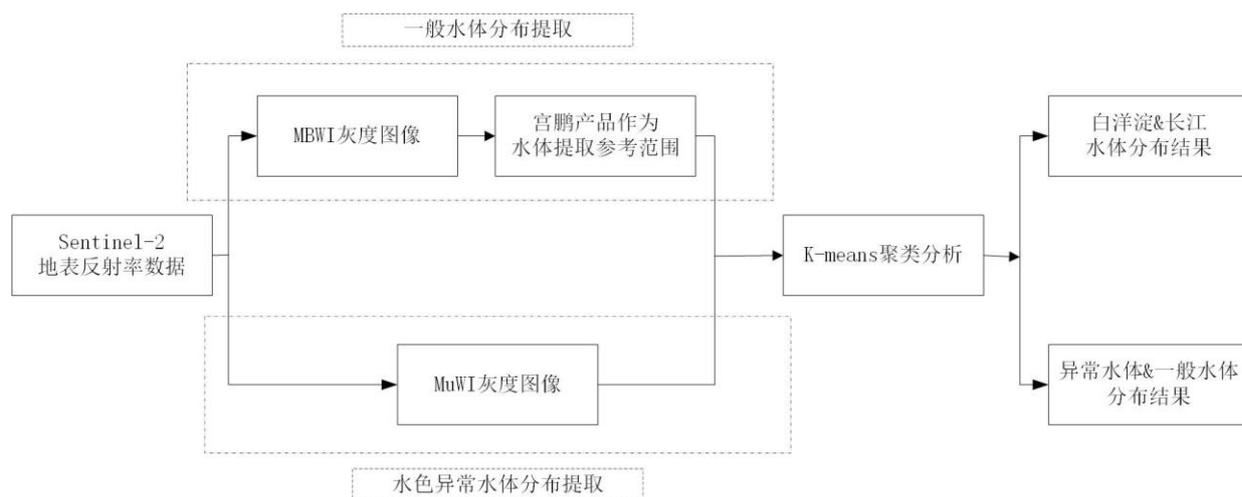


图 2.10 水体提取技术路线

Figure 2.10 The technical route of waterbody extraction

### (1) 一般水体分布提取

目前，通过水体指数提取水体是最常用的水体提取方法，此方法的优点是操作简单、高效、易于操作、具有较高的提取精度。虽然 McFeeters 和 Xu 分别提出的 NDWI 和 MNDWI 水体指数是目前比较常用的水体指数，但是上述两种水体指数却无法有效抑制水体周边的干扰因素，例如：植被、房屋、土壤、阴影等影响因素。Wang 等人分析水体、植被、农田、阴影、暗建筑物区域、明亮建筑物区域、土壤共 7 种地物在红光波段、绿光波段、蓝光波段、近红外波段、2 个短波红外波段共 6 个波段的反射率差异，基于 Landsat 8 OLI 遥感影像提出一种新的水体指数 MBWI(Multi-Band Water Index, MBWI)，表达式为：

$$MBWI = 2Green - Red - Blue - NIR - SWIR_1 - SWIR_2 \quad (2.2)$$

该水体指数对于水体周边的干扰因素具有很好的抑制效果<sup>[145]</sup>。

王小标以秦淮河流域为实验区，分析 12 种水体指数在不同地表环境中的水体提取精度，12 种水体指数分别为 MBWI、NDWI、MNDWI、NEW、WI2005、WI2006、NWI(New Water Index, NWI)、EWI(Enhanced Water Index, EWI)、AWEIsh(Automated Water Extraction Index with Shadow, AWEIsh)、AWEInsh(Automated Water Extraction Index with no shadow, AWEInsh)、MBSR(Multi-Band Spectral Relation, MBSR)、RNDWI(Revised Normalized Difference Water Index, RNDWI)、TCW(Tasseled Cap Wetness Index, TCW)共 12 种水体指数表达式如表 2.5 所示，同样证明 MBWI 在不同地表环境中提取水体具有较高提取精度和良好的提取效果<sup>[146]</sup>。

表 2.5 12 种水体指数表达式  
Table 2.5 The equations of twelve water indices

水体指数名称	水体指数表达式
TCW	$TCW = 0.0315Coastalaerosol + 0.2021Blue + 0.3102Green + 0.1594Red - 0.6806NIR - 0.6109SWIR$
NDWI	$ND = \frac{Blue - Red}{Blue + Red}$
MBSR	$MBSR = Blue + Green - Red - NIR$
MNDWI	$MNDWI = \frac{Green - NIR}{Green + NIR}$
WI <sub>2006</sub>	$WI_{2006} = 50 - 19 \ln(DN_{Blue}) - 52.18 \ln(DN_{Green}) + 83.32 \ln(DN_{Red}) - 14.78 \ln(DN_{NIR}) + 11.875 \ln(DN_{SWIR}) + 14.135 \ln(DN_{Blue}) \ln(DN_{Green}) - 13.195 \ln(DN_{Blue}) \ln(DN_{Red}) + 3.935 \ln(DN_{Blue}) \ln(DN_{NIR}) - 0.77 \ln(DN_{Blue}) \ln(DN_{SWIR}) - 3.785 \ln(DN_{Green}) \ln(DN_{Red}) + 7.37 \ln(DN_{Green}) \ln(DN_{NIR}) - 4.675 \ln(DN_{Green}) \ln(DN_{SWIR}) - 5.41 \ln(DN_{Red}) \ln(DN_{NIR}) + 1.081 \ln(DN_{Red}) \ln(DN_{SWIR}) + 12.651 \ln(DN_{NIR}) \ln(DN_{SWIR})$
EWI	$EWI = \frac{Blue - Red - NIR}{Blue + Red + NIR}$
RNDWI	$RNDWI = \frac{Green - NIR}{Green + NIR}$
NWI	$NWI = \frac{Blue - Red - NIR - SWIR}{Blue + Red + NIR + SWIR}$
NEW	$NEW = \frac{Coastalaerosol - SWIR}{Coastalaerosol + SWIR}$
AWEInsh	$AWEInsh = 4(Blue - NIR) - (0.25Red + 2.75SWIR)$
AWEIsh	$AWEIsh = Coastalaerosol + 2.5Blue - 1.5(Red - NIR) - 0.25SWIR$
WI <sub>2005</sub>	$WI_{2005} = 1.7204 + 171Blue - 70Red - 45NIR - 71SWIR$

白洋淀水域大部分是比较细小的水体，而且白洋淀内有大量的狭窄道路，不容易区分研究区内的水陆边界；长江干流较长，上游河宽低于中游和下游，并且长江周边存在许多支流和地物，在提取长江干流水域时，支流和周边地物也会影响最终的水体提取结果。为了避免水体提取结果中存在非研究区内的水域和非水体区域影响最终反演精度，本研究选用宫鹏在 2019 年发布的基于 Sentinel-2 MSI 数据和 GEE 云平台生产的空间分辨率为 10m 的全球地表覆盖图作为提取水体的参考范围。因为水体范围会由于外界因素的影响导致水

体范围时刻发生变化, 所以将宫鹏产品的结果膨胀 20m 作为最终提取水体的参考范围。将 MBWI 水体指数的灰度图像作为输入数据, 用 K-means 聚类分析提取参考范围内的水体。

## (2)异常水体分布提取

NDWI、MNDWI 等水体指数对一般水体和富营养化水体具有良好的提取效果, 但这两种水体指数却无法识别高度浑浊和水色异常的水体, 例如水体颜色呈现红色、褐色和黑色的水体。虽然采用 NDWI 和 MNDWI 等水体指数的最终水体提取结果中仅有清洁水体、一般水体和富营养化水体, 却无法识别高度浑浊和水色异常的水体。为了保证在研究区内的最终水体提取结果中同时存在清洁水体、一般水体、富营养化水体、高度浑浊水体以及水色异常水体, 本研究选用 MuWI 水体指数识别高度浑浊水体和水色异常水体, 并且 MuWI 水体指数是基于 Sentinel-2 MSI 数据构建的水体指数。MuWI 水体指数完整版称为 MuWI-C, 是基于 SVM 模型训练得到的, 该水体指数的表达式为:

$$\begin{aligned} \text{MuWI} - \text{C} = & -16.4\text{ND}(\text{Blue}, \text{Green}) - 6.9\text{ND}(\text{Blue}, \text{Red}) - 8.2\text{ND}(\text{Blue}, \text{NIR}) \\ & - 8.8\text{ND}(\text{Blue}, \text{SWIR}_1) + 9.6\text{ND}(\text{Blue}, \text{SWIR}_2) + 10.8\text{ND}(\text{Green}, \text{NIR}) \\ & + 6.1\text{ND}(\text{Green}, \text{SWIR}_1) + 13.6\text{ND}(\text{Green}, \text{SWIR}_2) - 0.28\text{ND}(\text{Red}, \text{NIR}) \\ & - 3.9\text{ND}(\text{Red}, \text{SWIR}_1) - 2.1\text{ND}(\text{Red}, \text{SWIR}_2) \\ & - 5.3\text{ND}(\text{NIR}, \text{SWIR}_1) - 5.3\text{ND}(\text{SWIR}_1, \text{SWIR}_2) - 0.33 \end{aligned} \quad (2.3)$$

$\text{ND}(i,j)$ 表示 Sentinel-2 MSI 数据  $i$  与  $j$  两个波段之间的归一化差值, 表达式为:

$$\text{ND}(i, j) = \frac{i - j}{i + j} \quad (2.4)$$

然而, MuWI-C 包含一些常数项, 选中常数项中权重系数整数值较高的几个, 得到 MuWI-R 表达式:

$$\begin{aligned} \text{MuWI} - \text{R} = & -4\text{ND}(\text{Blue}, \text{Green}) + 2\text{ND}(\text{Green}, \text{NIR}) \\ & + 2\text{ND}(\text{Green}, \text{SWIR}_2) - \text{ND}(\text{Green}, \text{SWIR}_1) \end{aligned} \quad (2.5)$$

其中,  $\text{ND}(2,3)$ 、 $\text{ND}(3,8)$ 、 $\text{ND}(3,12)$ 是 MuWI-C 中权重系数整数值比较高的三项, 但保留  $\text{ND}(3,11)$ 是为了保证两个短波红外波段对反照率较高水体区域的适用性。因为无法通过 SVM 模型获取 MuWI-R 的常数项, 所以在 MuWI-R 表达式中忽略常数项。将大气校正后的地表反射率数据作为输入, 分别得到 MuWI-C、MuWI-R 两个水体指数的灰度图像。将 MuWI-C、MuWI-R 两个水体指数的灰度图像作为输入数据, 用 K-means 聚类分析识别灰度图像中的水体信息, 再将上述两种水体指数的水体提取结果取交集作为最终水体提取结果。

### (3) K-means 聚类分析

基于水体指数提取水体是通过计算最优阈值或人为选取经验阈值区分每景遥感影像中的水体与非水体部分，而最优阈值主要是通过迭代计算和统计两种方法获得每景遥感影像的最优阈值。若通过最优阈值提取影像中的水体部分，需要每景遥感影像匹配一个最优阈值，但计算最优阈值的过程比较复杂、耗时，每景遥感影像匹配一个最优阈值会导致计算量增加，工作效率降低。

为了提高工作效率，减少最优阈值的计算工作和人为选取经验阈值带来的误差，能够更加高效、精确、自动化的区分每景遥感影像中的水体与非水体部分，本研究以 MBWI、MuWI-C、MuWI-R 水体指数的灰度图像作为输入数据，再通过 K-means 聚类分析方法区分研究区内的水体和非水体部分<sup>[144]</sup>。

首先，K-means 聚类分析计算数据空间中均匀分布的初始类均值，然后基于最小距离方法通过迭代计算的方式将像素分到最近的一类中。每次的迭代计算都会重新计算每类的平均值，并根据新计算的平均值将像素重新分类。如果没有设定距离阈值或者标准差，所有像素将会被分到最近的一类中。

在此情况下，因为一些像素并不满足所选择的标准，可能导致这些像素没有被分到某一类中，所以该计算过程将会继续进行，直到选定像素改变的阈值大于每个类别变化的像素数量或者达到最大的迭代次数。如果将像素类型设置为 10，略大于所选定的纯像素的值被划分地表类型像素，K-means 聚类分析结果最终划分为水体和非水体两类。

在识别水色异常水体和一般水体时，水体提取结果均可能受到水陆边界、混合像元和光学浅水(水体透明度远大于水深)的影响，为了消除上述因素对水质参数反演结果的影响，将 K-means 聚类分析得到水体区域通过数学形态法向内腐蚀 2 个像元作为最终的水体提取结果<sup>[209]</sup>。

### (4) 水体提取结果

图 2.11 是在同一景 Sentinel-2 遥感影像中通过 NDWI、MNDWI、MuWI-C $\cap$ MuWI-R 三种水体指数得到的水体提取结果，其中 A、B、C 均是水体颜色呈现黑色、红色、褐色的高度浑浊水体。虽然上述三种水体指数均可以识别出一般水体和水体颜色呈现绿色的富营养化水体，但是 NDWI、MNDWI 两种水体指数却无法识别出水色异常的高度浑浊水体。然而，MuWI-C $\cap$ MuWI-R 却可以将水色异常的高度浑浊水体很好的识别出来。

因为 NDWI、MNDWI 两种水体指数无法识别出水色异常的高度浑浊水体和没有完整的水体轮廓，所以本研究仅对 MuWI-C $\cap$ MuWI-R 的水体提取结果进行精度评价。通过目视

解译的方式人为勾画出水体的轮廓作为水体的真值，与提取结果进行叠加，检验水体提取精度。

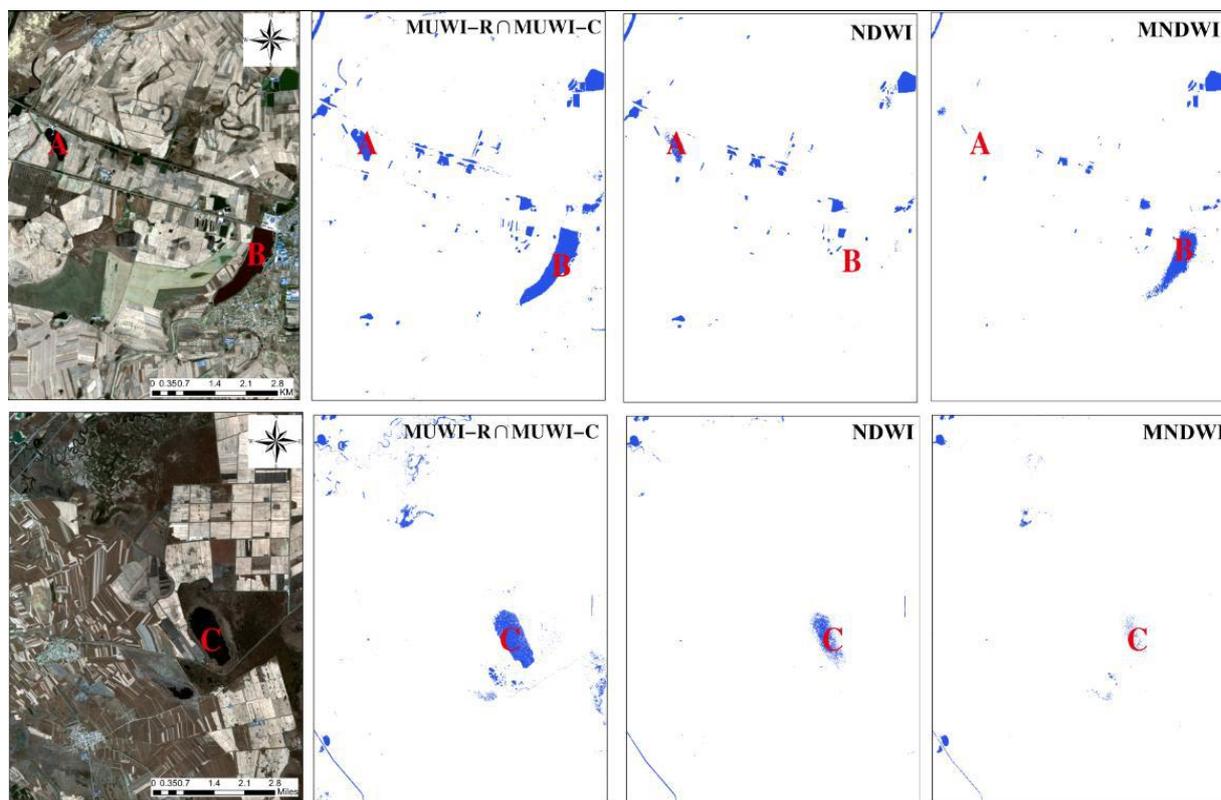
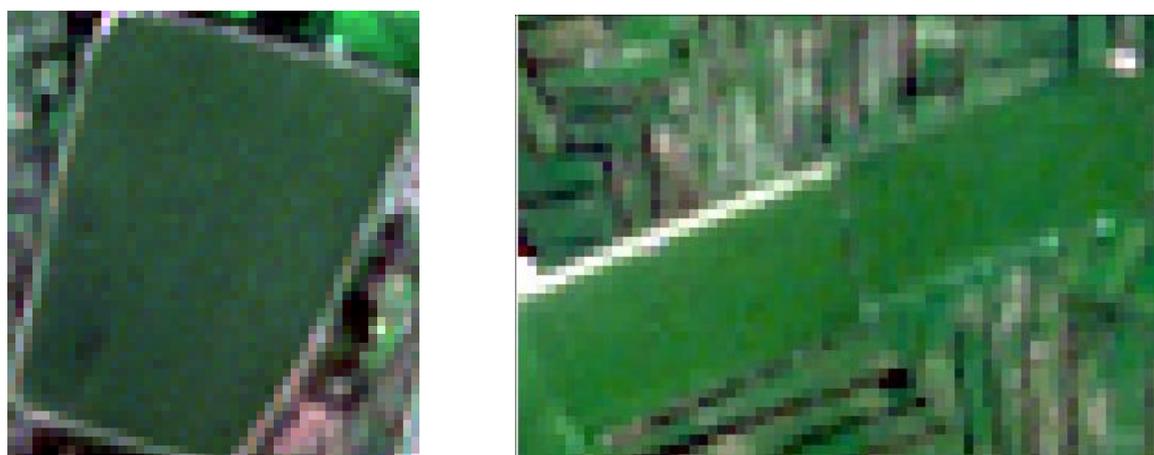


图 2.11 Sentinel-2 RGB 真彩色影像和通过水体指数 MuWI、NDWI、MNDWI 水体提取结果;注: A、B、C 水体分别位于齐齐哈尔市昂昂溪区和富裕县

Figure 2.11 Sentinel-2 RGB image and corresponding water maps classified by spectral waterbody indices, multispectral water index (MuWI)  $\text{MuWI-R} \cap \text{MuWI-C}$ , modified normalized difference water index (MNDWI), and normalized difference water index (NDWI). Note: A, B, and C are red box areas in Figure 3 (Location: Angangxi District and Fuyu County of Qiqihar City)

图 2.12 和图 2.13 是白洋淀水域和长江流域的水体提取结果。本研究以欧洲航天局 ESA 研发的 SNAP 软件中 MNDWI 处理器结果作为水体提取的标准，提取同一景 Sentinel-2 MSI 数据的水体区域，水体提取精度为  $\text{MRE}=1.04\%$ 。



(a) RGB Image

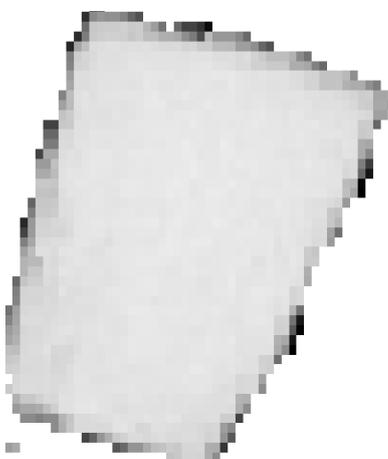
(d) RGB Image



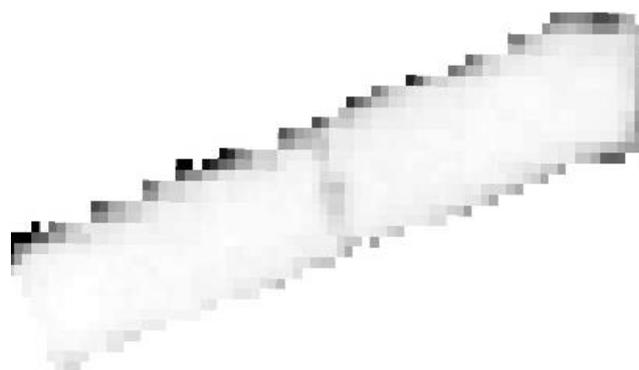
(b) Grayscale Image



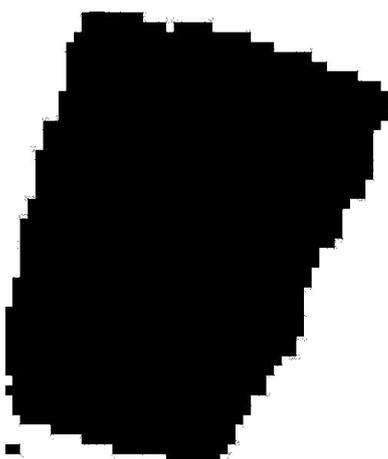
(e) Grayscale Image



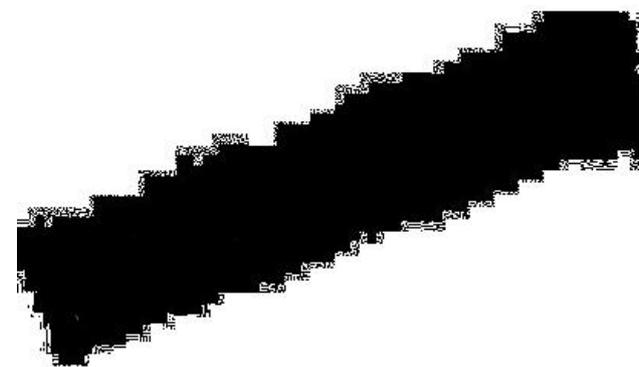
(c)MBWI&K-means



(f)MBWI&K-means



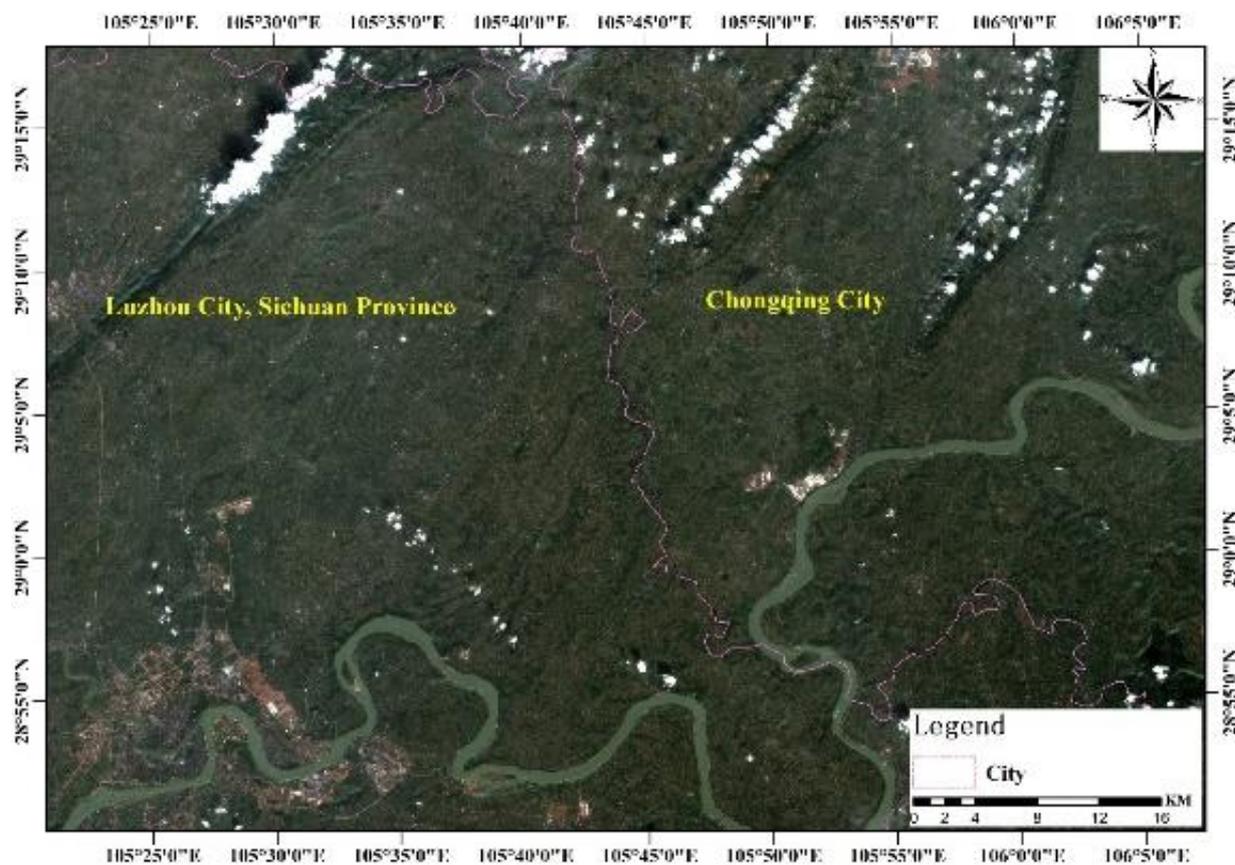
(g) SNAP-MNDWI processor



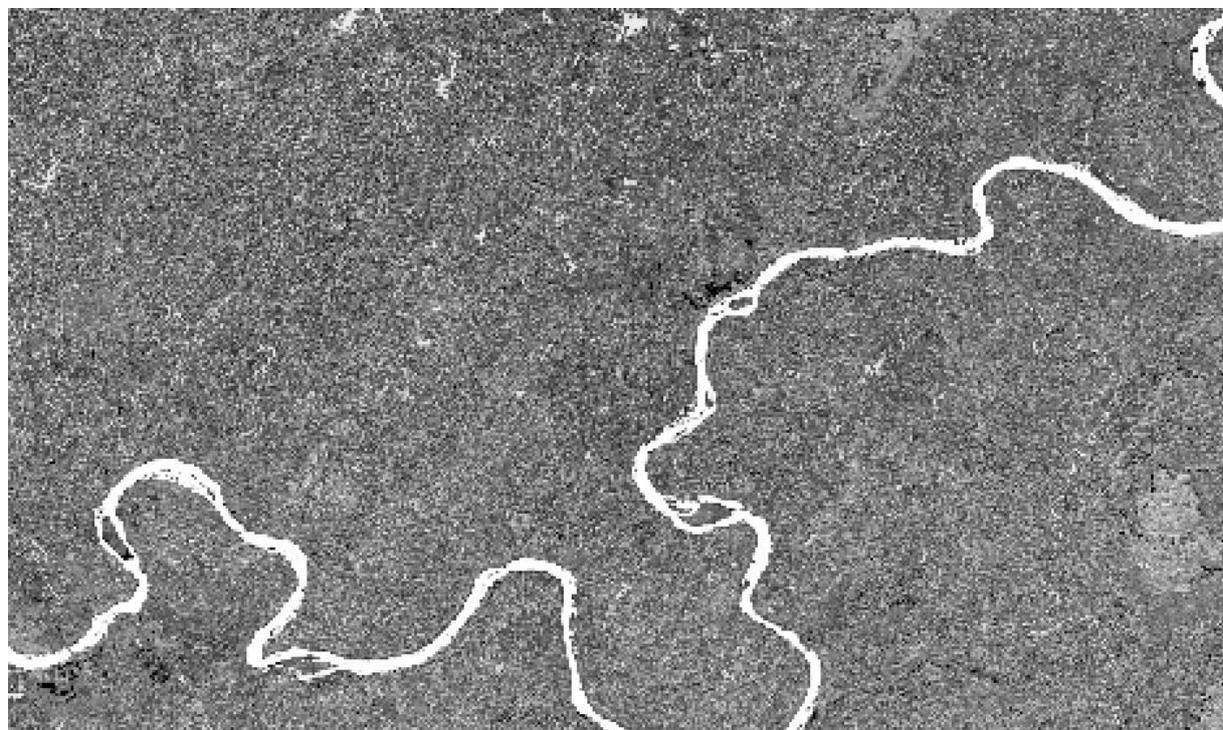
(h) SNAP-MNDWI processor

图 2.12 白洋淀水体提取结果(a)&d Sentinel-2 RGB; (b) &eMBWI 灰度影像; (c)&f 水体提取结果; (g)&(h)

Figure 2.12 The result of waterbody extraction from Baiyangdian Lake (a)&d Sentinel-2 RGB; (b) &eMBWI grey image; (c)&f the result of waterbody extraction; (g)&(h)



(a)RGB Image



(b)Grayscale Image



(c)MBWI&K-means



(d)SNAP-MNDWI processor

图 2.13 长江水体提取结果(a) Sentinel-2 RGB; (b) MBWI 灰度影像; (c)水体提取结果

Figure 2.13 The result of waterbody extraction from Yangtze River; (a) Sentinel-2 RGB; (b) MBWI Grayscale Image; (3) the result of waterbody extraction

## 2.4 水华、水草剔除

本研究通过 Sentinel-2MSI 数据计算 FUI 水色指数和透明度。在计算 FUI 水色指数和透明度前, 需要剔除研究区域中的水华和水草区域。本研究采用 Hu 提出的 FAI(Floating Algae Index, FAI)指数剔除水域中的水华和水草区域<sup>[161]</sup>。FAI 指数的表达式为:

$$FAI = Rrs(NIR) - Rrs'(NIR) \quad (2.6)$$

$$Rrs'(NIR) = Rrs(Re d) + (Rrs(SWIR) - Rrs(Re d)) \times \frac{\lambda_{NIR} - \lambda_{Re d}}{\lambda_{NIR} + \lambda_{Re d}} \quad (2.7)$$

FAI 指数阈值采用 Hu 提出-0.004 作为剔除水华和水草区域的临界值, 当 FAI>-0.004 时被识别为水华和水草区域<sup>[161]</sup>。

## 2.5 时间序列数据计算

白洋淀 2016 年-2020 年 4 月-11 月五年共 40 个月份, 基于 Sentinel-2 MSI 数据计算白洋淀 FUI 水色指数反演结果, 分析白洋淀 FUI 水色指数的季节、年际变化和空间分布格局。因为单日影像计算的 FUI 水色指数结果会具有较大的随机性, 所以计算逐月平均值进行统计分析能够更真实地反映出白洋淀 FUI 水色指数的变化情况。

如果一个月中可以获取多景有效数据, 将计算多景有效数据平均值作为该月 FUI 水色指数月平均值结果。若一个月中只有一景有效数据可用, 就将此景影像计算 FUI 水色指数结果代表本月的月平均值结果。统计 FUI 水色指数平均值是为了降低单日影像结果的随机误差, 年际变化数据以月平均结果统计数据作为基本单元, 计算一年内非结冰期月份平均值作为年平均值, 最终得到白洋淀非结冰期 2016 年-2020 年 4 月-11 月 FUI 水色指数平均值作为白洋淀空间分布结果。长江透明度计算方法与白洋淀相同。

## 2.6 本章小结

本章首先介绍黑龙江省齐齐哈尔市、河北省国家级新区雄安新区、河北省保定市白洋淀、长江流域 4 个研究区的概况; 其次, 介绍实测光谱数据获取方法、注意事项以及实测光谱数据计算方法; 最后, 介绍面向内陆水体的 Sentinel-2 MSI 数据处理流程, 包括 Sentinel-2 L1C TOA 数据的获取与预处理过程、基于 GEE 平台 Sentinel-2 地表反射率数据处理以及一般水体和异常水体分布提取方法, 并且对水体提取精度进行定性和定量化评价。

### 3. 水体色度角、FUI 水色指数和透明度的遥感提取方法

物体颜色是可见光刺激人眼产生的视觉感知特征，因此物体颜色不仅与物体自身的物理特性相关，同时也受到照明条件、观察条件和观察者的视觉感知影响。为了对颜色进行量化表示，国际照明委员会发展了一套标准颜色系统 CIE-XYZ 颜色系统<sup>[148]</sup>。

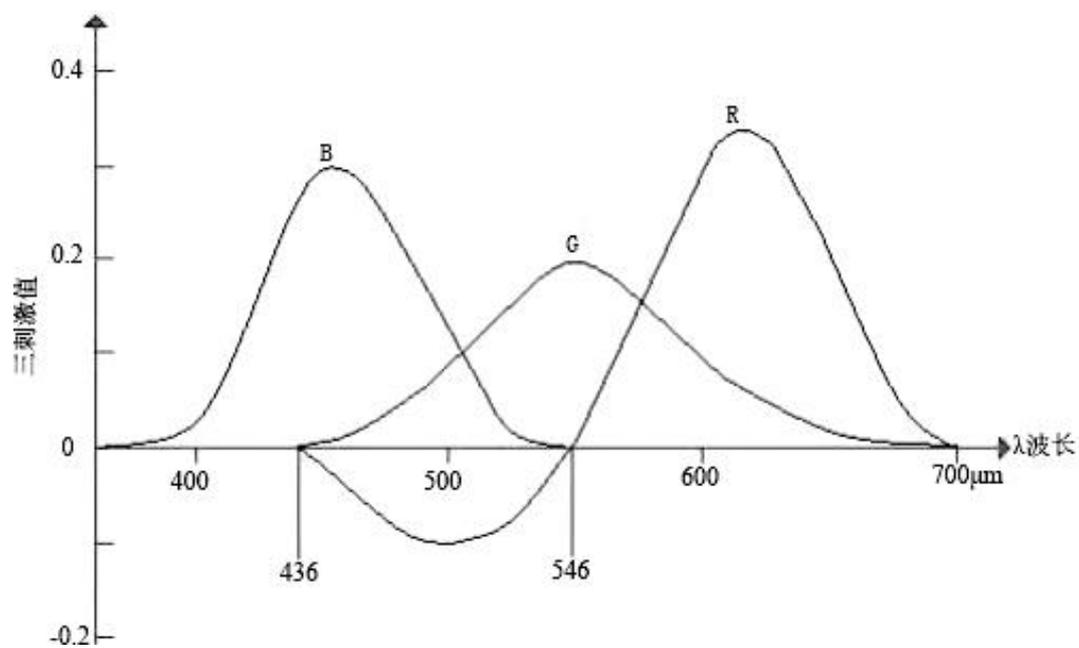
#### 3.1 CIE 色度系统

颜色是一门相对多元化的学科，它涉及到物理学、生物学、心理学和材料学等众多学科。因为颜色是人眼对物体的主观感知，是可见光刺激人眼所形成的视觉感知特征，所以人眼对颜色的感知不仅与物体本身物理性质相关，同样也会由于外界干扰因素对人眼颜色的感知产生不同程度的影响，例如光照条件、观察条件以及观察者视觉对颜色敏感度等方面的影响<sup>[147]</sup>。为了可以对颜色这一物理参量定量化表示，国际发光明委员会创建一套划分和描述颜色的技术标准，并命名为 CIE-XYZ 颜色系统<sup>[148]</sup>。

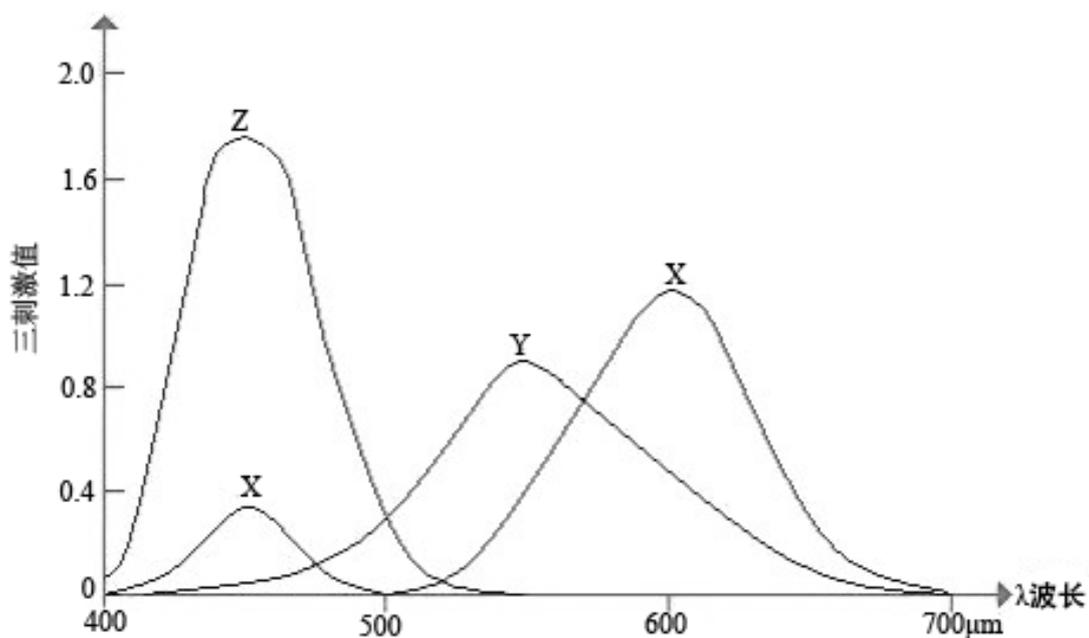
在 1931 年，CIE 综合参考不同实验者得出的实验结果，获得 RGB 颜色匹配函数(Color Matching Functions, CMFs)，坐标系中的横轴表示光谱波长，纵轴表示使用匹配光谱各色所需要的三基色刺激值，这些值均是以等能量白光点作为标准系数，计算实验结果的平均值。

CIE-RGB 颜色系统将红、绿、蓝三原色的波长分别定义为 436nm、546nm、700nm。如图 3.1(a)所示，R、G、B 三原色其中 2 个分量为 0 时，均与纵轴相交，R、G、B 三原色可以合成 546nm-700nm 之间所有的颜色。因为 436nm-546nm 之间 R 是负值，所以无法合成 436nm-546nm 之间的颜色。在图 3.1(b)所示，是 CIE 颜色系统中 R、G、B 和 X、Y、Z 的颜色匹配函数，其中 X、Y、Z 均为正值，并不会出现负值的情况。

因为任何一种基色系统都可以在不同系统之间进行相互转换，为了避免负值出现以及便于在实际中应用，CIE 提出 CIE-XYZ 颜色系统，此颜色系统是所有颜色系统的基础，它将红色、绿色、蓝色三种颜色作为三种基础颜色，任何颜色均可以由红色、绿色、蓝色三种基础颜色通过混色进行相加或者相减的方式得到，如图 3.2 所示。



(a)



(b)

图 3.1 红、绿、蓝的颜色匹配函数(Color Match Function, CMF)曲线，对光谱信息进行加权推导色度角<sup>[160]</sup>

Figure 3.1 Color Matching Function (CMF) curves for red, green, and blue are used to weight the spectral information to derive the hue angle<sup>[160]</sup>

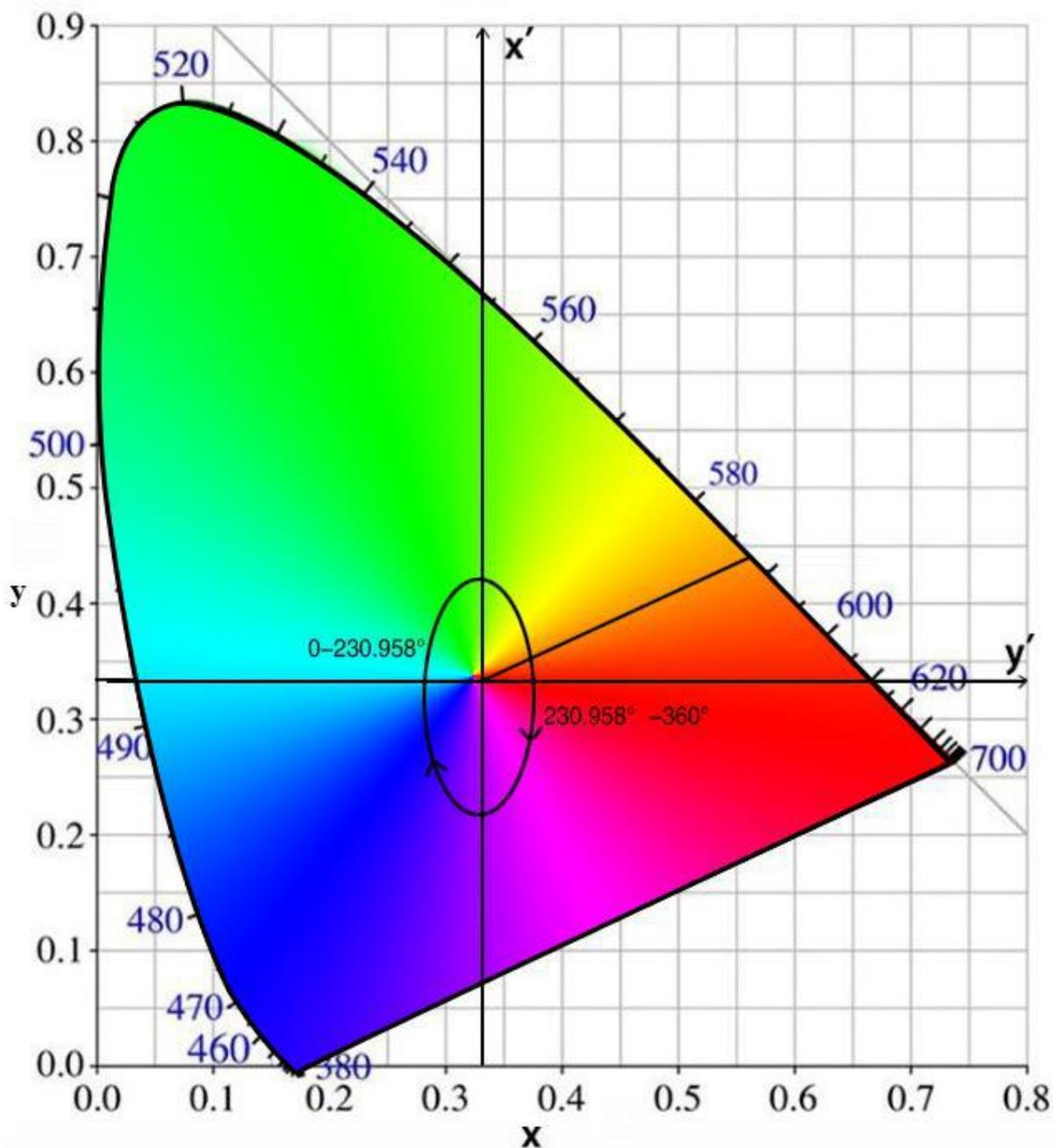


图 3.2 CIE-xy 色度图。色度角 $\alpha$ 是 $x'(y=1/3)$ 的负方向开始为  $0^\circ$ 顺时针旋转至 $x'$ 轴负方向  $360^\circ$

Figure 3.2 The International Commission on Communication (CIE)-xy chromaticity diagram. Hue angle  $\alpha$  is the angle between the vector to a point and the negative  $x'$ -axis (at  $y=1/3$ )

CIE-RGB 与 CIE-XYZ 两个颜色系统之间换算的表达式<sup>[148]</sup>:

$$\begin{cases} X = 2.7689R + 1.7517G + 1.1302B \\ Y = 1.0000R + 4.5907G + 0.0601B \\ Z = 0.0000R + 0.0565G + 5.5934B \end{cases} \quad (3.1)$$

CIE-XYZ 系统计算三刺激值的表达式<sup>[148]</sup>:

$$\begin{cases} X = K \int_{380}^{700} S(\lambda) \cdot \rho(\lambda) \cdot \bar{x}(\lambda) d\lambda = K \int_{380}^{700} \phi(\lambda) \cdot \bar{x}(\lambda) d\lambda \\ Y = K \int_{380}^{700} S(\lambda) \cdot \rho(\lambda) \cdot \bar{y}(\lambda) d\lambda = K \int_{380}^{700} \phi(\lambda) \cdot \bar{y}(\lambda) d\lambda \\ Z = K \int_{380}^{700} S(\lambda) \cdot \rho(\lambda) \cdot \bar{z}(\lambda) d\lambda = K \int_{380}^{700} \phi(\lambda) \cdot \bar{z}(\lambda) d\lambda \end{cases} \quad (3.2)$$

$$K = \frac{100}{\int_{380}^{700} S(\lambda) \cdot \bar{y}(\lambda) d\lambda} \quad (3.3)$$

$$\phi(\lambda) = S(\lambda) \rho(\lambda) \quad (3.4)$$

其中，公式 3.2、3.3 和 3.4 中不同参量表达的含义为： $K$  代表调整因数； $Y$  代表原色相对数量和物体颜色亮度因数； $S(\lambda)$  代表照射光源相对光谱能量分布； $\rho(\lambda)$  代表物体光谱反射率； $\phi(\lambda)$  代表物体反射光谱； $\bar{x}(\lambda)$ 、 $\bar{y}(\lambda)$ 、 $\bar{z}(\lambda)$  是 CIE 颜色系统中指定的颜色匹配函数。

虽然 CIE-XYZ 颜色系统中 X、Y、Z 三刺激值定义颜色十分有效，但是通过人眼进行目视解译得到结果却比较困难。为了解决这一困难，可以在二维空间对颜色这一物理量进行定量化描述，CIE 在 1931 年定义二维色度图，在二维色度图中的颜色与亮度两者之间不存在关系，在色度图中的二维坐标  $x$ 、 $y$  是 X、Y、Z 三刺激值通过比值方式计算得到二维色度坐标，计算二维色度坐标  $(x,y)$  的表达式<sup>[148]</sup>：

$$\begin{cases} x = \frac{X}{X+Y+Z} \\ y = \frac{Y}{X+Y+Z} \\ z = \frac{Z}{X+Y+Z} \end{cases} \quad (3.5)$$

因为  $x+y+z=1$ ，所以  $x$ 、 $y$  二维色度坐标就可以对可见光范围的所有颜色进行定量化描述，每种颜色均可以通过一个二维色度坐标  $(x,y)$  进行定量化描述。图 3.2 中的  $x'$  和  $y'$  两个坐标轴的交点称为等能白光点，该点的坐标为  $(0.3333,0.3333)$ ，表示红、绿、蓝三种基础颜色的等量混合。图 3.2 中的二维色度图中的每个  $(x,y)$  坐标点均表示一种颜色，因为从等能白光点到色度图外围线的每条射线上的点都具有相同颜色主波长  $\lambda_d$ ， $\lambda_d$  将可见光颜色在 380nm-700nm 通过 1nm 间隔进行表示，所以每一种颜色的色调均可以通过具体的波长进行定量化描述<sup>[147]</sup>。

## 3.2 基于 Sentinel-2 MSI 数据色度角提取

### 3.2.1 色度角提取

水体色度角 $\alpha$ 是定量化描述水体颜色的重要参量,对色度角 $\alpha$ 存在两种定义方式:(1)从等能白光点出发,随颜色主波长的递增,即将 $x'$ 轴的负方向作为 $0^\circ$ 开始顺时针旋转至 $x'$ 轴的正方向为 $360^\circ$ [27];(2)同样从等能白光点出发,从将 $y'$ 轴的正方向作为 $0^\circ$ 开始逆时针旋转至 $y'$ 轴作为 $360^\circ$ ,本研究基于第一种定义方式计算色度角 $\alpha$ [150]。

自然水体的颜色是通过三种基础颜色 $X$ 、 $Y$ 、 $Z$ 计算得到,这三种基础颜色被称为人眼指定的三刺激值[151]。通常情况,均是利用卫星的遥感反射率 $R_{rs}(\lambda)$ 数据计算得到。 $R_{rs}$ 是波长 $\lambda$ 的函数,并且已经进行纠正大气、空气-水界面和光照条件产生的影响,是一种准固有的光学性质[152]。以红色为例,三刺激值的计算过程如下:

$$X = \int R_{rs}(\lambda) \bar{x}(\lambda) d\lambda \quad (3.6)$$

标准色度二阶配色函数 CMFs 是由  $x(\text{Red})$ 、 $y(\text{Green})$ 、 $z(\text{Blue})$  表示。CMFs 是用于计算获取三刺激值的加权函数[153]。注意,由于所有的传感器的可见光范围均是以 R(400) 开始至 R(710) 结束,而且在可见范围之外 CMF 值趋近于 0,所以 R(400) 至 R(710) 范围内提供的的相关信息可以完整描述传感器计算  $X$ 、 $Y$ 、 $Z$  三刺激值。因为 Sentinel-2 MSI 数据不是高光谱数据,波段是离散的,所以采用 Van der Woerd 和 Wernad 等人提出的线性插值方法对两个可见光波段  $\lambda_1$  和  $\lambda_2$  进行插值计算,公式 3.6 可以表示为[150]:

$$X = \sum_{i=1}^{i=n} M(i) R_{rs}(i) \quad (3.7)$$

换言之,计算颜色三刺激值可以利用波段信息的线性加权和得到。公式 3.7 中的  $M(i)$  是三刺激值中 $(i-1)$ 波段和 $(i+1)$ 波段两者的积分与权重  $w$  的乘积。假设位于两个可见光波长  $\lambda_1$  和  $\lambda_2$  之间的波段进行插值计算,颜色刺激值  $X$  的计算方法为:

$$X = \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} R_{rs}(\lambda) \bar{x}(\lambda) d\lambda \quad (3.8)$$

其次,通过线性插值方法计算  $\lambda_1$  与  $\lambda_2$  之间  $R_{rs}(\lambda)(\lambda_1 \leq \lambda \leq \lambda_2)$  的表达式为(如图 3.3 所示):

$$R_{rs}(\lambda) = R_{rs}(\lambda_1) \times \frac{(\lambda - \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda - R_{rs}(\lambda_2) \frac{(\lambda - \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda \quad (3.9)$$

最后,将公式 3.8 与公式 3.9 相结合,推算出计算  $X$  的表达式为:

$$X = Rrs(\lambda_1) \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} \bar{x}(\lambda) \frac{(\lambda - \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda - Rrs(\lambda_2) \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} \bar{x}(\lambda) \frac{(\lambda - \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda \quad (3.10)$$

同理，颜色刺激值  $Y$ 、 $Z$  可以通过相应的 CMFs 计算得到。

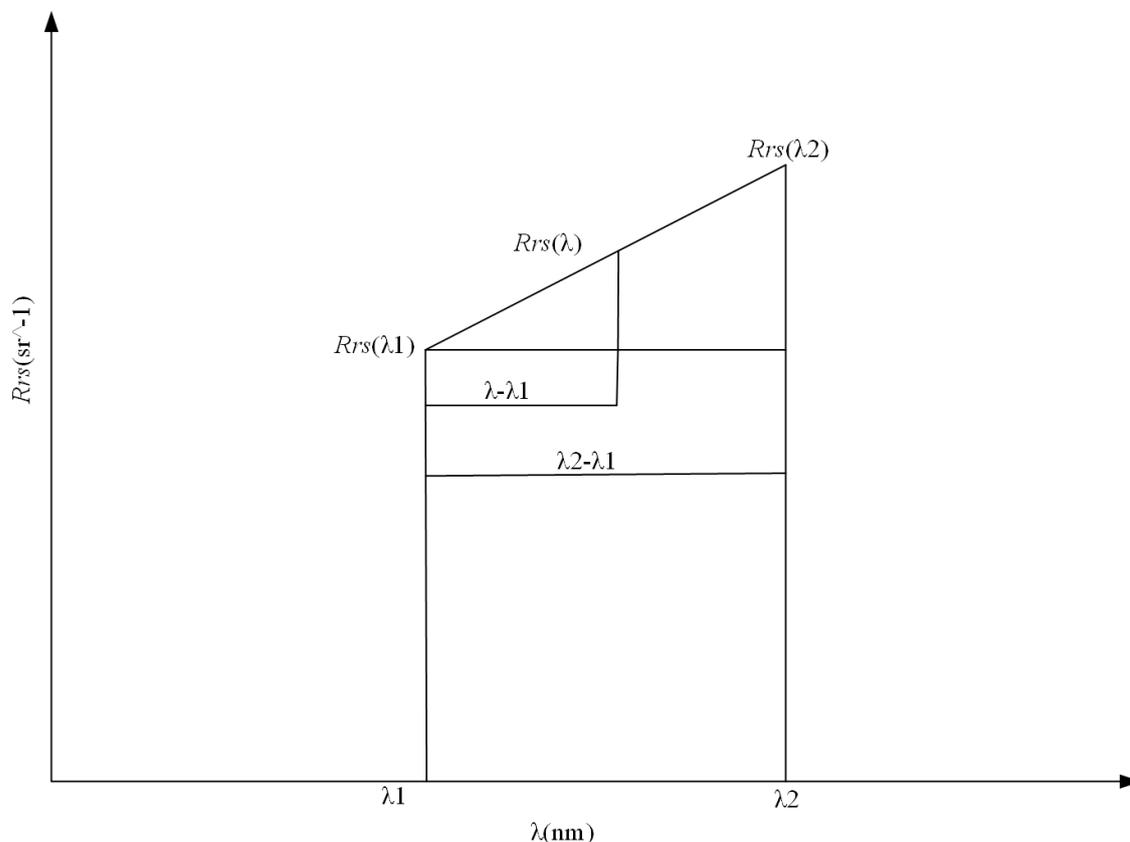


图 3.3  $Rrs(\lambda)$  线性差分示意图<sup>[160]</sup>

Figure 3.3 Diagram to show the linear interpolation of  $Rrs(\lambda)$  spectral<sup>[160]</sup>

因为 Sentinel-2 MSI 数据有五个可见光波段，分别为 R(443.9)、R(496.6)、R(560.0)、R(664.5)、R(703.9)，公式 3.11 中的 R(443)、R(490)、R(560)、R(665)、R(705) 分别对应 Sentinel-2 MSI 数据中的 R(443.9)、R(496.6)、R(560.0)、R(664.5)、R(703.9)，所以通过五个可见光波段计算  $X$ 、 $Y$ 、 $Z$  三刺激值，表达式为：

$$\begin{cases} X = 11.756R(443) + 6.423R(490) + 53.696R(560) + 32.028R(665) + 0.529R(705) \\ Y = 1.744R(443) + 22.289R(490) + 65.702R(560) + 16.808R(665) + 0.192R(705) \\ Z = 62.696R(443) + 31.101R(490) + 1.778R(560) + 0.015R(665) + 0.000R(705) \end{cases} \quad (3.11)$$

在 CIE 色彩空间中的色度坐标是基于  $X$ 、 $Y$ 、 $Z$  三刺激值计算得到的，并将计算的色度坐标归一化到 0-1。基于色度坐标系统得到一个新的坐标系统：

$$\begin{cases} x = \frac{X}{X+Y+Z} \\ y = \frac{Y}{X+Y+Z} \end{cases} \quad (3.12)$$

通过上述计算的色度坐标计算色度角 $\alpha$ ，表达式为：

$$\alpha = \arctan\left(\frac{y-y_w}{x-x_w}\right) \times \frac{180}{\pi} + 180 \quad (3.13)$$

其中  $y_w$  和  $x_w$  是(0.3333, 0.3333)，色度角 $\alpha$ 范围(0,360°)。

因为 Sentinel-2 MSI 数据中的 5 个可见光波段的空间分辨率并不一致，其中 R(443)是 60m；R(490)、R(560)、R(665)是 10m；R(705)是 20m，所以在计算色度角 $\alpha$ 之前，已经将本地数据的 5 个可见光波段的空间分辨率统一处理为 10m，在 GEE 云平台已将 5 个可见光波段的空间分辨率均处理为 10m。

### 3.2.2 色度角校正

基于高光谱数据计算的色度角 $\alpha$ 与卫星传感器计算的色度角 $\alpha$ 两者间存在简单最佳线性关系需要对色度角 $\alpha$ 进行精准的色度角 $\alpha$ 校正处理，如图 3.4 所示。校正色度角 $\alpha$ 的目的是为了补偿自然水体与传感器之间存在的线性偏差。传感器有限的波段产生较大的偏移量，但该偏移量并不是随机产生的。在计算  $X$ 、 $Y$ 、 $Z$  三刺激值和色度角 $\alpha$ 时，由于遥感影像波段离散和位置设置的特性，基于多光谱波段计算的色度角 $\alpha$ 与基于高光谱积分计算色度角 $\alpha$ 会存在系统性的偏差，表达式为：

$$\Delta = \alpha_{hyper} - \alpha_{multi} f(\alpha_{multi}) \quad (3.14)$$

表达式 3.14 中  $\alpha_{hyper}$  代表通过高光谱积分计算的色度角 $\alpha$ ， $\alpha_{multi}$  代表通过多光谱波段计算的水体色度角 $\alpha$ 。由于波段离散和波段设置会导致色度角 $\alpha$ 产生偏差 $\Delta$ ，为了消除此偏差，本研究基于水体离水反射率数据库构建 Sentinel-2 MSI 数据的色度角 $\alpha$ 校正公式，在通过多光谱图像计算的色度角 $\alpha_{multi}$ 后加上多项式拟合的系统偏差 $\Delta$ 可以达到消除色度角 $\alpha$ 偏差的影响<sup>[150]</sup>。

本研究基于 GlobaLakes LIMNADES(Lake Bio-optical Measurements and Matchup Data for Remote Sensing)数据库中的遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ 数据，通过 Sentinel-2 MSI 数据的光谱响应函数模拟 Sentinel-2 MSI 数据的波段<sup>[154-156]</sup>。通过公式 3.14 计算与高光谱积分色度角 $\alpha$ 的偏差，最终建立 Sentinel-2 MSI 数据色度角 $\alpha$ 校正公式 $\Delta$ ，表示为：

$$\Delta = 33.72a^5 - 210.03a^4 + 452.01a^3 - 408.16a^2 + 171.88a - 21.96 \quad (3.15)$$

$a$  代表色度角 $\alpha$ 除以 100。通过对色度角 $\alpha$ 进行校正,可以得到更接近水体颜色的色度角 $\alpha$ 。图 3.4 是基于 GlobaLakes LIMADES 数据得到 Sentinel-2 MSI 数据波段的色度角 $\alpha$ 偏差校正 $\Delta$ 拟合公式。

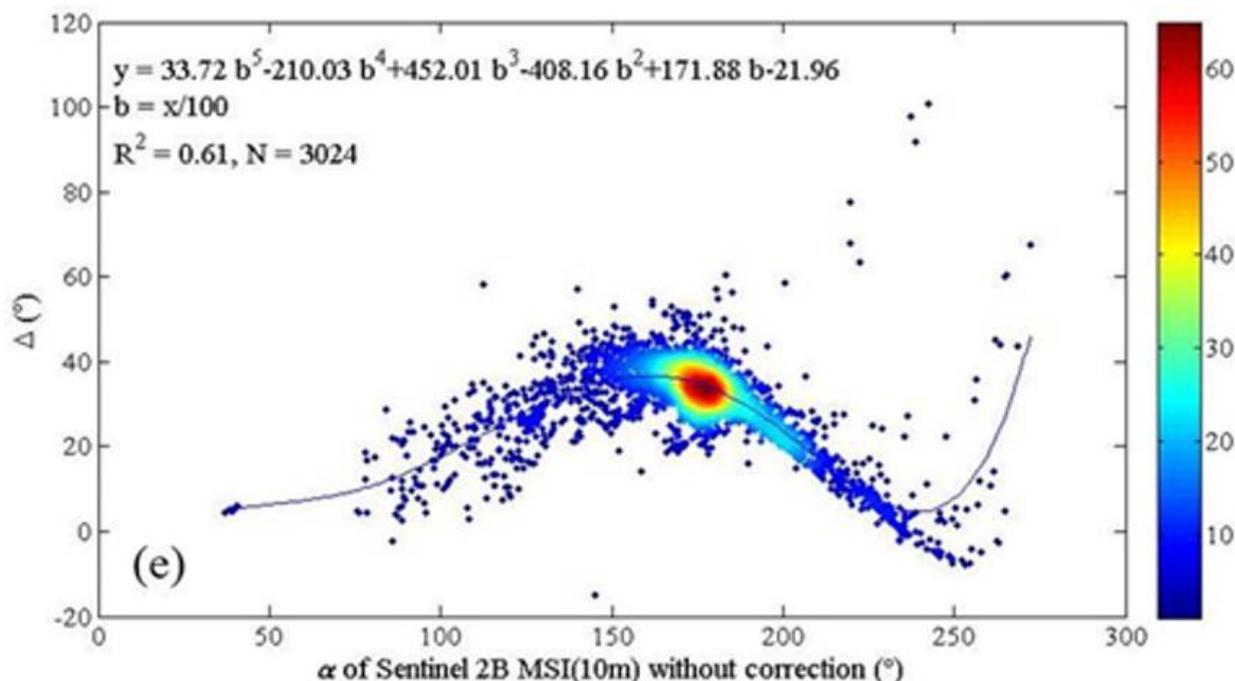


图 3.4 基于 GlobaLakes LIMNADES 数据库对 RGB 方法得到的 Sentinel-2 波段的色度角 $\alpha$ 偏差 $\Delta$ 校正  
Figure 3.4 Diagram to show the  $\Delta$  correction polynomial equation fitting for hue angle  $\alpha$  derived from Sentinel-2 bands with RGB method

### 3.3 基于 Sentinel-2 MSI 数据提取 FUI 水色指数

#### 3.3.1 Forel-Uie 比色表

Francois Alphonse Forel 在 1890 年首次提出水体颜色分级的标准,将蓝绿色水体划分 11 个颜色级别,如图 3.5 所示。起初,水色计试管中的 11 种颜色是通过不同比例的黄色试剂(铬酸钾)加入到蓝色试剂(硫酸铜)溶液中制成的。在 1892 年,WilliUie 在水色计中添加从蓝绿色到红褐色的 10 种颜色。最终 Forel 的 11 种蓝绿色和 Uie 的 10 种黄棕色形成今天使用的 21 个颜色级别的 Forel-Uie 比色计,如图 3.6 所示。

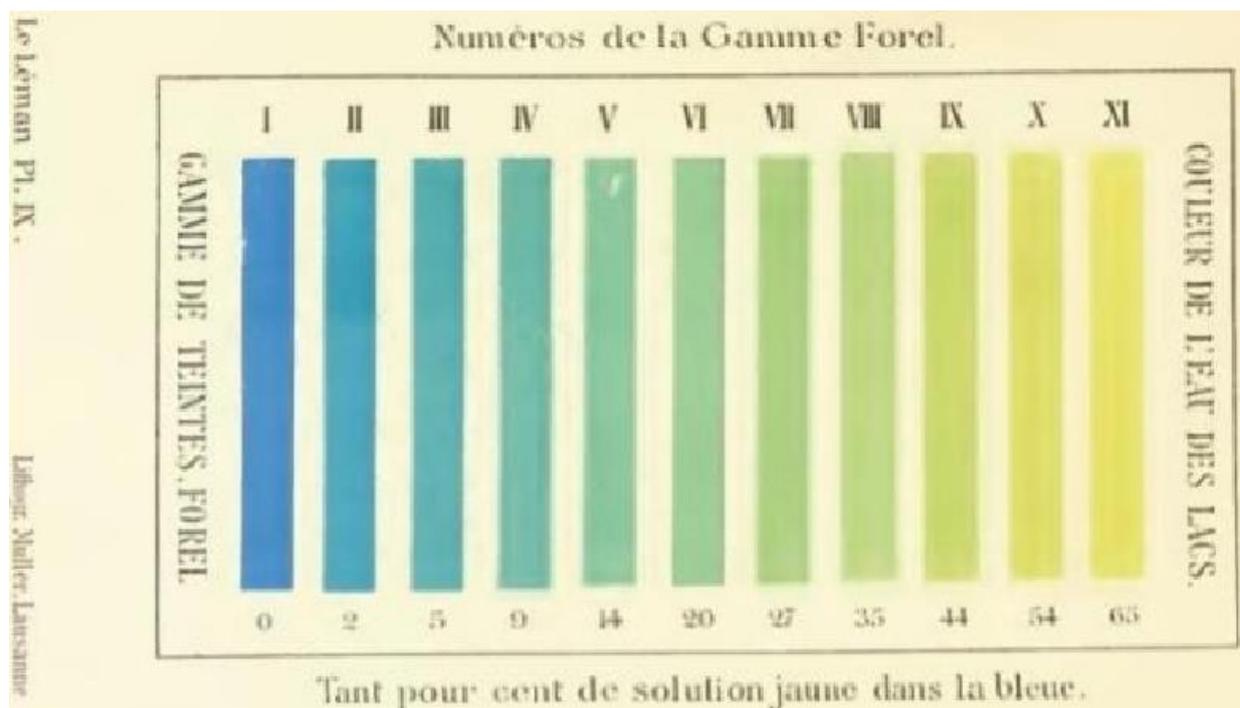


图 3.5 早期 Forel 水色计<sup>[157]</sup>

Figure 3.5 The early Forel water color scale <sup>[157]</sup>



(a)



(b)

图 3.6 Forel-Ule 水体颜色比色计

Figure 3.6 Forel-Ule water color scale

随着 Forel-Ule 比色计的发明，水体颜色测量开始广泛应用于全球范围的大洋水体、近岸水体和湖库水体，形成长时间序列的水色记录数据集。在现场测量中，FUI 水色指数与塞士盘深度测量同时进行，首先将塞士盘缓慢垂直置入水中直到恰好消失在水中为止，记录塞士盘深度；此后，将塞士盘缓慢提升至水体透明度的 1/2 深度，此时，观察塞士盘上方的水体颜色，将观察到的颜色与 Forel-Ule 比色计中的颜色进行对比，记录比色计中与塞士盘上方最接近的 FUI 水色指数结果。在现场获取 FUI 水色指数时，需要避免由于太阳镜

面反射光对测量结果产生的影响，在现场获取 FUI 水色指数时最好在船体的阴影区域记录结果。Wernand 等人在实验室中配置 Forel-Ule 比色计中的 21 种水体颜色的色度坐标<sup>[24-25]</sup>、<sup>[158-159]</sup>。本研究选用 2013 年最新结果计 Forel-Ule 比色计中每个颜色对应色度角 $\alpha$ 值，建立 FUI 水色指数色度查找表，如图 3.7 所示<sup>[23]</sup>。根据 FUI 水色指数查找表和基于遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ 计算的色度角 $\alpha$ 可以得到 FUI 水色指数，如表 3.1 所示。

表 3.1 Forel-Ule 比色表中 21 个级别对应的色度坐标(x,y)和色度角 $\alpha$ 值<sup>[160]</sup>  
Table 3.1 The chromaticity coordinates, hue angle  $\alpha$  of the Forel-Ule scales<sup>[160]</sup>

FUI	x	y	$\alpha$ (°)
1	0.191363	0.166919	40.467
2	0.198954	0.199871	45.19626
3	0.210015	0.2399	52.85273
4	0.226522	0.288347	67.16945
5	0.245871	0.335281	91.29804
6	0.266229	0.37617	122.5852
7	0.290789	0.411528	151.4792
8	0.315369	0.440027	170.4629
9	0.336658	0.461684	181.4983
10	0.363277	0.476353	191.8352
11	0.386188	0.486566	199.0383
12	0.402416	0.4811	205.0622
13	0.416243	0.47368	210.5766
14	0.431336	0.465513	216.5569
15	0.445679	0.457605	222.1153
16	0.460605	0.449426	227.6293
17	0.475326	0.440985	232.8302
18	0.488676	0.43285	237.3523
19	0.503316	0.424618	241.7592
20	0.515498	0.416136	245.5513
21	0.528252	0.408319	248.9529

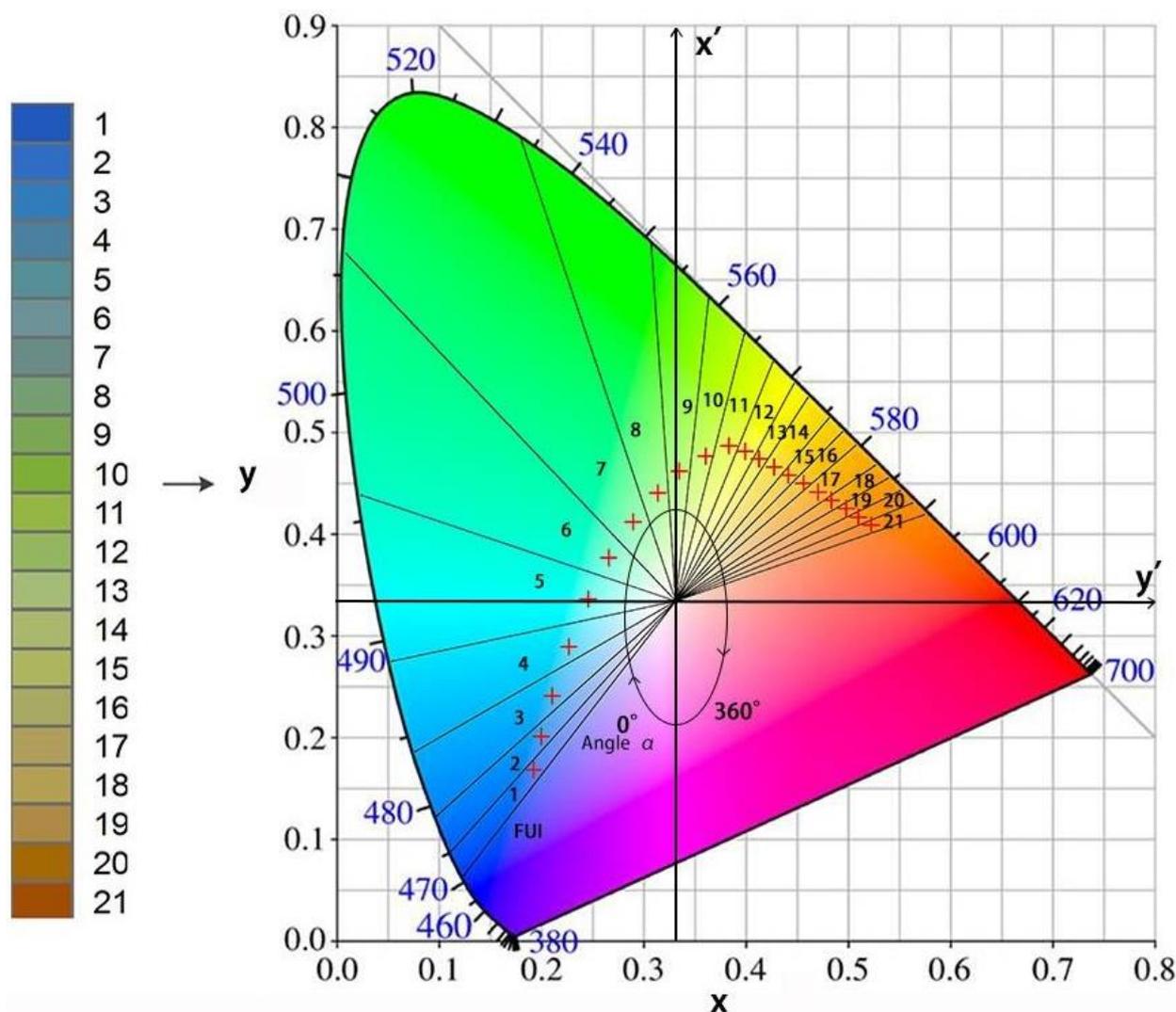


图 3.7 CIE-xy 色度图与 FUI 指数颜色以及 21 个指数色度坐标和划分示意图。其中，红色十字标志代表 FUI 指数色度坐标<sup>[23]</sup>。色度角 $\alpha$ 即从  $x'$ 轴( $y=1/3$ )的负方向开始为  $0^\circ$ 顺时针旋转回  $x'$ 轴负方向为  $360^\circ$ <sup>[160]</sup>

Figure 3.7 FUI colors and the subdivision of the FUI from 1 to 21 in CIE chromaticity diagram. The red crosses mark the chromaticity coordinates of the Forel-Ule scales<sup>[23]</sup>. The hue angle  $\alpha$  is the angle between the vector to a point and the negative  $x'$ -axis (at  $y=1/3$ )<sup>[160]</sup>

### 3.3.2 提取 FUI 水色指数

基于遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ 数据提取水体颜色参量，因为可以把太阳光照视为常量，所以在提取水体颜色参量时可以忽略太阳光照变化对水体颜色的影响。图 3.8 是提取水体颜色参量流程图，提取水体颜色参量流程主要是由以下 4 个步骤<sup>[160]</sup>：

- (1) 利用积分计算  $X$ 、 $Y$ 、 $Z$  三刺激值；
- (2) 计算色度坐标( $x,y$ ) ；
- (3) 计算色度角 $\alpha$ ；
- (4) 色度角 $\alpha$ 校正；

(5) 计算 FUI 水色指数。

$X$ 、 $Y$ 、 $Z$  三刺激值、色度坐标 $(x,y)$ 、色度角 $\alpha$ 和色度角 $\alpha$ 校正计算过程与 3.2 中完全一致。

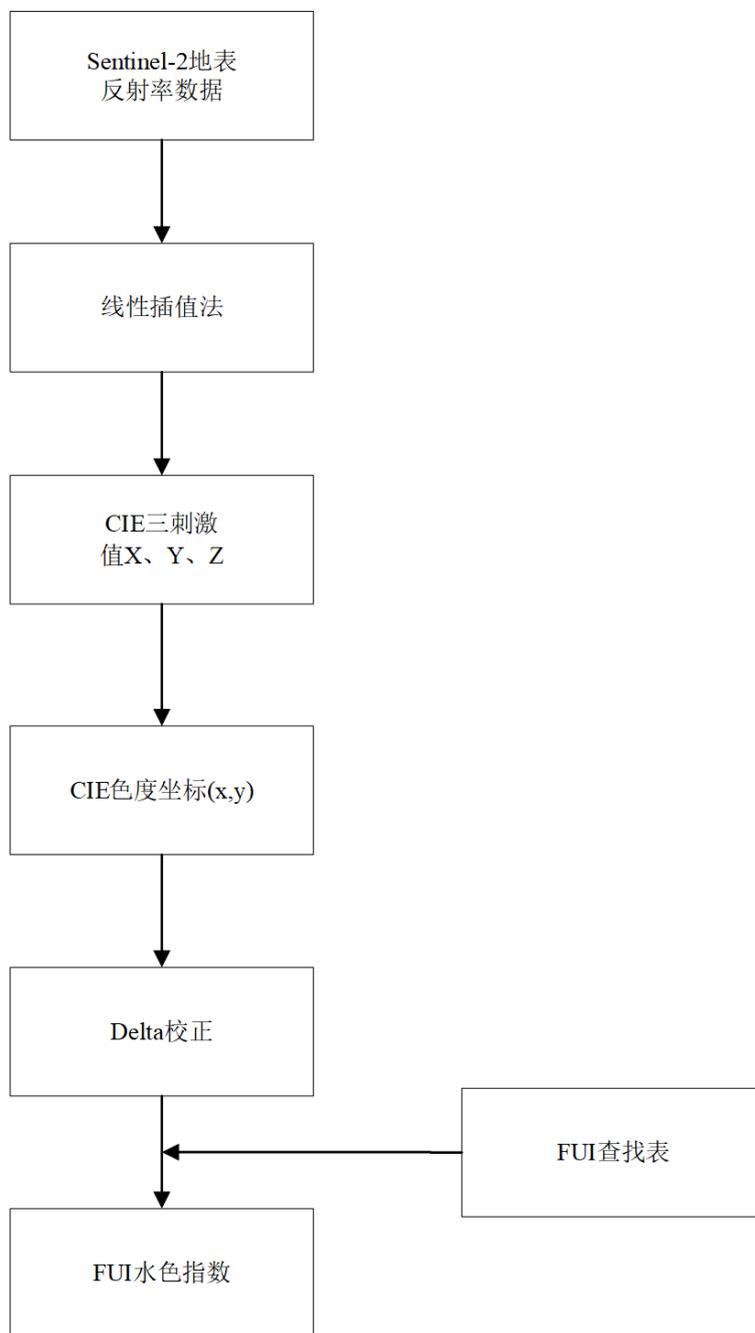


图 3.8 基于水体遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  的 FUI 提取流程<sup>[160]</sup>

Figure 3.8 Flowchart of FUI extraction from remote sensing reflectance  $R_{rs}(\lambda)$  <sup>[160]</sup>

### 3.4 基于 Sentinel-2 MSI 数据反演水体透明度

根据先前研究结果，水体颜色为蓝色和清澈的水域时 FUI 水色指数比较低；相反，水

体颜色呈现黄色和比较浑浊的水域时 FUI 水色指数比较高<sup>[26],[210-211]</sup>。Wang 等人以 MODIS 遥感数据作为数据源，基于 IOCCG(The International Ocean-Colour Coordinating Group, IOCCG)发布的 Hydrolight 模拟数据集(其中包括 500 条模拟数据，透明度范围 0.8m-35m，平均透明度为 9.1m)和在中国 26 个湖泊实测数据集分析透明度和 FUI 水色指数两者的关系，并采用 26 个湖泊实测数据集提出透明度经验模型<sup>[45],[175]</sup>。

结果显示透明度和 FUI 水色指数具有显著的负相关性，进一步证明透明度和 FUI 水色指数两者具有较强的相关性<sup>[26],[45],[211]</sup>。Wang 等人提到透明度拟合模型中的经验参数在 IOCCG 发布的模拟数据集和 26 个湖泊实测数据集之间是存在差异性的<sup>[45]</sup>。导致两种数据集存在差异性主要有以下两方面原因：(1) IOCCG 发布的模拟数据集的 FUI 水色指数范围是 1-21 甚至更大，而 26 个湖泊实测数据集的 FUI 水色指数范围是 3-17，无法包括极端的蓝色或者棕色水域；(2) IOCCG 发布的模拟数据集大部分是针对大洋水体，无法代表水体光学特性复杂的内陆水体<sup>[45],[175]</sup>。

然而，Wang 等人研究发现，当 FUI 水色指数小于 8 时，每个 FUI 水色指数可能是对应的透明度范围，并不是相对清澈水域的一个透明度结果<sup>[45]</sup>。Wang 等人为了解决 FUI 水色指数应用在清澈水域的问题，通过分析得知色度角 $\alpha$ 和透明度两者相关性优于 FUI 水色指数<sup>[45]</sup>。当 FUI 水色指数大于等于 8 时，色度角 $\alpha$ 与透明度出现被压缩的情况。因此，Wang 等人考虑内陆水体的实际情况，提出基于 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 构建透明度模型<sup>[45]</sup>：

$$\begin{cases} FUI < 8, SDD = 3415.63 \times \alpha^{-1.49} \\ FUI \geq 8, SDD = 284.70 \times FUI^{-2.67} \end{cases} \quad (3.16)$$

虽然 Wang 等人是基于 MODIS 数据计算的色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数，但是本研究基于 Sentinel-2 MSI 数据计算的色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数是经过光谱响应函数校正得到的，相当于对色度角 $\alpha$ 进行了归一化处理，与 MODIS 数据归一化获得的色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数是一致的。因此，可直接将基于 MODIS 数据构建的透明度模型直接应用与 Sentinel-2 MSI 数据。其中色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数提取方法与 3.2 与 3.3 相同。

### 3.5 精度评定指标

通常情况下，决定系数  $R^2$ 、MRE、RMSE、变化率(Variation Rate, VR)是四种最常用的精度评定指标，分别为决定系数  $R^2$ 、MRE、RMSE 和 VR 的表达式分别为：

$$MRE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{A - A'}{A} \quad (3.17)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (A - A')^2}{n}} \quad (3.18)$$

$$VR = \frac{Standard deviation}{Meanvalue} \quad (3.19)$$

$$Standard deviation = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n}} \quad (3.20)$$

$$Meanvalue = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (3.21)$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (3.22)$$

评价 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ 精度时,  $A$  表示基于实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  计算得到的 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ ,  $A'$  表示基于同步或者准同步遥感影像的遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  计算得到的 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ ,  $n$  表示水体实测样点的数量; 其中,  $A$  表示基于 MODIS 数据计算的水体透明度结果,  $A'$  表示基于 Sentinel-2 数据计算的水体透明度结果,  $n$  表示验证点位的数量; 决定系数  $R^2$  范围为 0-1。

通常采用相关系数表达两个变量间的相关性。当一个变量在增大或减小时, 另一个变量也在增大或减小, 此时两个变量呈现正相关; 当一个变量在增大或者减小时, 而另一个变量在减小或者增大, 此时两个变量呈现负相关。相关系数大小代表两个变量相关性的强弱, 相关系数越大, 相关度越强; 相关系数越小, 相关度越小。

常用的相关系数有三种: 分别为皮尔森相关系数 (Pearson Correlation Coefficient)、斯皮尔曼相关系数 (Spearman Correlation Coefficient)、肯德尔相关系数 (Kendall Correlation Coefficient)。本研究选用皮尔森相关系数作为描述两个变量的相关性, 皮尔森相关系数表达式:

$$\rho_{X,Y} = \frac{cov(X,Y)}{\sigma_X \sigma_Y} = \frac{\sum XY - \frac{\sum X \sum Y}{N}}{\sqrt{\left(\sum X^2 - \frac{(\sum X)^2}{N}\right) \left(\sum Y^2 - \frac{(\sum Y)^2}{N}\right)}} \quad (3.23)$$

### 3.6 光谱等效

实测遥感发射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据是 1nm 间隔的连续光谱曲线，而 Sentinel-2 MSI 数据是多光谱数据，每个波段均具有相应的波长响应宽度。当实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  应用在 Sentinel-2 MSI 数据上，需要利用 Sentinel-2 MSI 数据的光谱响应函数将实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  等效模拟到 Sentinel-2 MSI 数据的相应波段，光谱等效的表达式：

$$R_{rs_{eq}} = \frac{\int R_{rs}(\lambda) f_{SRF}(\lambda) F_0(\lambda) d(\lambda)}{\int f_{SRF}(\lambda) F_0(\lambda) d(\lambda)} \quad (3.24)$$

$R_{rs_{eq}}$  为卫星波段等效反射率； $R_{rs}(\lambda)$  为实测遥感反射率； $f_{SRF}(\lambda)$  为卫星的光谱响应函数； $F_0(\lambda)$  为大气层外太阳辐照度。基于 Sentinel-2A/2B 光谱响应函数计算得到 Sentinel-2A/2B 多光谱卫星波段等效后遥感反射率。虽然 Sentinel-2A/2B 是两颗卫星，但是两颗卫星的光谱响应函数十分相似，Sentinel-2A/2B 光谱响应函数，如图 3.11 所示。基于 Sentinel-2A/2B 两颗卫星的光谱响应函数分别对 R(443)、R(490)、R(560)、R(665)、R(705) 五个波段进行光谱等效处理。

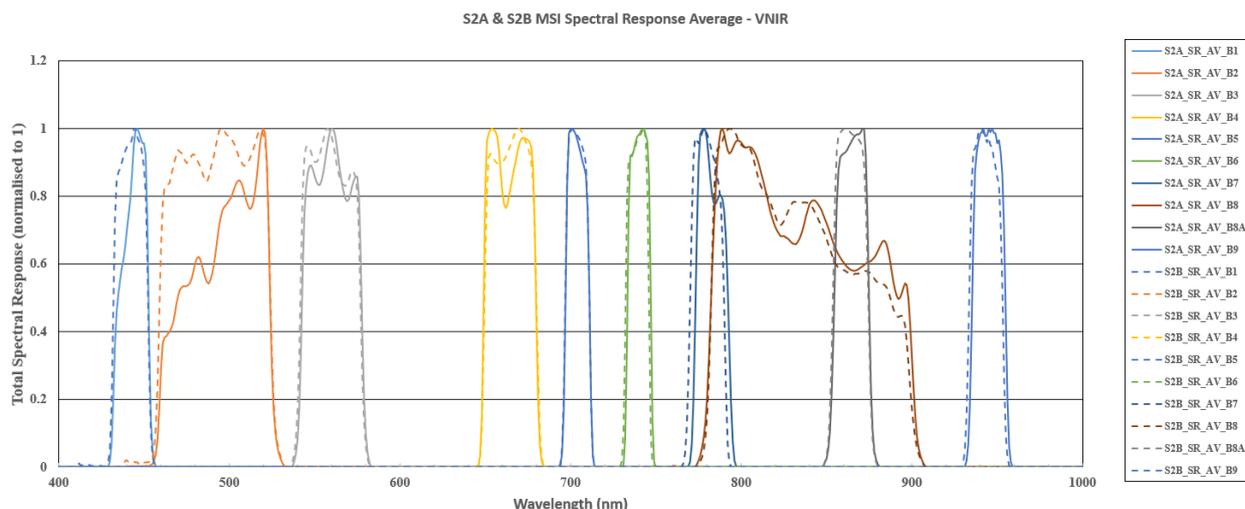


图 3.9 Sentinel-2A/2B 光谱响应函数

Figure 3.9 The Response Spectral of Sentinel-2A/2B

### 3.7 本章小结

首先，本章介绍了 CIE 颜色系统以及色度角  $\alpha$  和 FUI 水色指数两个颜色参量。其中，色度角  $\alpha$  范围是  $0^\circ$ - $360^\circ$ ，FUI 水色指数是根据 Forel-Ule 比色表对自然水体颜色进行分级。其次，本章介绍了基于 Sentinel-2 MSI 数据的色度角  $\alpha$  和 FUI 水色指数的提取流程，并且构建了校正色度角  $\alpha$  系统偏差的线性拟合公式。最后，本章介绍了基于 FUI 水色指数和色

度角 $\alpha$ 构建的透明度反演模型。并介绍了精度评价方法和光谱等效方法。

## 4. 基于 Sentinel-2 MSI 数据色度角识别水色异常水体

水体色度角 $\alpha$ 可以对水体颜色进行定量化描述。通常情况下，水色异常水体一般呈现红色、黑色、灰色，但是水体颜色呈现绿色是富营养化水体，并不属于水色异常水体。通过人眼目视解译的方式判断一个水体是否异常，会存在一些不确定因素，例如：每个人对颜色敏感性不同，人与人之间会存在一定的视觉差异。

为了可以更准确的识别水色异常水体，对水体颜色进行定量的描述，本研究通过水体色度角 $\alpha$ 识别水色异常水体。水体色度角 $\alpha$ 越小，代表水体越清洁，水体色度角 $\alpha$ 越大时，代表水体越浑浊。本研究将水体色度角 $\alpha$ 应用在 Sentinel-2 MSI 数据，通过基于遥感影像计算水体色度角 $\alpha$ 和在黑龙江省齐齐哈尔市开展现场勘察工作，确定当水体色度角 $\alpha$ 为  $230.958^\circ$  作为识别水色异常水体的阈值，实验点如图 2.4(a)所示。

### 4.1 色度角精度评定

为了证明水体色度角 $\alpha$ 的稳定性，本研究将 2018 年 10 月 24 日齐齐哈尔市准同步 Sentinel-2 MSI 数据和 2018 年 10 月 14 日在黑龙江省齐齐哈尔市 5 个行政区域现场实测的水体遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据计算的水体色度角 $\alpha$ 进行比较。

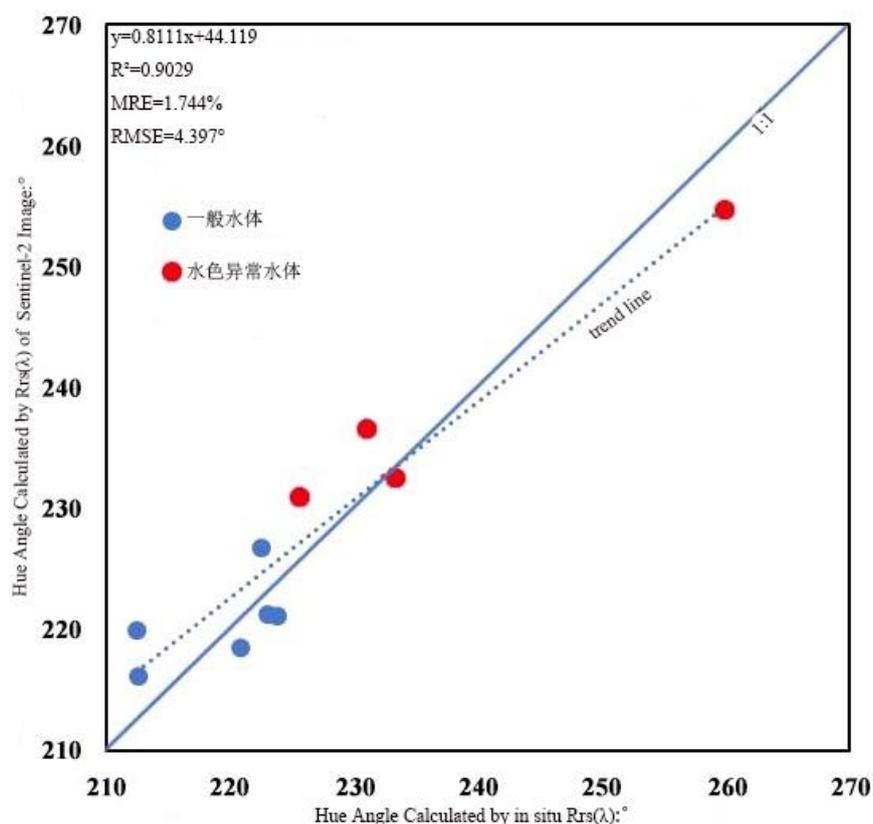


图 4.1 基于 Sentinel-2 影像遥感反射率和实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  的色度角 $\alpha$ 精度评价散点图

Figure 4.1 Scatterplots showing the derivation accuracies of hue angle  $\alpha$  from the remote-sensing reflectance of the Sentinel-2 image compared with the in-situ remote-sensing reflectance  $R_{rs}(\lambda)$

首先, 通过 Sentinel-2 MSI 数据的遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据计算水体色度角 $\alpha$ ; 其次, 通过 Sentinel-2A/2B 光谱响应函数对实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据进行光谱等效处理, 并利用等效后遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据计算水体色度角 $\alpha$ 。图 4.1 是 10 个水体色度角 $\alpha$ 的精度评定散点图, 水体色度角 $\alpha$ 的精度评价结果为:  $R^2=0.9029$ ,  $RMSE=4.397^\circ$ ,  $MRE=1.744\%$ 。

## 4.2 基于水体色度角识别水色异常水体

通常情况, 传统水质监测方式依赖于水体的一些生化指标, 例如水体的 pH、水体中的重金属含量、一些有机物的成分(如废弃的柴油等)以及水体是否含有刺鼻性气味。因为上述的生化指标无法通过遥感影像获取, 所以本研究提出通过水体色度角 $\alpha$ 筛查水色异常水体。水体色度角 $\alpha$ 作为一个评价水质优劣的参数, 是对水体颜色进行定量化描述, 利用水体颜色筛查水色异常水体, 此方法的优势可避免目视解译方式带来的不确定性、并且可以提高筛查效率, 尤其针对大范围研究区。

水体色度角 $\alpha$ 的大小可以间接映射出水体的清洁程度, 当水体色度角 $\alpha$ 比较小时, 表明水体比较清洁; 当水体色度角 $\alpha$ 比较大时, 表明水体比较浑浊, 但在三个实验区域中没有发现存在紫色水体。因为人类的视觉仅仅可以感知到颜色中的亮度、色度和饱和度三个要素的变化, 所以当水体颜色呈现红色、灰色和黑色时, 此时水体的浑浊程度比较高, 大部分的光被水体吸收, 造成水体的亮度比较低。因为人类视觉对水体颜色亮度变化的感知并不敏感, 所以当人眼观察到的水体颜色是灰色、棕色或者黑色时, 其实水体颜色实际上是介于黄绿色和红色之间。

为了确定识别水色异常水体的水体色度角 $\alpha$ 临界值, 本研究以黑龙江省齐齐哈尔市 5 个区域的 10 个实测水体作为实验样本, 其中包括 6 个一般水体和 4 个水色异常水体。图 4.2 是在黑龙江省齐齐哈尔市 5 个区域获取的 10 个水域的遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ 。为了对 10 个水体进行区分, 本研究将 10 个水体进行编号, 依据为野外勘测顺序。其中图 4.2(a)是编号为 1-6 一般水体实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ , 图 4.2(b)是编号为 7-10 水体受到污染的水色异常水体实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ , 水体颜色分别呈现红色、灰色和黑色。由水体实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ 可得知, 8 和 9 水体的红光波段比一般水体高, 而 7 和 10 水体光谱曲线比较平滑, 没有比较明显的变化特征。

图 4.3 是通过实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ 计算 10 个水体样本的水体色度角 $\alpha$ 结果。根据计算的水体色度角 $\alpha$ 将此区域水体类型划分为 2 类, 当水体色度角 $\alpha$ 在 $<230.958^\circ$ 范围时, 将水体

判别为一般水体；当水体色度角 $\alpha \geq 230.958^\circ$ 时，将水体判别为水色异常水体。基于上述的分析，本研究将  $230.958^\circ$ 作为区分一般水体和水色异常水体的阈值。

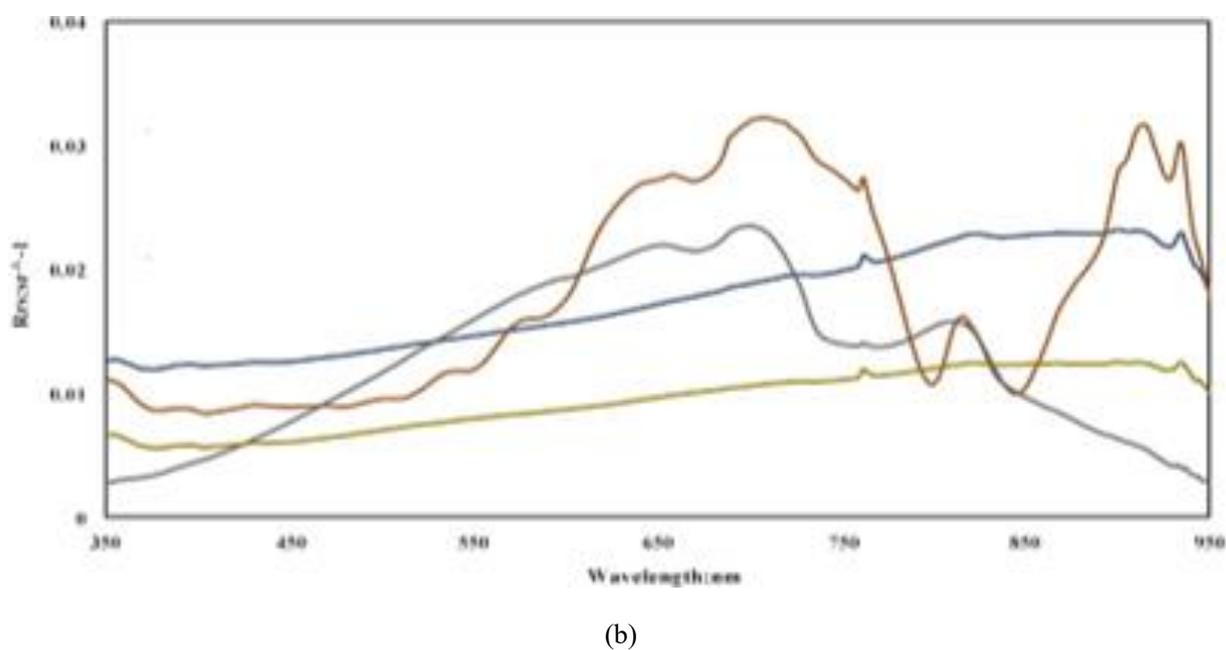
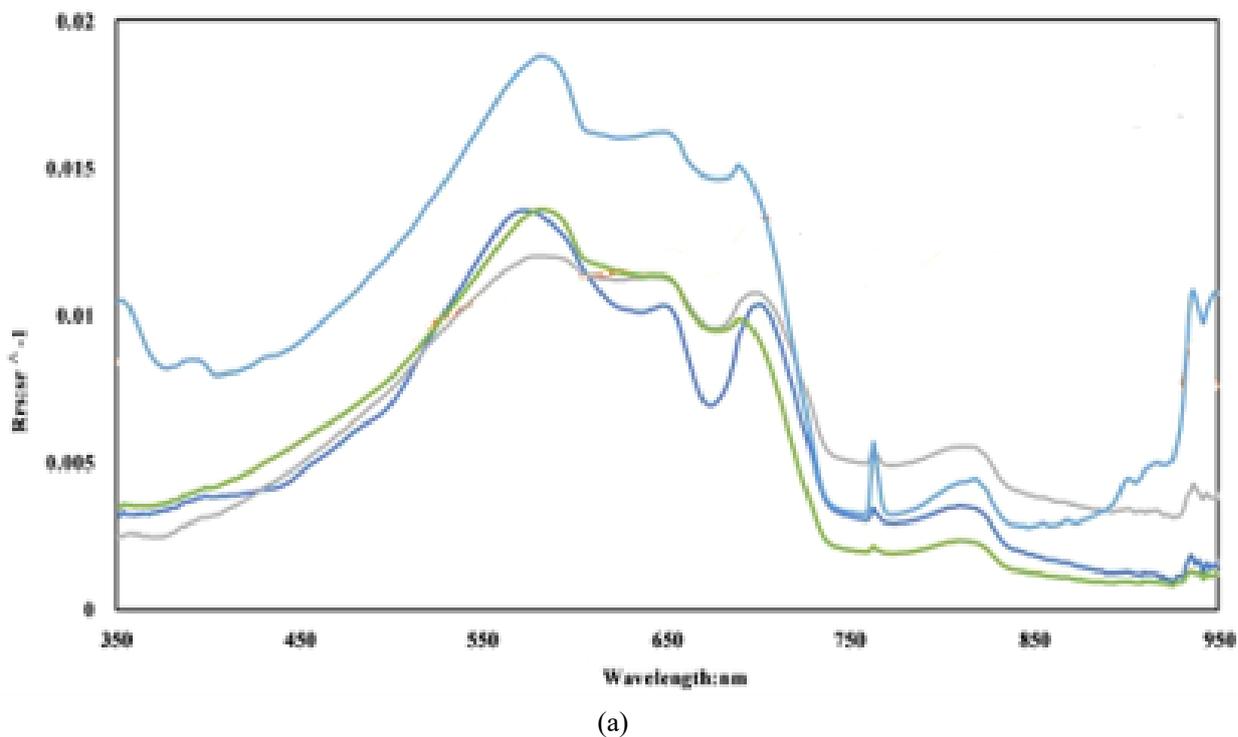


图 4.2 10 个水体实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ : (a)6 个一般水体; (b)4 个水色异常水体

Figure 4.2 In-situ remote-sensing reflectance  $R_{rs}(\lambda)$  of ten waterbodies: (a) six general waterbodies and (b) four water color anomalies

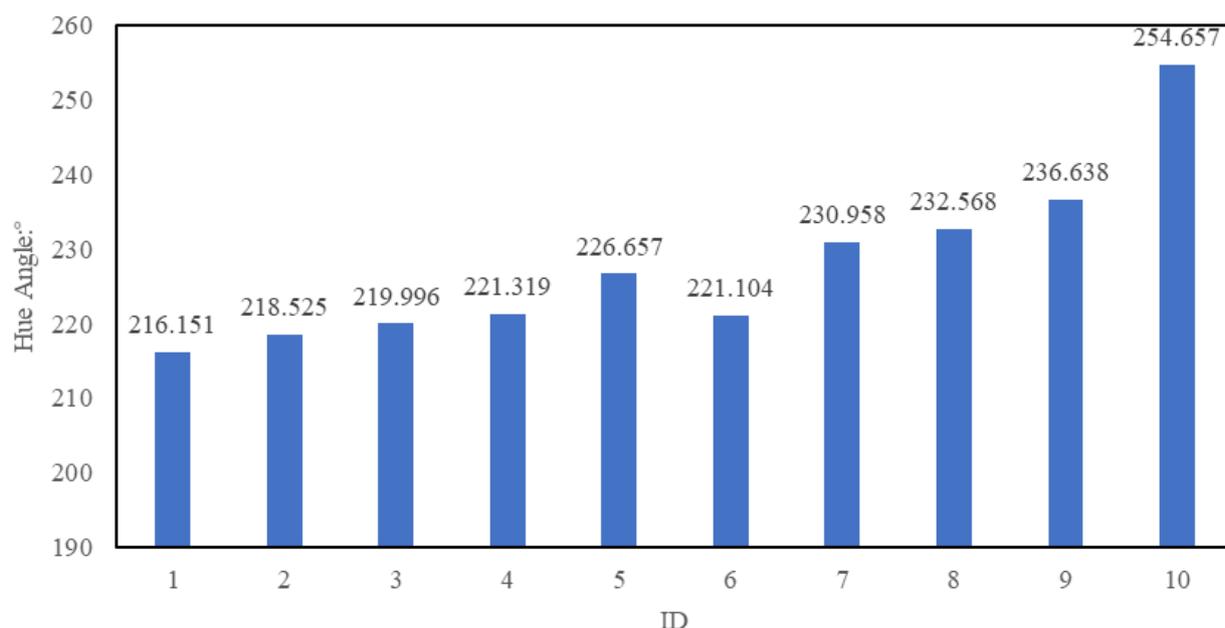


图 4.3 黑龙江省齐齐哈尔市 10 个水体的水体色度角结果

Figure 4.3 Result of the hue angles  $\alpha$  of ten water bodies in Qiqihar City, Heilongjiang Province

为了验证本研究提出模型的识别精度，将河北省国家级新区雄安新区安新县和容城县在 2017 年 4 月 28 日开展的准同步实验和 2018 年 10 月 5 日开展的星地同步和准同步野外实验采集的 19 个水体样点数据对本研究提出的模型进行验证，其中 3 个水色异常水体和 16 个一般水体。将  $230.958^\circ$  作为识别水色异常水体判定阈值，识别精度为 100%。因此，进一步证明本研究提出的识别模型具有很好的识别精度。

### 4.3 水体色度角阈值的验证

通常情况，水体颜色呈现蓝色或者绿色时为一般水体；当水体颜色呈现深棕色、灰棕色、黑色或者红色时，一定为水色异常的水体。然而，当水体颜色呈现黄颜色时就很难界定此类型的水体是否为水色异常水体。

长江和黄河是中国两条十分重要的河流，也是沿岸居民的主要水源地。长江是黄河水资源总量的 20 倍；黄河是中国北方的大河，属于世界长河之一，中国第二长河，河流全长 5464km，流域总面积 79.5 万  $\text{km}^2$  (含内流区面积 4.2 万  $\text{km}^2$ )。虽然长江和黄河水体颜色呈现黄颜色，但是它们均是一般水体。为了避免将此类水体误判为水色异常水体，分别选取 2018 年 10 月 27 日长江在湖北省武汉市区域和 2019 年 8 月 15 日黄河在河南省郑州市区域，计算水体像素均匀区域的水体色度角  $\alpha$ ，并统计该区域的水体色度角  $\alpha$  的平均值，其结果分别为：长江在湖北省武汉市区域的水体色度角  $\alpha$  平均值为  $213.0879^\circ$ ，黄河在河南省郑州市区域的水体色度角  $\alpha$  平均值为  $220.5668^\circ$ 。上述两个区域的水体色度角  $\alpha$  平均值均小于

本研究所设定的水体色度角 $\alpha$ 阈值  $230.958^\circ$ ，进一步证明本研究所提出模型的合理性。

虽然富营养化水体呈现绿色，但是并不能将富营养化水体判定为水色异常水体。在 2017 年 4 月 28 日河北省国家级新区雄安新区的 Sentinel-2 MSI 数据中，计算富营养化水体的水体色度角 $\alpha$ 结果为  $212.5377^\circ$ ，同样小于本研究所设定水体色度角 $\alpha$ 阈值。因此，在利用本研究提出的识别水色异常水体模型时，并不会将长江、黄河相似的一般水体以及水体颜色呈现绿色的富营养化水体误判为水色异常水体。图 4.4 是一般水体和水色异常水体的真彩色合成遥感影像、现场照片、实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ 。

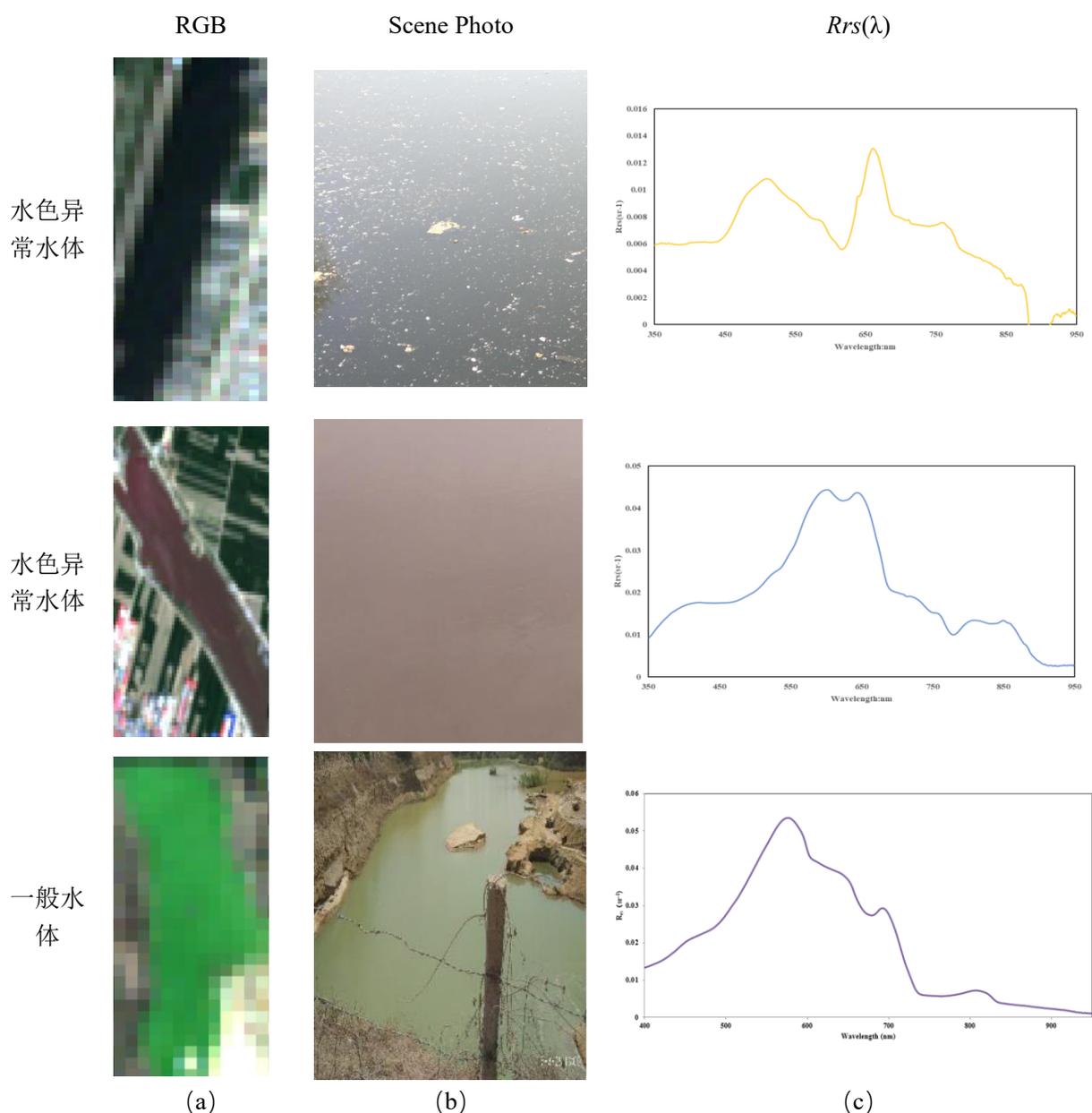


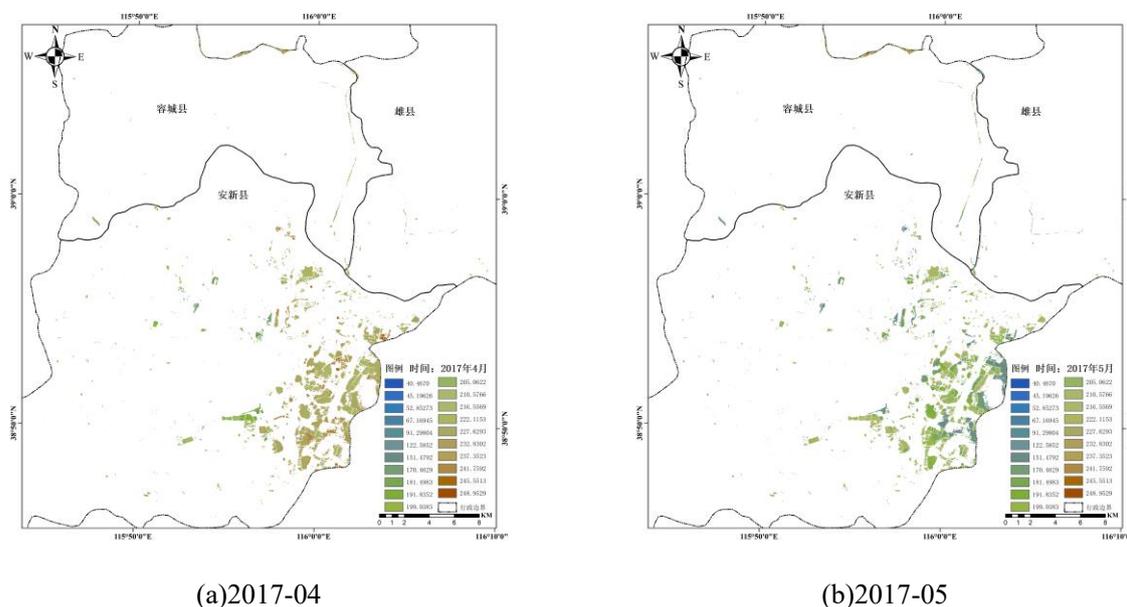
图 4.4 一般水体和水色异常水体 RGB 合成影像，现场照片，实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ ，地点：雄安新区

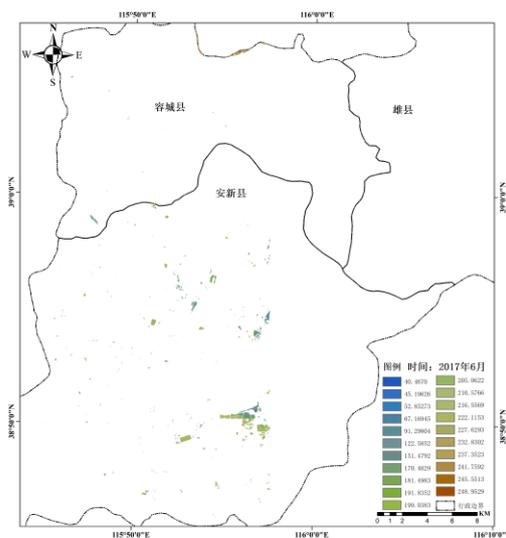
Figure 4.4 RGB synthetic image, field photo, and in-situ remote-sensing reflectance of general water bodies and water color anomalies in the Xiong'an New Area

根据本研究提出的模型识别水色异常水体是基于黑龙江省齐齐哈尔市 5 个区域采集的实测数据提出的识别水色异常水体的色度角 $\alpha$ 阈值。为了可以进一步证明本研究提出的模型具有较好的普适性和稳定性，分别在 2017 年 4 月 28 日雄安新区容城县和 2018 年 10 月 5 日雄安新区安新县共选取 19 个水体颜色不同的水体区域。为了避免光学浅水、阴影以及岸边混合像元的影响，在每个水域的中心选取  $3\times 3$  像元，并计算每个水域水体色度角 $\alpha$ 平均值，19 个水域水体色度角 $\alpha$ 平均值分别为：212.6984°、198.4476°、248.2928°、211.9023°、198.5374°、284.9683°、222.0°、202.5556°、199.2°、199.0°、165.2051°、266.3568°、197.0°、171.4628°、145.6667°、204.1727°、199.8333°、165.75°、211.3333°。在 19 个水域中，其中有 3 个水域为水色异常水体、16 个水域为一般水体。基于遥感影像的识别结果与在野外的实际勘测的结果是完全一致的，在河北省雄安新区同样具有非常好的识别精度，进一步证明本研究提出通过水体色度角 $\alpha$ 识别水色异常水体具有良好的普适性和稳定性。此外，在河北省雄安新区选取的 19 个水域中包括少量富营养化水体，但通过本研究提出的识别模型并没有将富营养化水体判定为水色异常水体，进一步证明本研究提出方法的可靠性。

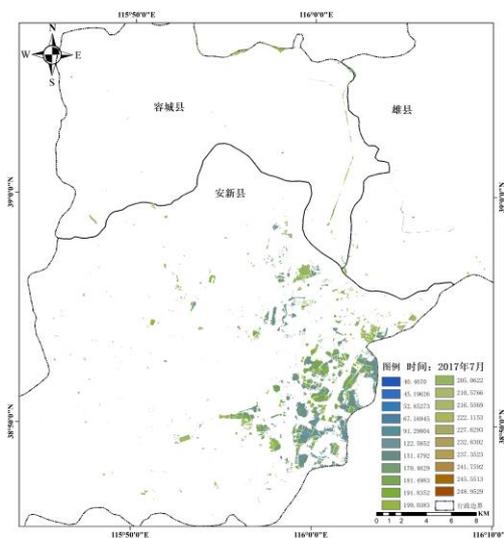
#### 4.4 水体色度角的合理性评价

实际上，大多数内陆水体都是水体颜色正常的一般水体，而水色异常水体只是内陆水体中很少的一部分。本研究基于 Sentinel-2 MSI 数据计算 2017-2018 年 4 月-11 月河北省雄安新区容城县、安新县、雄县中所有地表水体的色度角 $\alpha$ 的月平均值。并统计三县每月一般水体和水色异常水体像素比例。统计结果如图 4.5 和表 4.1 所示，每月的一般水体像素远多于水色异常水体像素，并与实际情况基本一致。因此，进一步证明本研究提出识别模型得到结果的合理性、可行性和普适性。

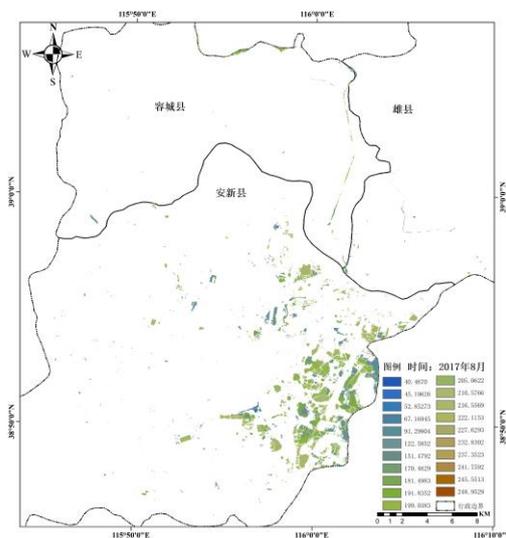




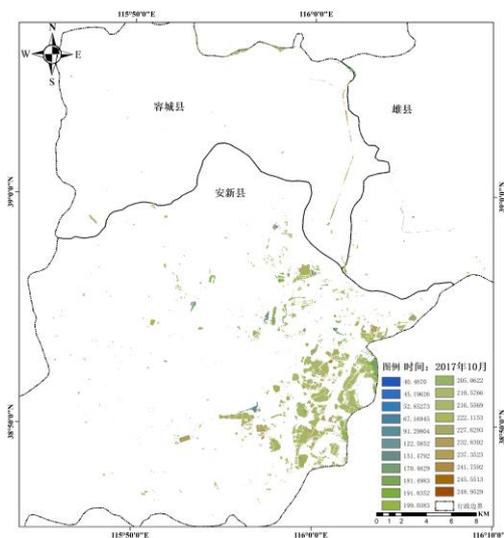
(c)2017-06



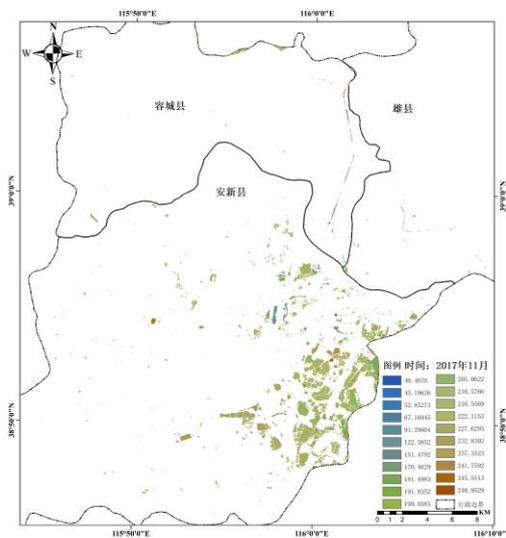
(d)2017-07



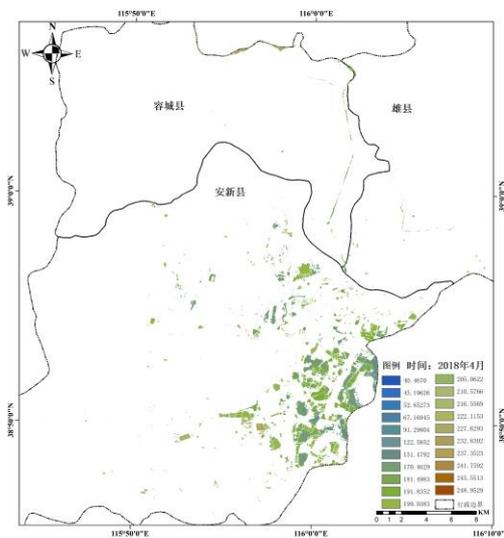
(e)2017-08



(f)2017-10



(g)2017-11



(h)2018-04

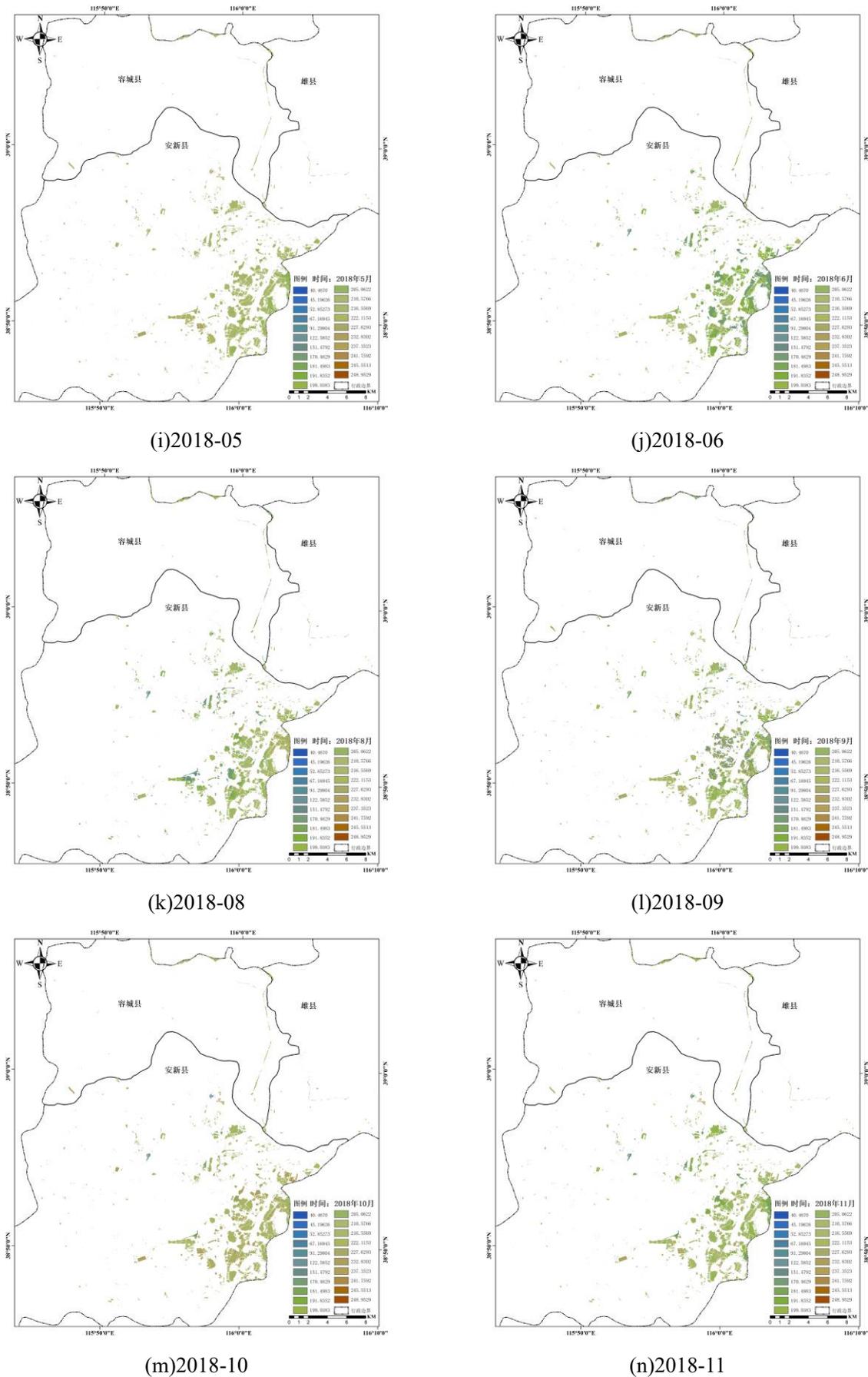


图 4.5 2017 年-2018 年雄安新区水体的水体色度角 $\alpha$ 结果

Figure 4.5 The results of the hue angles  $\alpha$  of the water bodies in the Xiong'an New Area in 2017-2018

表 4.1 2017-2018 年雄安新区异常水体与一般水体统计结果

Table 4.1 The result of anomaly and normal pixel in Xiong'an New Area in 2017-2018

时间	异常水体像素占比(%)	一般水体像素占比(%)
2017-04	20%	80%
2017-05	3%	97%
2017-06	0.4%	99.6%
2017-07	0.2%	99.8%
2017-08	0.4%	99.6%
2017-10	15%	85%
2017-11	37%	63%
2018-04	6%	94%
2018-05	2%	98%
2018-06	0.3%	99.7%
2018-08	5%	95%
2018-09	1%	99%
2018-10	15%	85%
2018-11	3%	97%

为了更好的证明本研究提出方法的稳定性，本研究提出两个假设。第一个假设：河流、湖泊、水库、坑塘和其他的一般水体，水体的颜色不会一直保持不变，水体颜色会随着时间发生微弱的变化，而水体颜色产生变化是受到外界因素的干扰；第二个假设：对于水色异常的水体，如果没有人为的干扰和治理，水体颜色同样会产生微弱的改变，但不会发生大幅度的变化。为了证明上述两个假设，本研究选取齐齐哈尔市的 5 号水体(一般水体)和 8 号水体(水色异常水体)，选取的两个水体位置如图 2.4(a)所示。本研究选取每个水体中心  $4 \times 4$  像元并且计算 2016 年 4 月-2019 年 8 月此区域的水体色度角  $\alpha$  平均值。

选取每个水体中心  $4 \times 4$  像元考虑两方面因素：一方面，当选取离岸边比较近的像素时，很有可能是光学浅水，而水体颜色将会受到水底物质的影响，河流、湖泊、水库和坑塘等内陆水体受到的影响会比较大；另一方面，选取每个水体中心  $4 \times 4$  像元与选取一个像元相比可以降低噪声带来的影响。图 4.6 是黑龙江省齐齐哈尔市 5 号水体和 8 号水体的水体色度角  $\alpha$  在 2016 年 4 月-2019 年 8 月的变化曲线，两个水体的色度角  $\alpha$  均有微弱的变化。并且

8 号水体的色度角 $\alpha$ 所发生的微弱变化是在没有施行管理措施或者外界的干扰因素(例如:降水, 工厂污染, 海洋或河流垃圾等干扰因素)。第一个假设和第二个假设分别对应齐齐哈尔市的 5 号水体和 8 号水体。通过本研究提出模型得到的结果与上述的两个假设是基本一致的, 进一步证明本研究所提出的方法具有良好的稳定性。除此之外, 本研究所提出的方法只适用于光学深水水域(指水体透明度远低于水体深度), 并不适用于光学浅水水域。

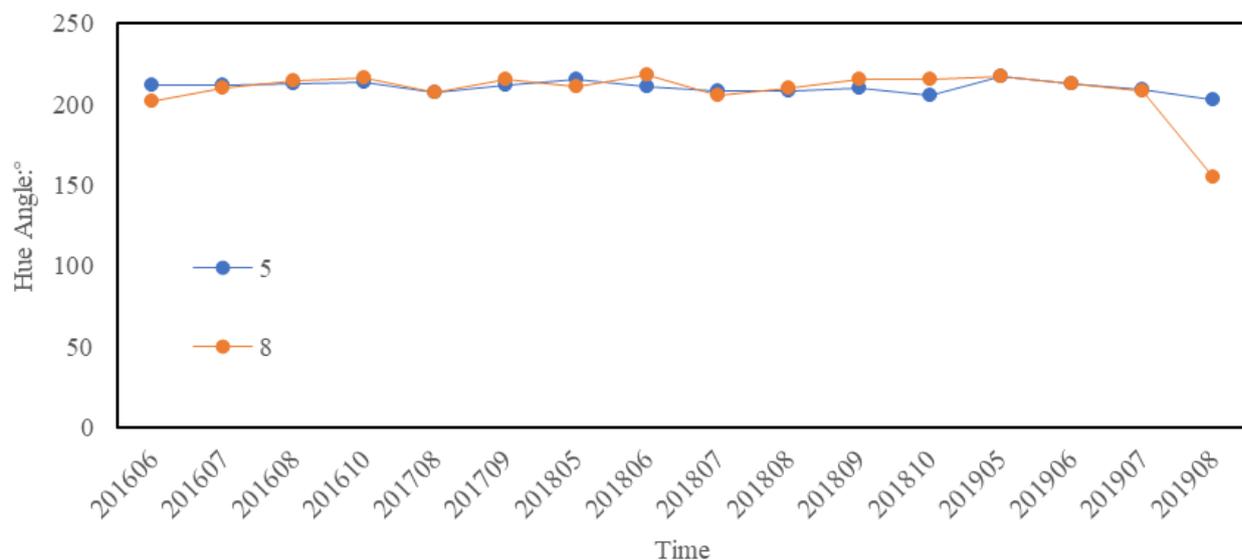


图 4.6 水体色度角 $\alpha$ 变化统计结果: 5 号水体和 8 号水体, 地点: 齐齐哈尔市, 时间: 2016 年 5 月-2019 年 10 月

Figure 4.6 Statistic of water body hue angle  $\alpha$  changes in waterbody No.5 and waterbody No.8 in Qiqihar City from May 2016 to October 2019

## 4.5 本章小结

本章对校正后的色度角 $\alpha$ 进行精度评价。通过水体色度角 $\alpha$ 识别水色异常水体, 将  $230.958^\circ$  作为识别水色异常水体的阈值。研究表明:

(1) 将 Sentinel-2 MSI 数据计算的水体色度角 $\alpha$ 和实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  计算的水体色度角 $\alpha$ 进行精度评价, 得到  $MRE=1.744\%$ ,  $RMSE=4.397^\circ$ ,  $R^2=0.9029$ 。

(2) 基于在黑龙江省齐齐哈尔市实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据和 Sentinel-2 MSI 数据计算的水体色度角 $\alpha$ , 分析一般水体和水色异常水体两类水体的色度角 $\alpha$ 差异, 将  $230.958^\circ$  作为区分一般水体和水色异常水体的阈值。

(3) CIE 色度系统的色度角 $\alpha$ 是一个很重要的光学参数。基于 Sentinel-2 MSI 数据提取水体色度角 $\alpha$ , 具有十分良好的精度。本研究基于水体色度角 $\alpha$ 模型识别水色异常水体, 同样具有十分良好的识别精度。

(4) 通过计算 2016 年-2019 年 4 月-11 月多景 Sentinel-2 MSI 数据的色度角 $\alpha$ 结果, 计算每个水体色度角 $\alpha$ 的月平均值, 证明本研究提出的方法具有良好的稳定性和普适性。

(5) 本研究提出通过水体色度角 $\alpha$ 识别水色异常水体, 将水体颜色呈现红色、灰色、黑色的水体视为水色异常水体, 但是并不包括水体颜色为绿色的富营养化水体。本研究提出的方法仅适用于光学深水水域, 并不适用于光学浅水水域。

## 5. 基于 Sentinel-2 MSI 数据的白洋淀水色时空变化分析

FUI 水色指数可以间接映射水体水质信息, 当 FUI 水色指数越小时, 水体越清澈, FUI 水色指数越大, 水体越浑浊。FUI 水色指数是一个光学参数, 不会受到水体组成成分的影响, 可以应用在不同地区和不同季节。本研究基于 Sentinel-2 MSI 数据, 计算白洋淀 2016 年-2020 年白洋淀非结冰期(4 月-11 月)的 FUI 水色指数结果。分析白洋淀 FUI 水色指数的空间分布格局、季节变化、年际变化、以及河北省雄安新区成立前后白洋淀水质变化情况和可能导致白洋淀 FUI 水色指数发生变化的影响因素。白洋淀 FUI 水色指数结果分别在本地和 GEE 云平台计算得到的, 其中 2016 年-2018 年白洋淀 FUI 水色指数结果将 Sentinel-2 L1C TOA 数据下载到本地计算 FUI 水色指数, 2019 年-2020 年是在 GEE 云平台直接调用空间分辨率为 10 米的 Sentinel-2 地表反射率数据计算 FUI 水色指数。虽然 GEE 云平台的 Sentinel-2 地表反射率数据的起始时间在 2017 年, 但并不是全球性覆盖, 白洋淀地区是在 2019 年开始。表 5.1 是白洋淀在 2016 年-2020 年选用 Sentinel-2 MSI 数据的数量。

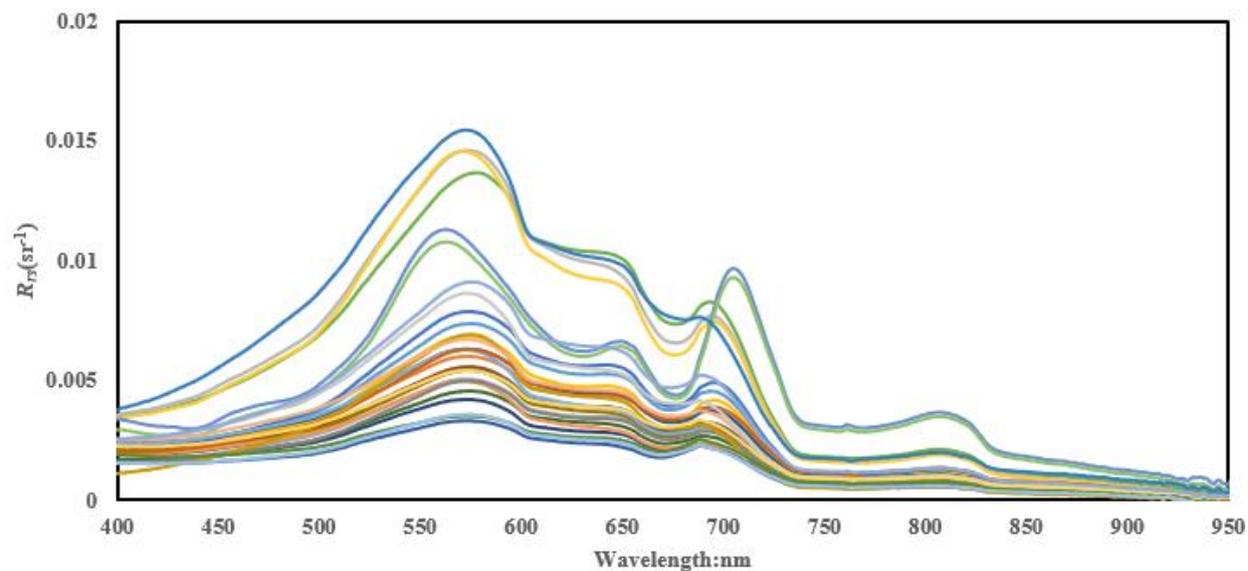
表 5.1 影像数量列表  
Table 5.1 Image-selection schedule

	2016	2017	2018	2019	2020
4 月	6	4	9	5	14
5 月	6	10	9	9	12
6 月	8	6	7	5	6
7 月	-	9	2	4	5
8 月	6	8	2	11	5
9 月	6	9	3	9	9
10 月	3	8	8	10	12
11 月	-	15	12	9	19
总计	35	69	52	62	82

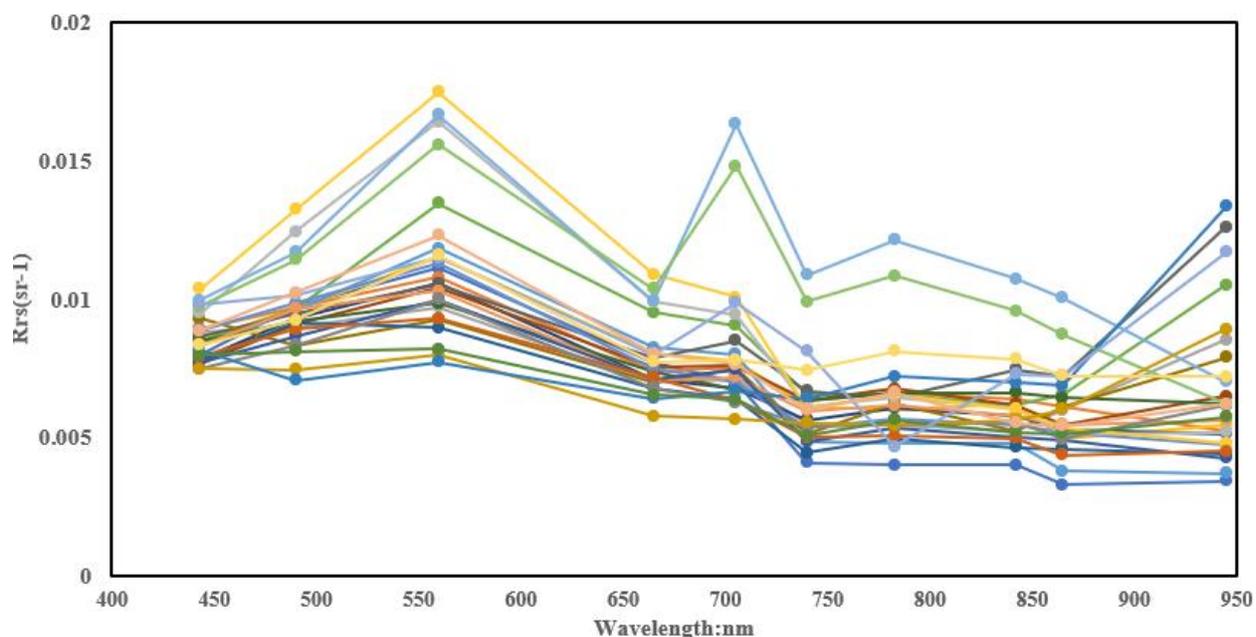
### 5.1 FUI 水色指数精度评价

图 5.1 是 2019 年 5 月 21 日和 22 日在白洋淀采集的水体实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据和 2019 年 5 月 23 日 Sentinel-2 MSI 数据同步点位的等效光谱。由于受到浮游植物色素吸收的影响, 在 570nm、580nm、650nm、700nm 出现反射峰, 在 675nm 附近出现特征谷。在图 5.1(a)和(b)中可以观察到, 虽然 Sentinel-2 MSI 数据等效光谱在 945nm 处出现十分明显的误差, 但是 945nm 波段并不参与 FUI 水色指数的计算, 并不会影响 FUI 水色指数计算

结果。Sentinel-2 MSI 数据光谱形状与通过 Sentinel-2 光谱响应函数等效的光谱形状十分相似，但会略高于实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ ，由于 FUI 水色指数是通过比值计算的，所以会抵消掉数值偏差所产生的影响。



(a)



(b)

图 5.1 (a)白洋淀 2019 年 5 月 21 日和 22 日实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$ ; (b)白洋淀 2019 年 5 月 23 日 Sentinel-2 遥感影像等效光谱反射率

Figure 5.1 Baiyangdian Lake (a) In-situ remote-sensing reflectance  $R_{rs}(\lambda)$  on 21 and 22 May 2019 and (b) the equivalent spectral reflectance of Sentinel-2 on 23 May 2019

为了进一步证明 FUI 水色指数的稳定性，首先，通过 2019 年 5 月 23 日白洋淀区域的 Sentinel-2 MSI 数据计算 FUI 水色指数；其次，通过 2019 年 5 月 21 日和 22 日在白洋淀 C、

D、E、F 四个子区域采集的实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据计算 FUI 水色指数。将 Sentinel-2 MSI 数据计算的 FUI 水色指数和实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  数据计算 FUI 水色指数进行对比，精度评价指标为 MRE 和 RMSE，计算方法与 3.5 相同，得到 MRE=3.54%，RMSE=0.57，图 5.2 是白洋淀 FUI 的精度评价散点图，图中的数字是代表点位数量，均是独立的点位。

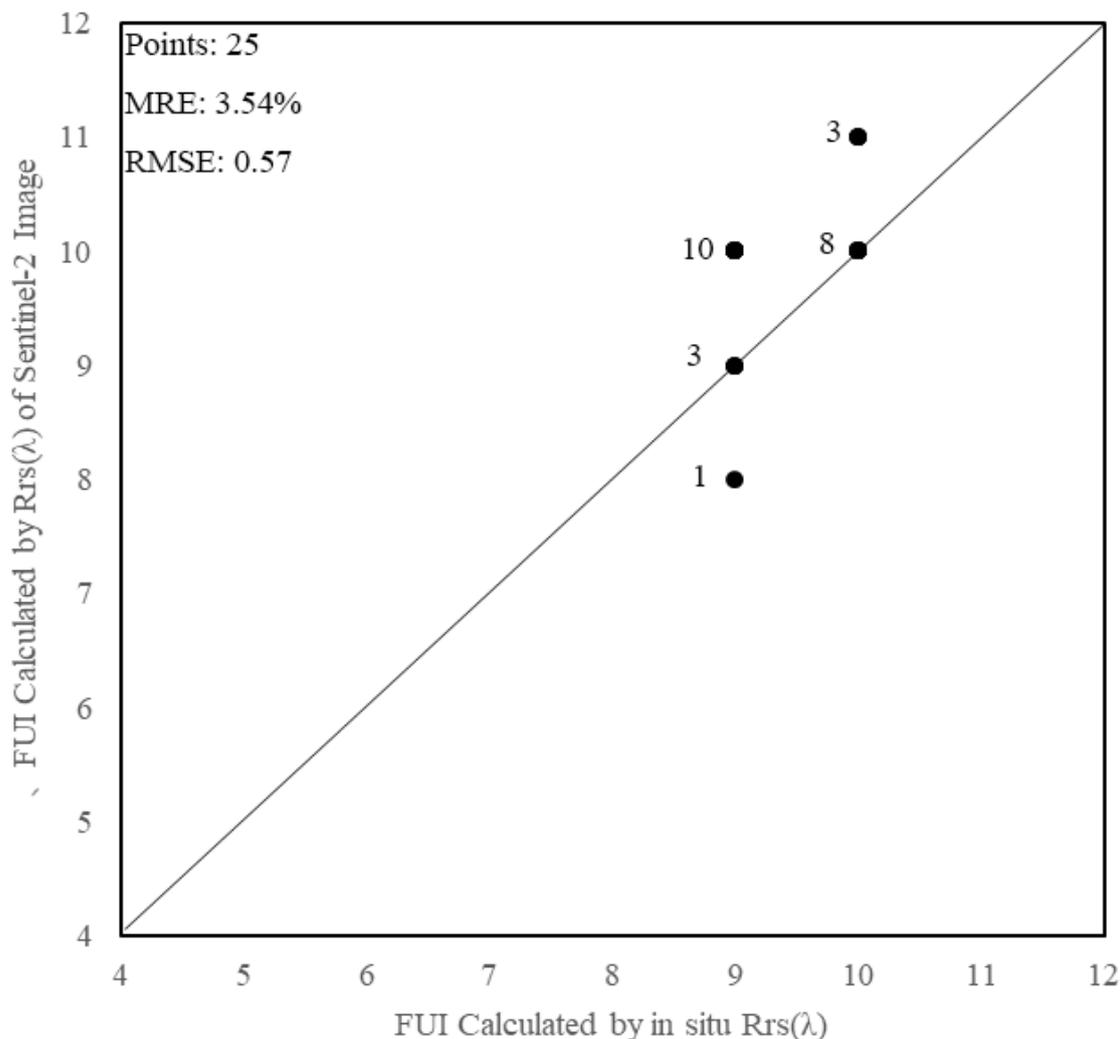


图 5.2 基于 Sentinel-2 影像遥感反射率和实测遥感反射率  $R_{rs}(\lambda)$  的 FUI 精度评价散点图；注：每个点数字代表点的数量

Figure 5.2 Scatterplots showing the derivation accuracies of FUI from the remote-sensing reflectance of the Sentinel-2 image compared with the in-situ remote-sensing reflectance  $R_{rs}(\lambda)$ ; Note: each point number represents the number of points

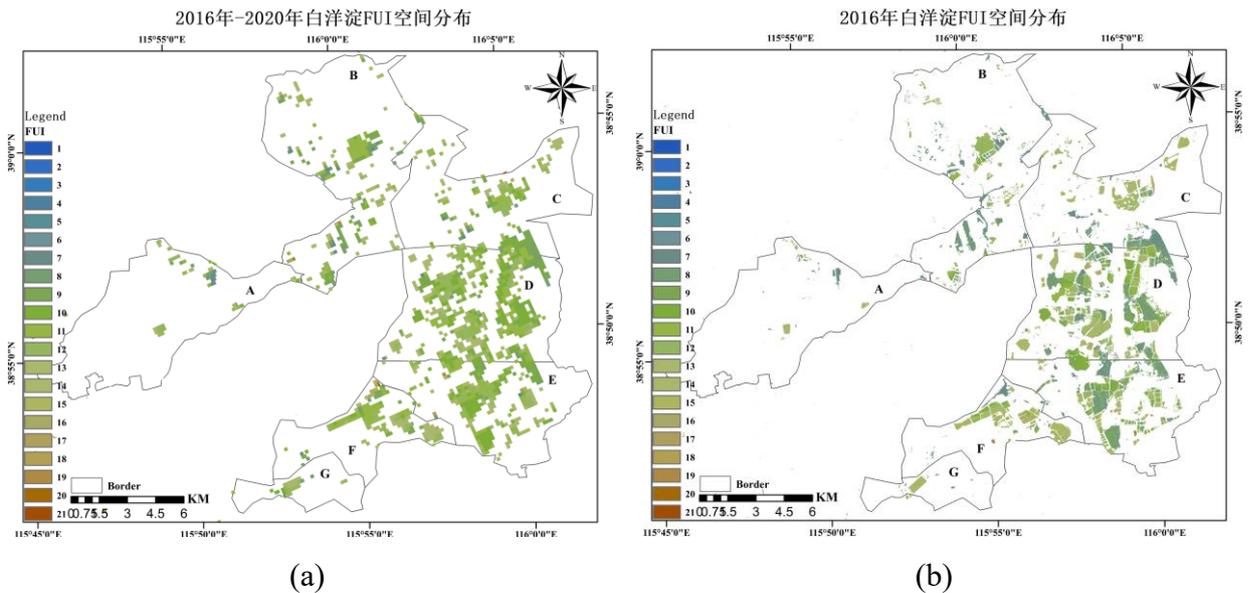
FUI 水色指数的大小可以间接代表水体的清洁程度，当 FUI 水色指数越大，代表水体越浑浊；与之相反，当 FUI 水色指数越小，代表水体越清澈。因此 FUI 水色指数应该与水体透明度呈负相关性。因此，统计 FUI 水色指数与水体透明度两者的皮尔森相关系数为-0.78，两者具有较强的负相关性，进一步证明 FUI 水色指数的稳定性和普适性。

## 5.2 白洋淀 FUI 水色指数时空变化分析

### 5.2.1 白洋淀 FUI 水色指数空间分布

图 5.3 是 2016 年-2020 年白洋淀 FUI 水色指数空间分布结果，白色区域是白洋淀非水体区域。如图 5.3(a)所示，2016 年-2020 年 5 年白洋淀 FUI 水色指数呈现南高北低空间分布格局，其中南部的 F 区和 G 区 FUI 水色指数平均值最高，分别为 11.82 和 12.67；北部 B 区的 FUI 水色指数平均值最低，FUI 水色指数的平均值为 9.8。白洋淀其他四个子区域 A、C、D、E 的 FUI 水色指数 5 年平均值分别为 10.5、10.4、11.1、11.2，其中 A 区和 C 区的 FUI 水色指数平均值几乎一致，D 区和 E 区的 FUI 水色指数结果几乎一致，并且 A、C、D、E 四个子区域水体 FUI 水色指数结果均在 10-11 之间。

图 5.3(b)-(f)分别是 2016 年-2020 年 5 年内每一年的空间分布结果，几乎每年白洋淀 FUI 水色指数空间分布格局均呈现南高北低的分布格局，其中 2016 年、2018 年均是 A 区 FUI 水色指数最低、G 区 FUI 水色指数最高；2017 年、2019 年均是 B 区 FUI 水色指数最低、G 区最高；仅 2020 年是 B 区 FUI 水色指数最低、E 区最高。导致白洋淀 FUI 水色指数均值呈现南高北低可能有两个原因：一方面，潞龙河、唐河、孝义河三条河流的水汇入 G 区，使得河流中大量的泥沙堆积在 G 区，导致 G 区水体变得浑浊<sup>[162]</sup>；另一方面，F 区的鱼类养殖业十分发达，主要存在网箱养鱼、围栏养鱼和沟壕放养三种饲养方式，鱼类产生的粪便和网箱养鱼向水中投放的大量饵料，均会加剧白洋淀水域的富营养化，导致 FUI 水色指数上升<sup>[163]</sup>、<sup>[164]</sup>。



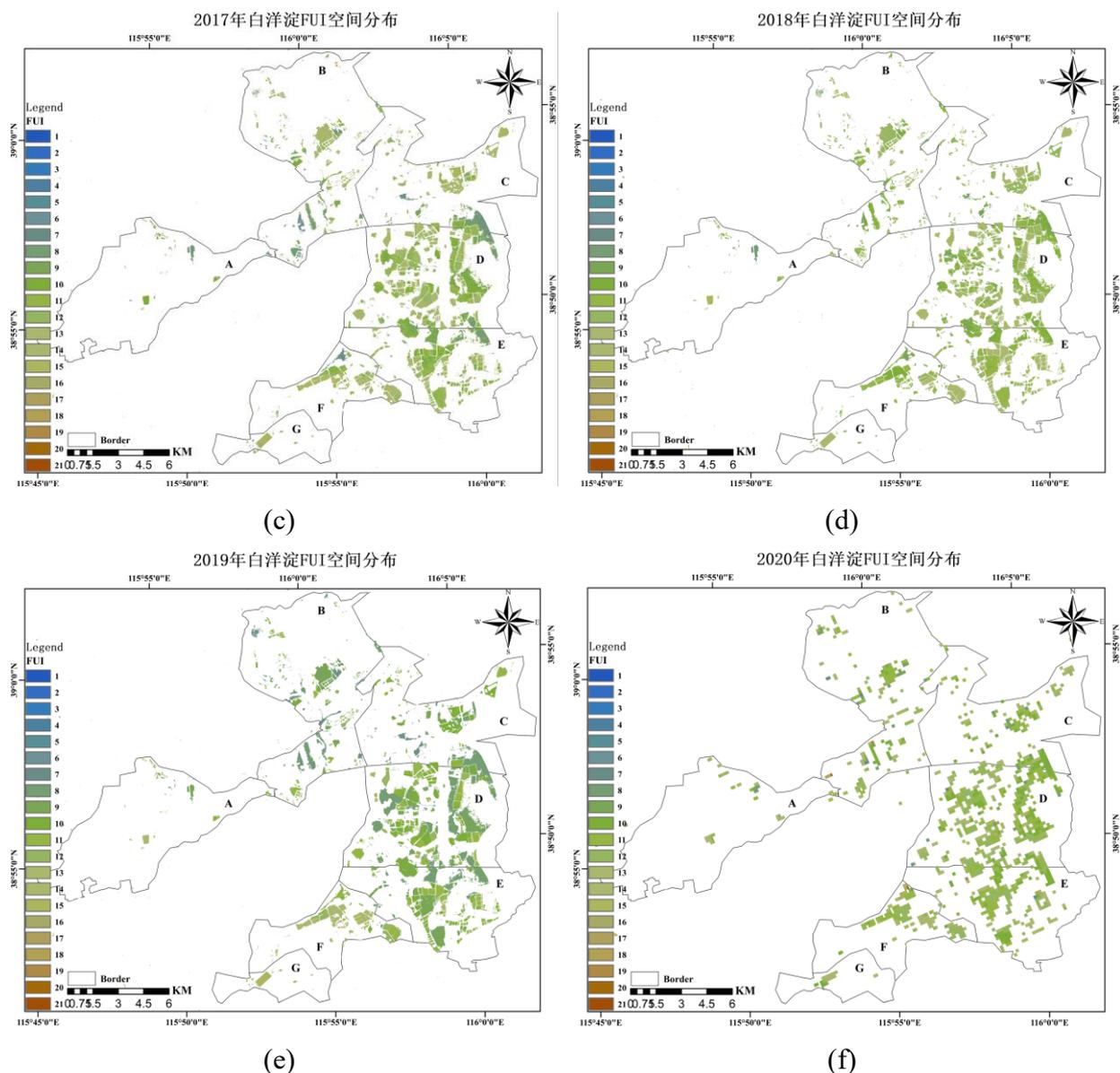


图 5.3 2016 年-2020 年白洋淀 FUI 水色指数空间分布结果

Figure 5.3 Spatial distribution of FUI of Baiyangdian Lake from 2016 to 2020

### 5.2.2 白洋淀 FUI 水色指数季节变化

图 5.4 是 2016 年-2020 年 4 月-11 月白洋淀整体和七个子区域 FUI 水色指数月平均值变化折线图。其中，4 月和 5 月代表春季，6 月、7 月、8 月代表夏季，9 月、10 月、11 月代表秋季。因为白洋淀冬季温度在  $0^{\circ}\text{C}$  以下，水体会结冰，所以本研究没有分析白洋淀冬季 FUI 水色指数变化。

根据 2016 年-2020 年 4 月-11 月白洋淀 FUI 水色指数月平均值统计结果，白洋淀整体与七个子区域 FUI 水色指数季节变化规律是完全一致的，均是在春季和秋季 FUI 水色指数均值最高，夏季的 FUI 水色指数均值最低。在春季和秋季 FUI 水色指数月平均值较高，代

表水体比较浑浊；夏季 FUI 水色指数月平均值较低，代表水体比较清洁。导致白洋淀 FUI 水色指数季节产生变化主要有自然因素和人为因素两方面影响。

自然因素主要是指由于白洋淀地区属于温带大陆季风气候，该地区四季分明，春季干燥少雨、夏季炎热多雨、秋季阳光明媚、冬季寒冷多雪并且气温低于 0°C(水域会结冰)。夏季 FUI 水色指数下降，一方面可能因为降雨量增加，淀内水位上升，对水中 SPM 等物质起到稀释作用降低在水中的浓度，导致 FUI 水色指数较低。夏季至秋季，降水量减少，大量泥沙堆积在淀中，导致 FUI 水色指数升高；另一方面，由于受上游来水和来沙的影响，降水导致地表径流量增加，大量泥沙堆积于淀内，可能导致白洋淀水体变浑浊，FUI 水色指数升高。

人为因素主要是指白洋淀上游地区经济快速发展，工厂废水和农业灌溉用水量逐渐增加，为了满足上游地区工业和农业方面的用水需求，在白洋淀上游修建大量的大中型水库进行蓄水，导致入淀的水量有所减少，淀内泥沙含量增加，可能导致白洋淀水体变浑浊，FUI 水色指数升高的另一个主要原因。

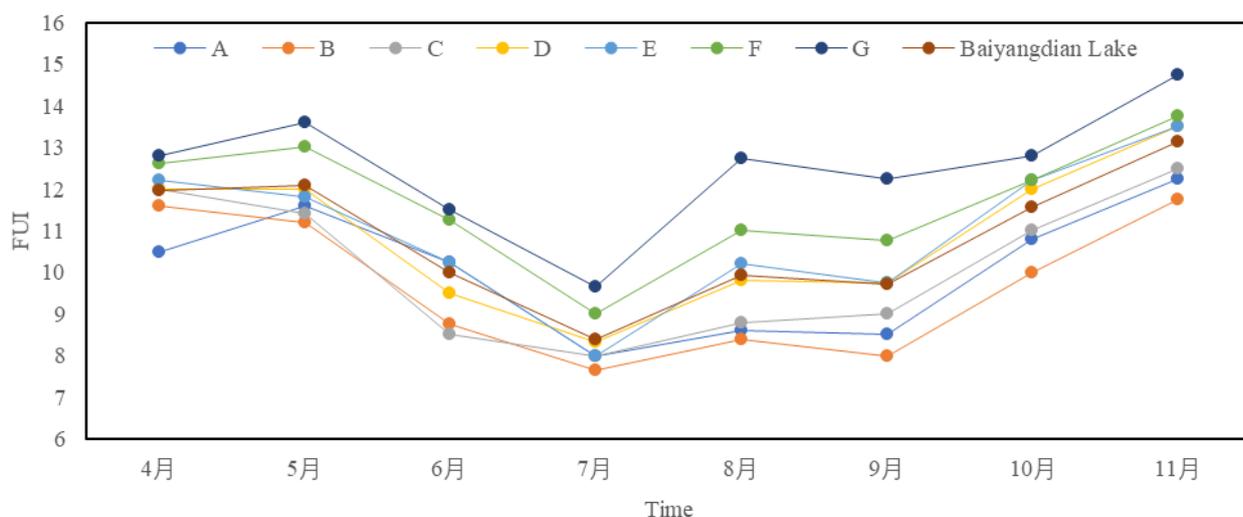


图 5.4 白洋淀整体和 7 个子区域 FUI 水色指数月平均值结果

Figure 5.4 Mean monthly FUI value derived from Sentinel-2 data for the Baiyangdian Lake and its seven sub-regions

### 5.2.3 白洋淀 FUI 水色指数年际变化

图 5.5 是 2016 年-2020 年白洋淀整体和七个子区域(A-G)的 FUI 水色指数年平均值的折线图。表 5.2 是 2016 年-2020 年白洋淀整体和七个子区域(A-G)的 FUI 水色指数年平均值统计结果。

2018 年 A 区 FUI 水色指数年平均值和 2016 年相比有大幅度的上升，2017 年-2020 年每一年均呈现微弱的上升趋势，可能是 2017 年雄安新区成立，白洋淀上游城市大力发展工

业，生活污水和工业废水不断增加，大量的污染物在非结冰期通过河流排入淀内。

2016年-2020年，B、D、E、F、G六个子区域和白洋淀整体的FUI水色指数年平均值均呈现微弱的下降趋势，表明白洋淀的水质得到微弱的改善。其中，B区和C区FUI水色指数的年际变化趋势是一致的，2017年和2018年与2016年相比均有微弱上升趋势，2019年的FUI水色指数年平均值明显低于2018年和2020年。D区和E区的FUI水色指数年平均值的变化趋势是一致的，2016年-2019年FUI水色指数年平均值呈现逐年下降的变化趋势，但在2020年略有上升。表5.2是2016年-2020年白洋淀整体和七个子区域(A-G)的FUI水色指数年平均值统计结果。

表 5.2 白洋淀整体和七个子区域 FUI 水色指数年际均值统计结果

Table 5.2 Statistical results of mean annual FUI values of the Baiyangdian Lake and seven sub-regions

	白洋淀	A	B	C	D	E	F	G
2016	11.14	8.8	10	10.5	11.83	12	12	12.83
2017	11.36	10.33	10.17	10.83	11.67	11.33	12	13.17
2018	11.63	10.43	10.86	11	11.43	11.43	12.71	13.57
2019	10.59	10.5	8.75	9.37	10.13	10.13	11.75	13.5
2020	10.6	10.57	9.71	10.29	10.86	11.29	11	10.5

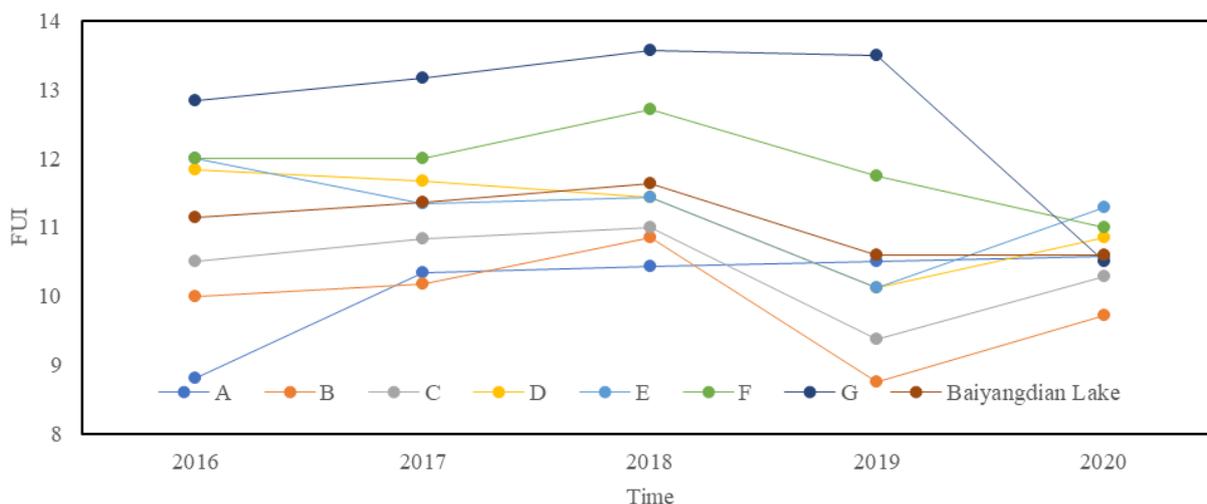


图 5.5 白洋淀整体和 7 个子区域 2016 年-2020 年 FUI 水色指数年际平均值

Figure 5.5 Mean annual FUI values of Baiyangdian Lake and its seven sub-regions in 2016–2020

F 区、G 区和白洋淀整体 FUI 水色指数年平均值在 2016 年-2018 年有小幅上升变化趋势，2018 年-2020 年呈现逐年下降变化趋势，其中 G 区 FUI 水色指数年平均值在 2020 年下降显著。本研究结果与 Wang 等人得出的结果整体相似<sup>[165]</sup>。

为了加强白洋淀内污染源管理与防止外污染源的进入，2018 年和 2019 年当地政府制

定水环境治理政策与管理战略。因此，白洋淀水质并没有进一步恶化，说明当地制定的相应政策取得相应的成效。2020 年 B、C、D、E 四个子区域 FUI 水色指数略有增加，可能是受到当地降水的影响，导致地表径流量增加将 B、C 两个子区域以北的南居马河和 D、E 两个子区域以东的赵王新河内的大量泥沙带入淀内，导致 FUI 水色指数升高，水体变得浑浊<sup>[166]-[171]</sup>。

### 5.3 FUI 水色指数模型适用性分析

白洋淀水域较大、水体细小破碎、并且淀内存在许多细小的航道，水体光学特性比较复杂，传统水质参数反演方法在白洋淀水域内构建一个具有良好稳定性和普适性的水质参数反演模型十分困难，难以通过传统水质参数反演模型在整个白洋淀水域开展水质时空变化分析<sup>[173-174]</sup>。FUI 水色指数是一个光学参数，并不基于内陆水体光学特性经验关系，同时也不受地域和季节限制。虽然 FUI 水色指数与水体透明度和水体营养状态两个水质参数存在一定相关性，但是 FUI 水色指数与两者的关系并不十分精确，却是可以通过 FUI 水色指数粗略评价整体的水质情况。此外，FUI 水色指数对气溶胶类型和观测条件有较强的抗干扰能力<sup>[160]</sup>。因此本研究选用 FUI 水色指数作为评价白洋淀水质的指标，并对白洋淀的水质开展时空变化分析研究。

### 5.4 本章小结

本章对 FUI 水色指数的精度进行评价，MRE 与 RMSE 分别是 3.54%和 0.57。并将 FUI 水色指数应用在白洋淀水域，为了更清晰的分析白洋淀 FUI 水色指数的时空变化规律，将白洋淀分成 7 个子区域，分别命名为 A、B、C、D、E、F、G，计算白洋淀 2016 年-2020 年每年 4 月-11 月的 FUI 水色指数结果，分析白洋淀 FUI 水色指数的空间分布格局、季节变化、年际变化以及可能导致 FUI 水色指数产生变化的驱动因素。研究表明：

(1)空间分布：白洋淀 FUI 水色指数呈现南高北低的空间分布格局。南部的 F、G 两个子区域水体最浑浊，FUI 水色指数的均值分别为 11.9 和 12.7。A、B、C、D、E 共 5 个子区域的水体相对清洁，FUI 水色指数的均值分别为 10.5、9.8、10.4、11.1、11.2。

(2)季节变化：白洋淀整体的季节变化和七个子区域的 FUI 水色指数变化趋势是完全一致的，均在每年的春季和秋季相对浑浊，夏季相对清澈，可能是降水增加导致地表径流量增加，带来大量的泥沙，导致水体变得浑浊。

(3)年际变化：A 区 FUI 水色指数呈现上升的变化趋势表明此区域水质变差，上游城市大力发展工业，生活污水和工业废水不断增加，未经处理排入淀中。从 2016 年-2020 年，

D 区和 E 区 FUI 水色指数呈现微弱的下降趋势，而 B、C、F、G 四个子区域在 2016 年-2018 年呈现微弱上升的趋势，但是在 2018 年-2020 年呈现微弱的下降趋势。白洋淀整体和 B、C、D、F、G 五个子区域的 FUI 水色指数变化趋势均是呈现微弱的下降趋势，结果显示白洋淀水质有变好的趋势，这可能与当地政府出台的相应治理政策相关。

## 6. 基于 Sentinel-2 MSI 数据长江透明度的时空变化分析

水体透明度是评定一个水域水质优劣的重要参考指标之一，水体颜色的变化能够反应水体透明度变化规律。通常情况，当水体比较清澈时，水体呈现蓝色；当水体颜色从蓝绿色向黄棕色变化时表示水体透明度在下降，当水体透明度降低，代表水体越浑浊。本研究基于 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 构建的估算透明度模型，计算长江干流(四川省宜宾市-入海口)2017 年-2020 年 1 月-12 月的透明度结果，分析长江透明度空间分布格局、季节变化、年际变化以及影响透明度变化的驱动因素<sup>[45]</sup>。其中，色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数与 3.2 和 3.3 中计算过程完全一致，长江干流透明度时间序列数据计算过程与白洋淀 FUI 水色指数计算过程一致。长江干流透明度结果分别在本地和 GEE 云平台计算得到的，其中 2016 年-2018 年是将 Sentinel-2 L1C TOA 数据下载到本地计算长江干流透明度结果，2019 年-2020 年是在 GEE 云平台调用 Sentinel-2 地表反射率数据计算长江干流透明度结果。虽然 GEE 云平台的 Sentinel-2 地表反射率数据的起始时间在 2017 年，但并不是全球性覆盖，长江流域是从 2019 年开始。表 6.1 是 2017 年-2020 年长江透明度时空变化分析选用 Sentinel-2 MSI 数据的数量。

表 6.1 影像数量列表  
Table 6.1 Image-selection schedule

	2016	2017	2018	2019	2020
1 月	-	32	93	101	105
2 月	-	69	160	52	158
3 月	-	35	196	163	201
4 月	-	106	258	207	192
5 月	-	67	108	180	231
6 月	-	47	240	180	106
7 月	-	160	330	229	71
8 月	-	162	389	384	267
9 月	-	73	248	273	171
10 月	-	120	303	194	184
11 月	-	159	205	163	206
12 月	87	180	71	195	139
总计	87	1210	2601	2321	2031

## 6.1 透明度精度评价

由于缺少长江透明度实测数据和已有的长江透明度产品，为了可以进一步证明 Wang 等人提出的透明度反演模型的普适性和稳定性，精度评价主要有一下两部分。首先，本研究利用 Wang 等人提出透明度反演模型估算水体光学特性复杂的白洋淀水域透明度<sup>[45]</sup>。其中，影像时间为 2019 年 5 月 23 日，透明度实测数据时间为 2019 年 5 月 21 日和 22 日，精度评价结果： $R^2 = 0.7994$ 、 $RMSE = 0.25m$ 、 $MRE = 23.7\%$ 、和皮尔森相关系数为 0.89，证明此模型具有良好的普适性和稳定性，并且此模型很好应用在 Sentinel-2 MSI 数据上，图 6.1 是白洋淀水域透明度精度评价散点图。

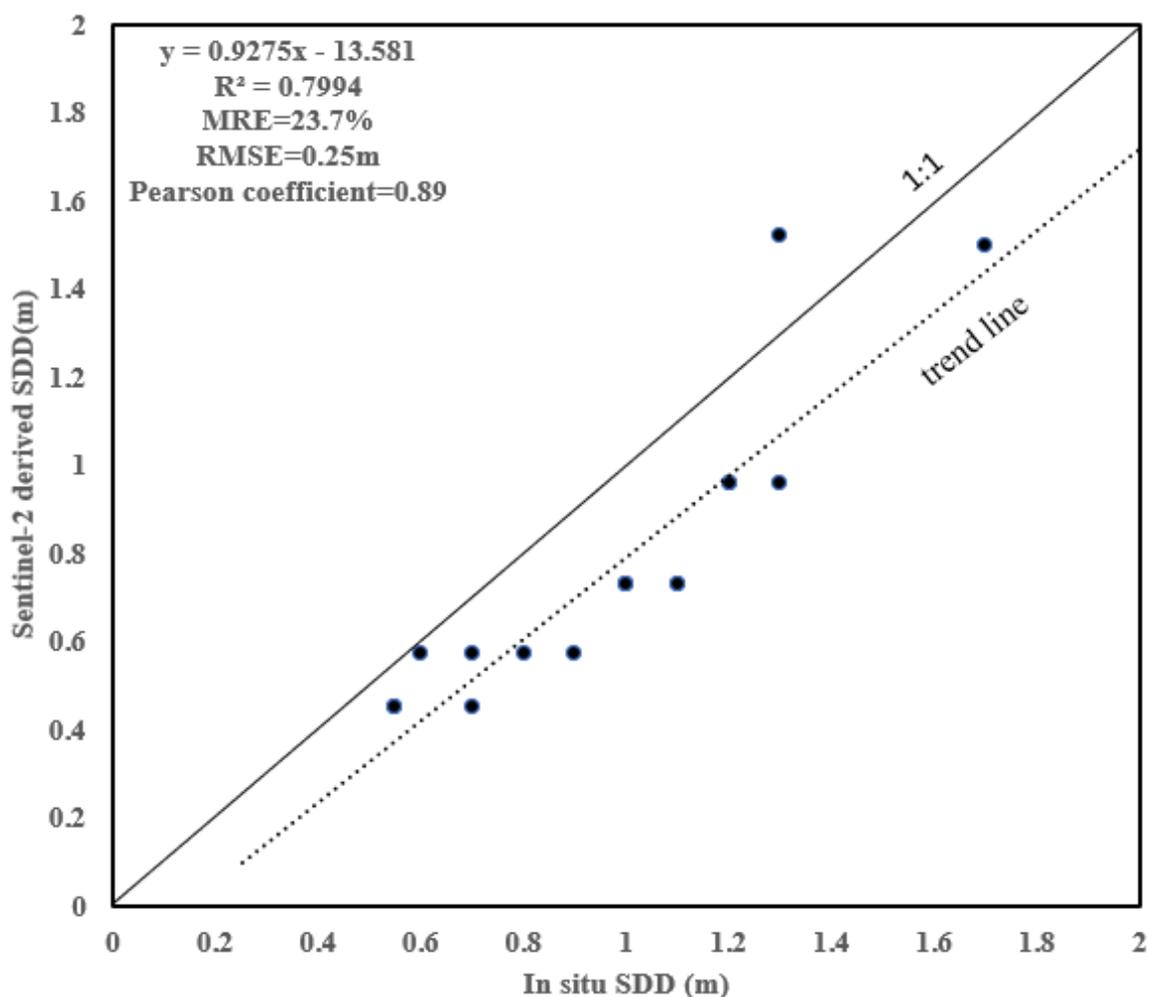


图 6.1 Sentinel-2 与实测数据透明度比较精度评价散点图

Figure 6.1 Scatterplots showing the derivation of the accuracies of Sentinel-2 derived SDD in comparison with in-situ SDD

其次，为了进一步证明此模型可以良好的应用在长江干流水域，分别在长江上游的三峡水库(2020 年 10 月 13 日；2020 年 4 月 14 日)、中游的湖北省武汉市(2020 年 10 月 11 日)、下游的江苏省南通市(2020 年 2 月 18 日；2020 年 9 月 5 日)，在上述三个区域共选取

251 个验证点，并且 MODIS 和 Sentinel-2 MSI 数据均是在同一天过境。

选取样点时需要考虑两方面的因素，一方面，若在岸边选取一定数量检验点，岸边可能会受到光学浅水或者污染物的影响。另一方面，MODIS 和 Sentinel-2 MSI 数据的空间分辨率不一致，分别为 500m 和 10m，若将检验点选取在岸边，也可能会受到混合像元和陆地邻近效应的影响。选取的检验点位为了避免上述干扰因素的影响，本研究选取的检验点与岸边的距离均大于 1km，此时选取的点位可以避免上述干扰因素的影响，图 6.2 是选取验证点位示意图。

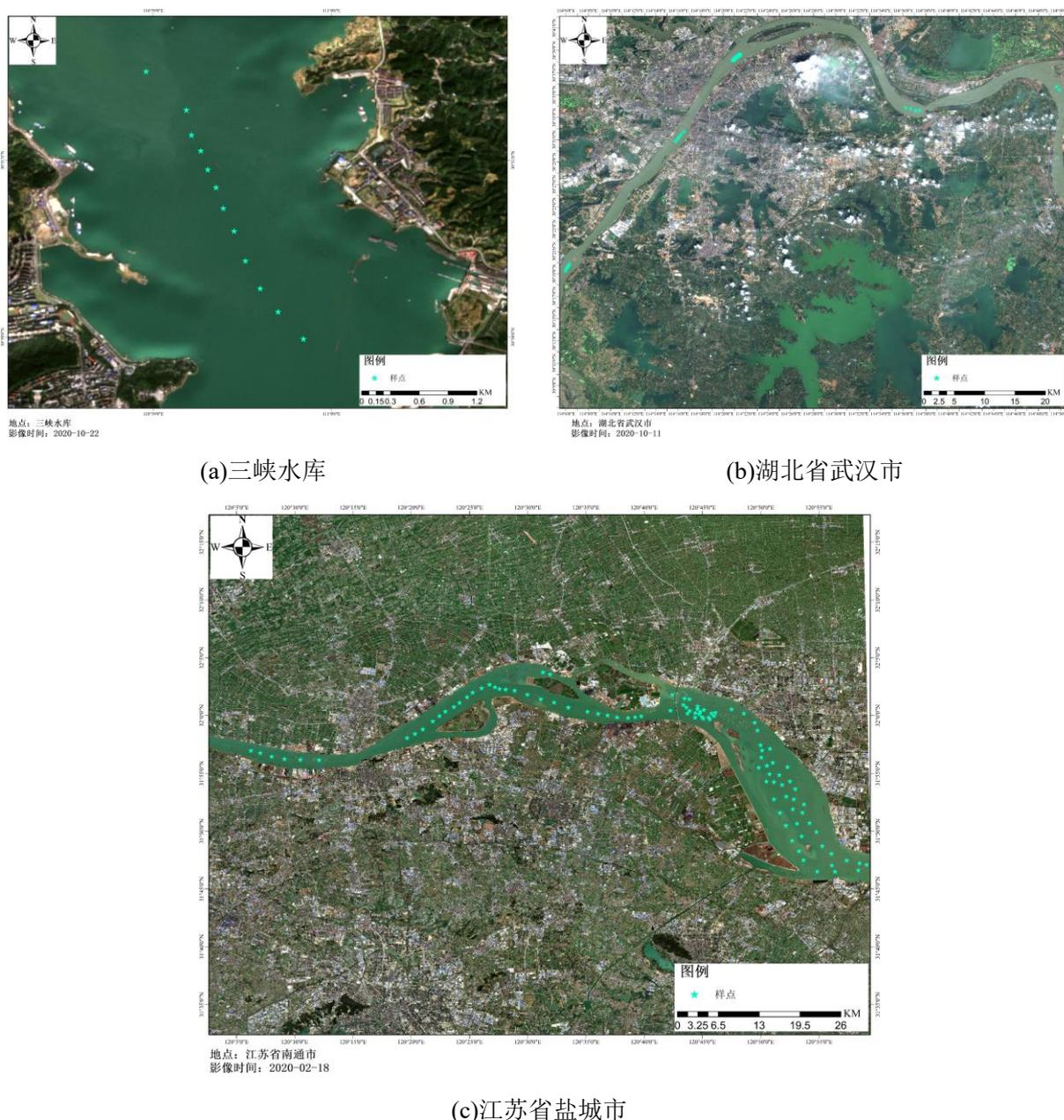


图 6.2 验证点位；(a)三峡水库；(b)湖北省武汉市；(c)江苏省南通市

Figure 6.2 The verification sample points; (a) Three Gorges Reservoir; (c) Wuhan City, Hubei Province; (c) Nantong City, Jiangsu Province

通常情况，如果 MODIS 和 Sentinel-2 MSI 数据反演的透明度变化率均小于 15%，则认为反演结果是可靠和稳定的。在 MODIS 遥感影像中，以每个检验点为中心，选取 3×3 像元，计算 3×3 像元区域透明度的平均值、标准差和变化率，得到平均变化率为 11.7%。因为 MODIS 遥感影像的空间分辨率为 500m，3×3 像元即 1.5km×1.5km，为了保证空间分辨率为 10m 的 Sentinel-2 MSI 数据与 MODIS 遥感影像选取的区域完全一致，所以 Sentinel-2 MSI 数据中，以相同检验点为中心，选取 150×150 像元，同样计算 150×150 像元区域透明度的平均值、标准差和变化率，得到平均变化率为 10.8%。综上，MODIS 数据和 Sentinel-2 MSI 数据计算透明度变化率均小于 15%，并且两种数据的变化率十分相近，证明反演结果是可靠的。图 6.3 是 MODIS 和 Sentinel-2 遥感影像透明度的精度评定结果： $R^2=0.8852$ ， $RMSE=0.06m$ ， $MRE=11.4%$ ，皮尔森相关系数为 0.94。

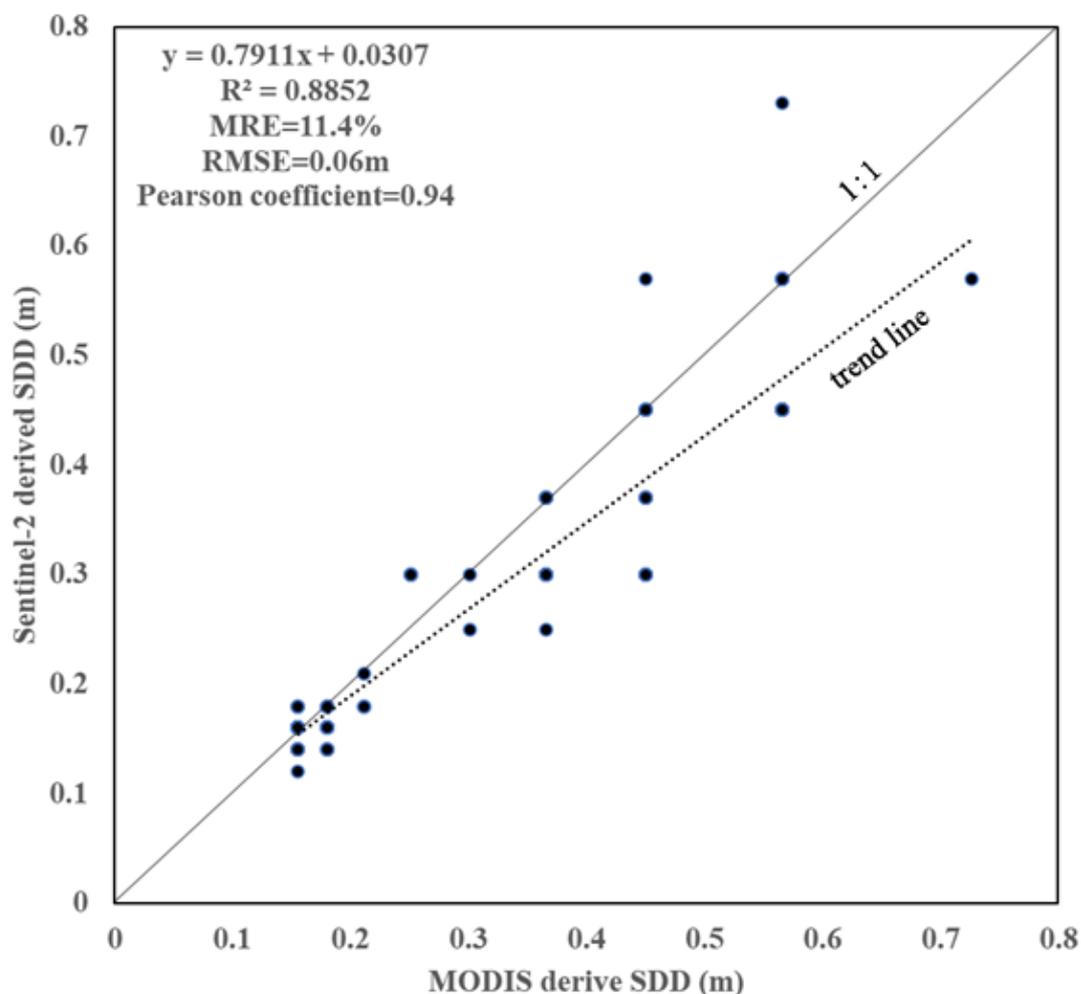


图 6.3 基于 MODIS 影像和 Sentinel-2 影像的透明度精度评定散点图

Figure 6.3 Scatterplots showing the derivation of accuracies of MODIS derived SDD in comparison with Sentinel-2 derived SDD

## 6.2 长江干流透明度时空变化分析

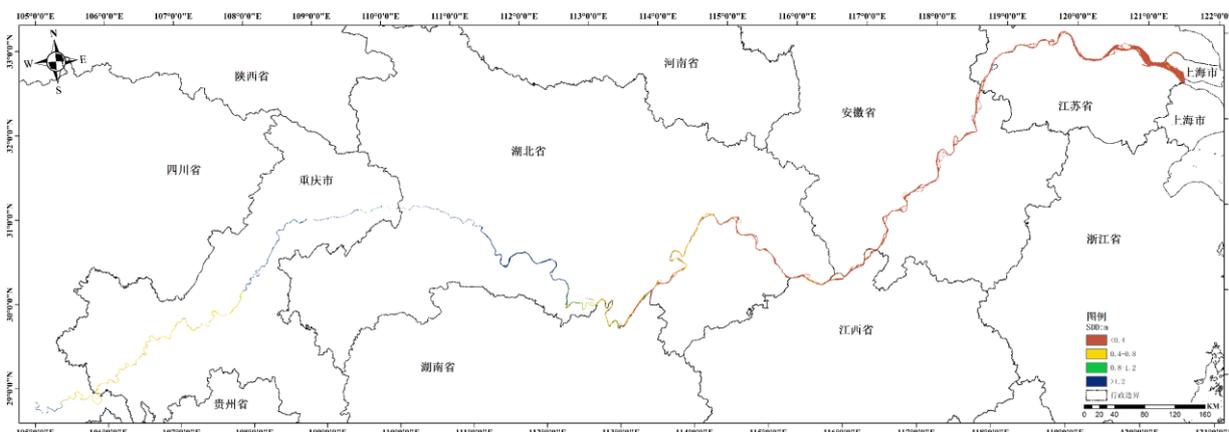
### 6.2.1 长江干流透明度空间分布

图 6.4-图 6.8 是长江干流透明度空间分布结果。其中，上游范围是指四川省宜宾市至湖北省宜昌市；中游是指湖北省宜昌市至江西省九江市湖口县；下游是指江西省九江市湖口县至长江入海口。

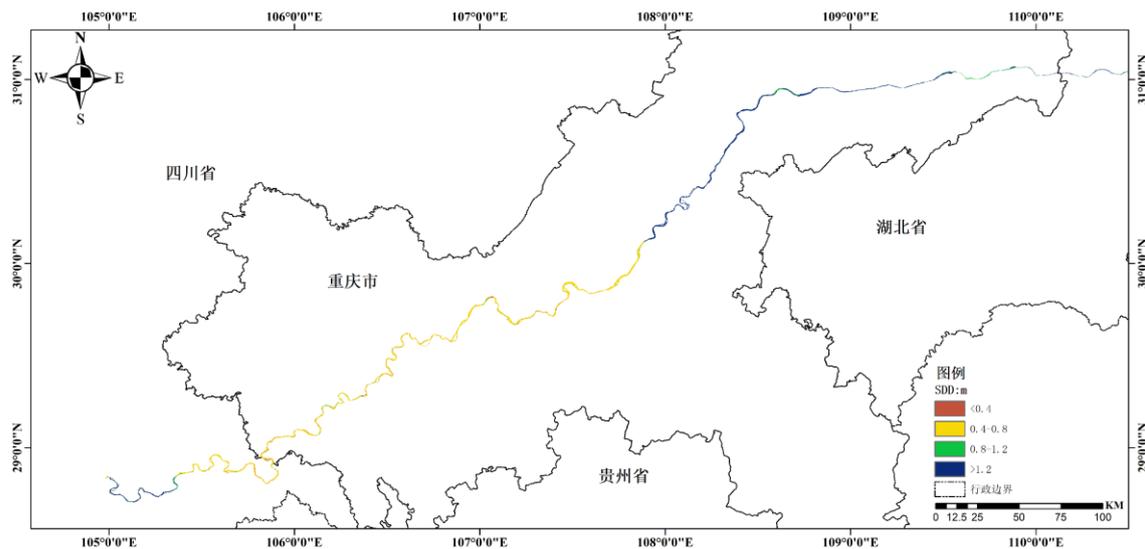
图 6.4 是长江干流透明度在 2017 年-2020 年 4 年的空间分布结果，总体呈现西高东低的空间分布格局，透明度最高出现在上游地区，最低出现在下游地区。长江干流整体透明度平均值为 0.58m，上游的透明度最高平均值为 0.96m，其次是中游，透明度平均值为 0.49m，下游透明度最低，平均值为 0.29m。

长江干流上游透明度呈现东西两侧较高、中间较低的空间分布格局，上游西侧和东侧透明度均大于 1m，中间透明度的变化范围在 0.4m-0.8m。中游透明度呈现西高东低的空间分布格局，以位于湖南省洞庭湖为界限，洞庭湖西侧透明度高于东侧，西侧透明度大于 0.4m，东侧透明度在 0.2m-0.4m 之间。下游透明度的空间差异并不大，透明度均小于 0.4m。通过长江干流空间分布结果可以看出，上游透明度优于中游，中游优于下游。

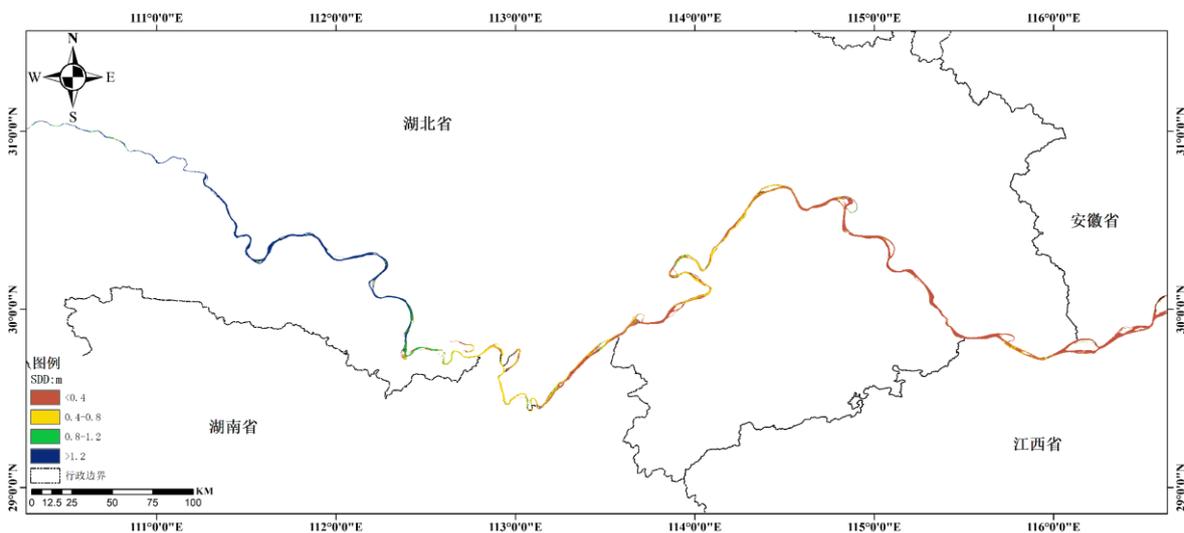
图 6.5-图 6.8 分别是 2017 年-2020 年每年的长江干流透明度的空间分布格局几乎是一致的，总体均呈现西高东低的空间分布格局，每年均是上游透明度最高，其次是中游透明度较高，下游透明度最低。并且每年长江上游透明度均是西低东高的分布状态；中游透明度呈现西高东低，以位于湖南省洞庭湖为界限，洞庭湖西侧透明度高于东侧；下游的空间差异不大，每年的透明度均小于 0.4m。



(a) 2017 年-2020 年长江干流透明度空间分布图



(b) 2017年-2020年长江上游透明度空间分布图



(c) 2017年-2020年长江中游透明度空间分布图



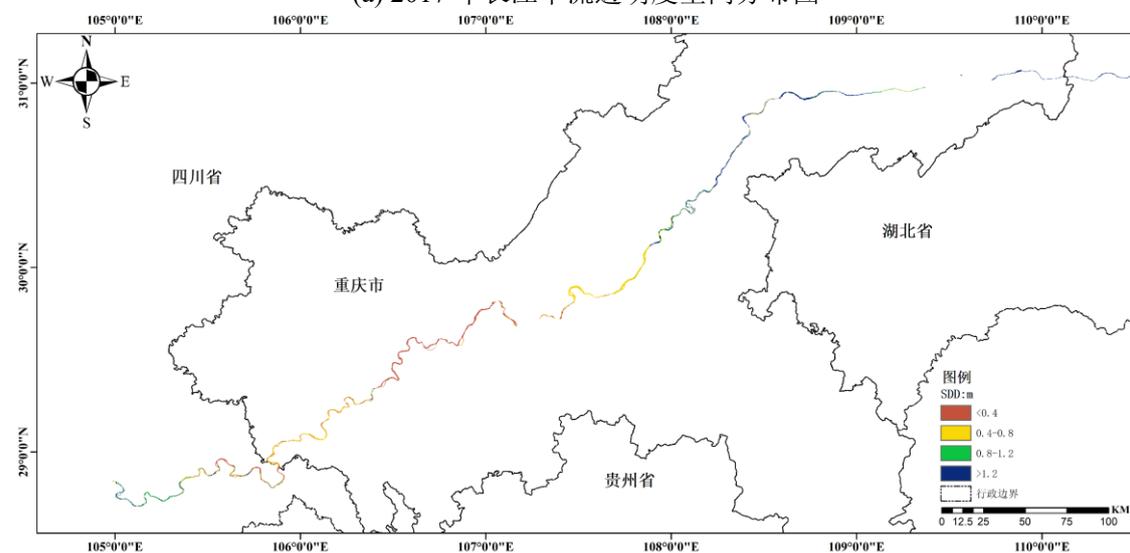
(d) 2017年-2020年长江下游透明度空间分布图

图 6.4 2017年-2020年长江透明度空间分布结果

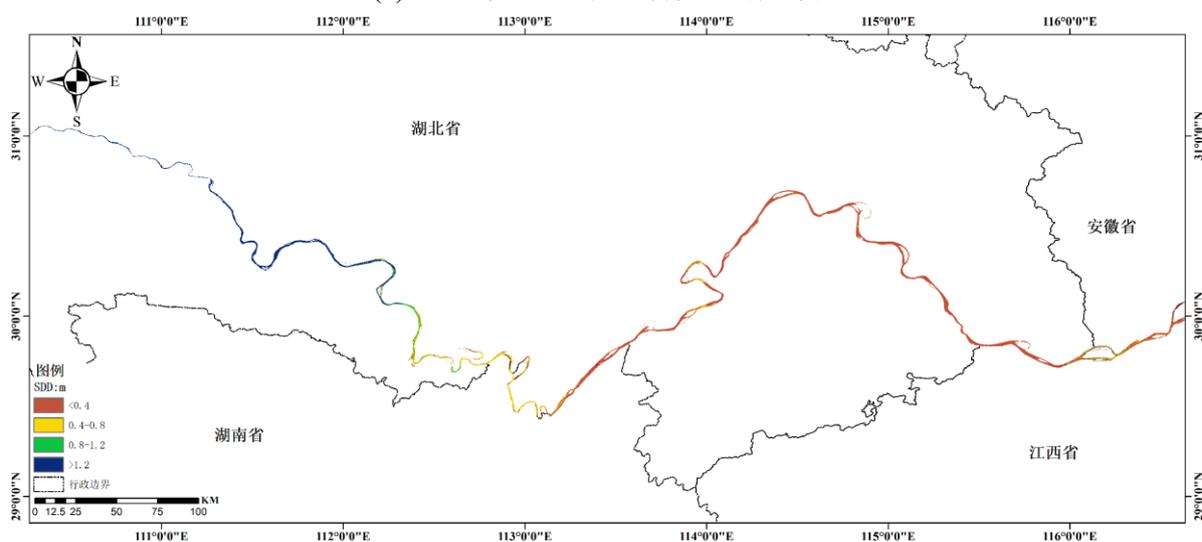
Figure 6.4 The spatial distribution of SDD of the Yangtze River from 2017 to 2020



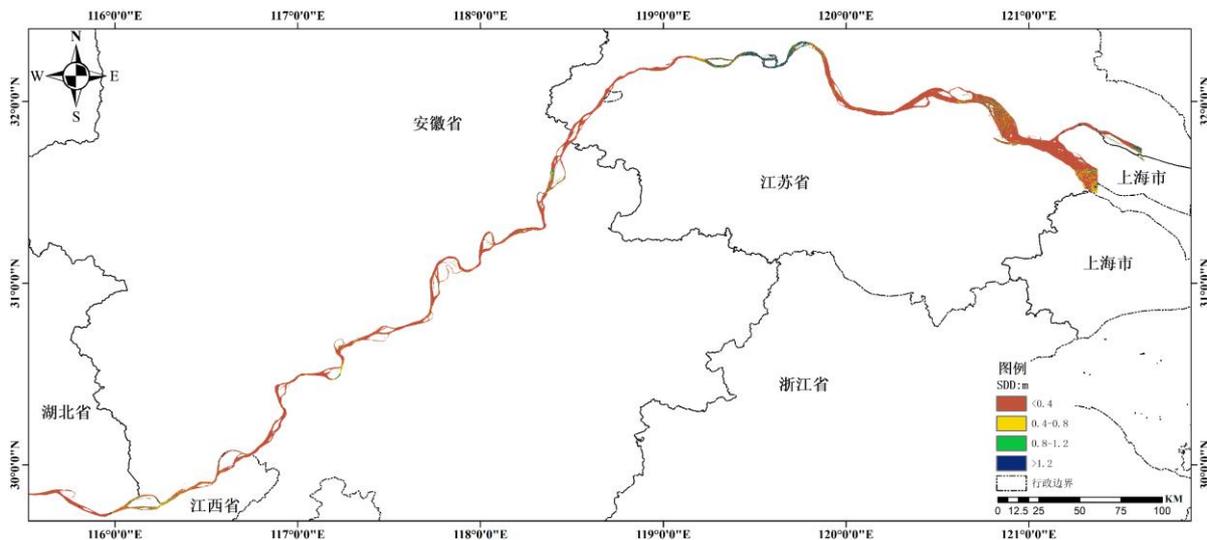
(a) 2017 年长江干流透明度空间分布图



(b) 2017 年长江上游透明度空间分布图



(c) 2017 年长江中游透明度空间分布图

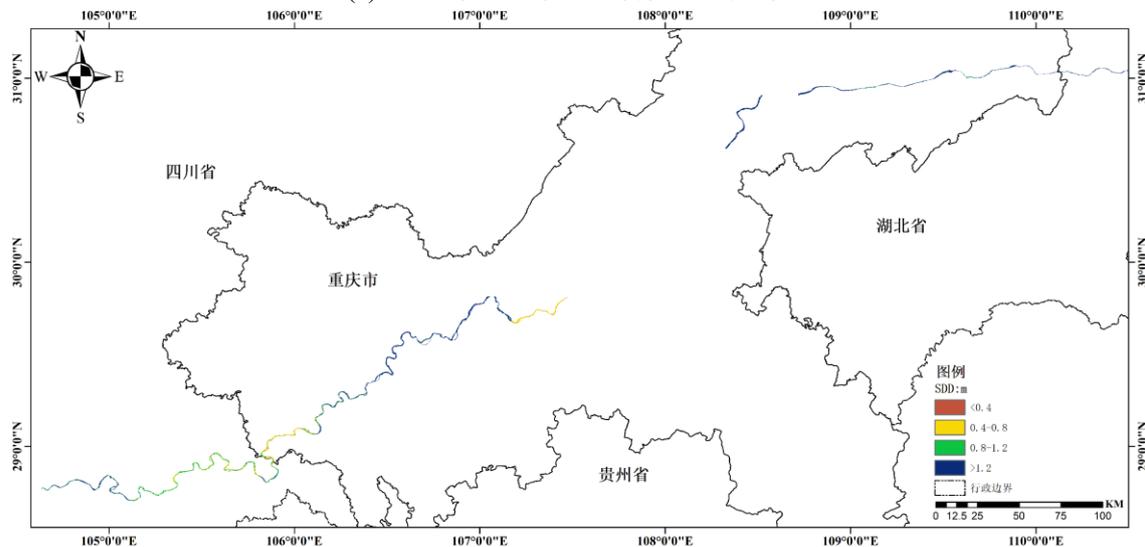


(d) 2017 年长江下游 透明度空间分布图  
图 6.5 2017 年长江透明度空间分布结果

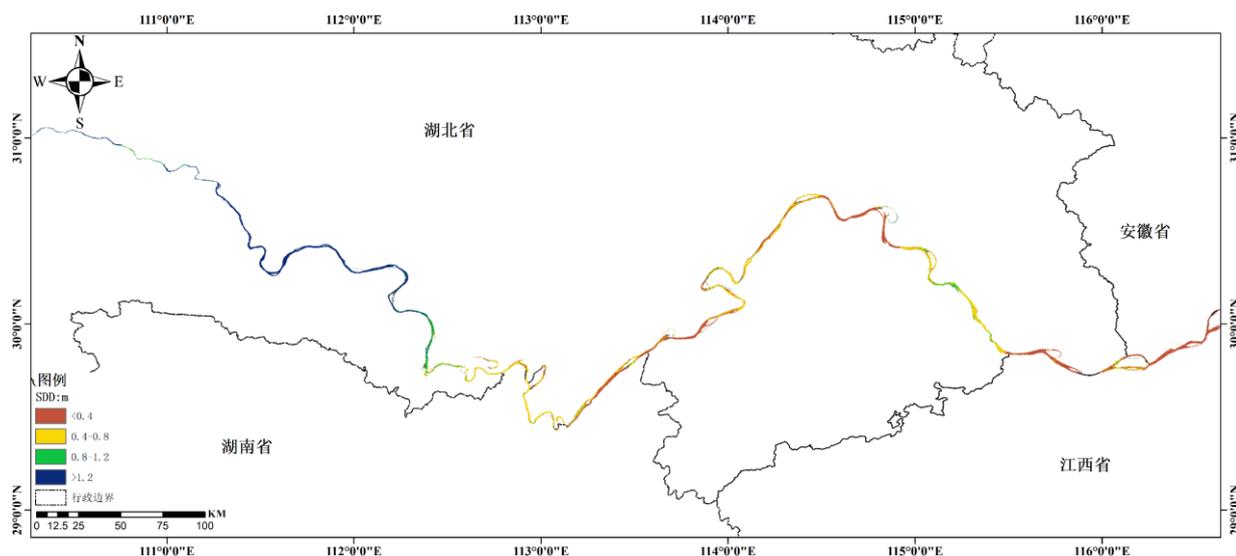
Figure 6.5 The spatial distribution of SDD of the Yangtze River in 2017



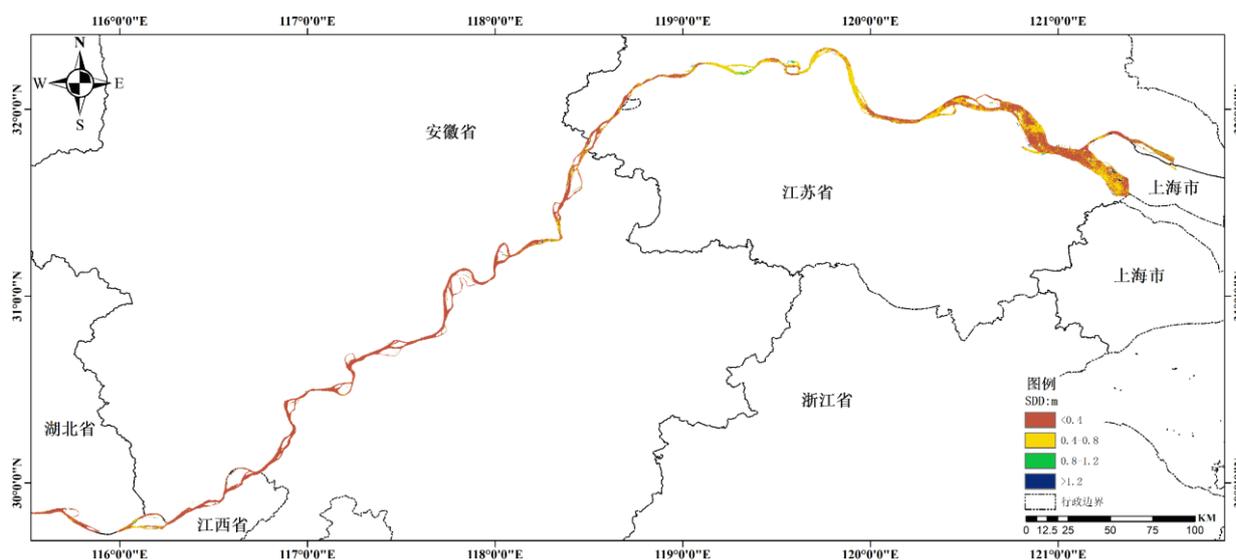
(a) 2018 年长江干流透明度空间分布图



(b) 2018 年长江上游透明度空间分布图



(c) 2018 年长江中游透明度空间分布图

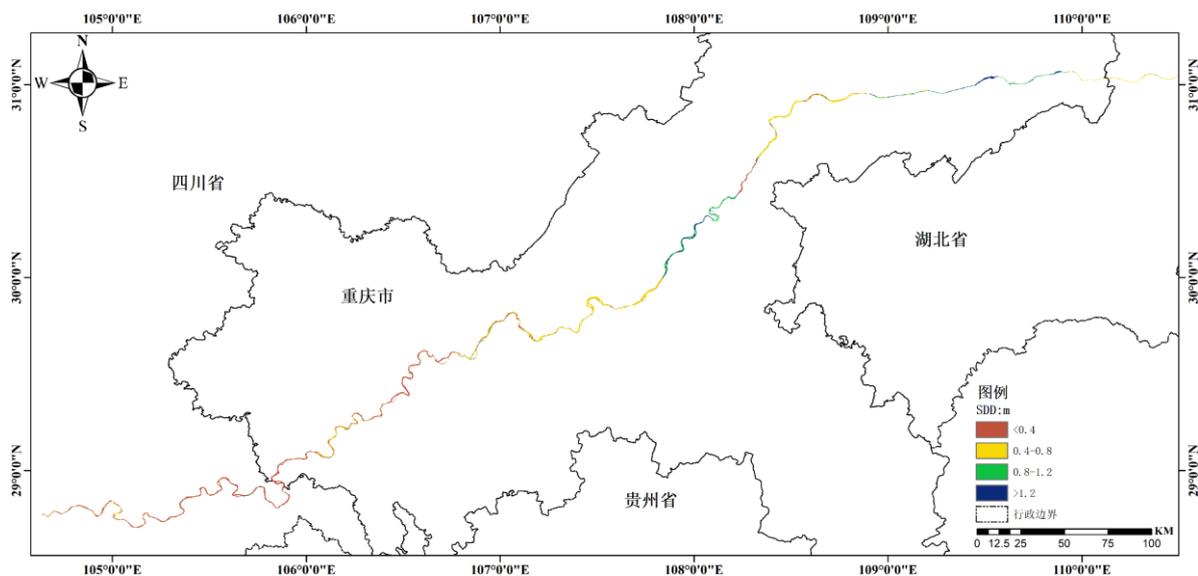


(d) 2018 年长江下游透明度空间分布图  
图 6.6 2018 年长江透明度空间分布结果

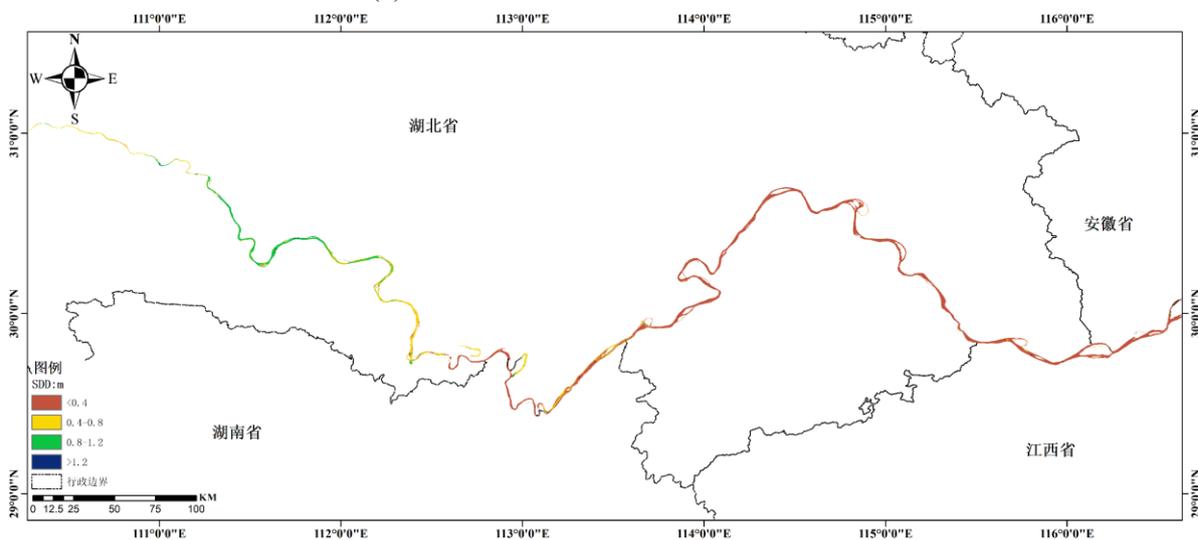
Figure 6.6 The spatial distribution of SDD of the Yangtze River in 2018



(a) 2019 年长江干流透明度空间分布图



(b) 2019 年长江上游透明度空间分布图



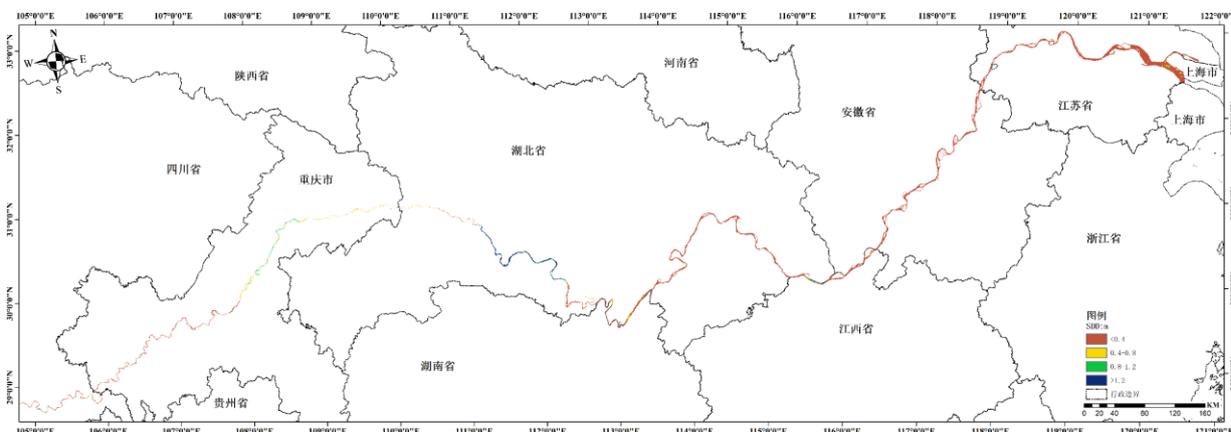
(c) 2019 年长江中游透明度空间分布图



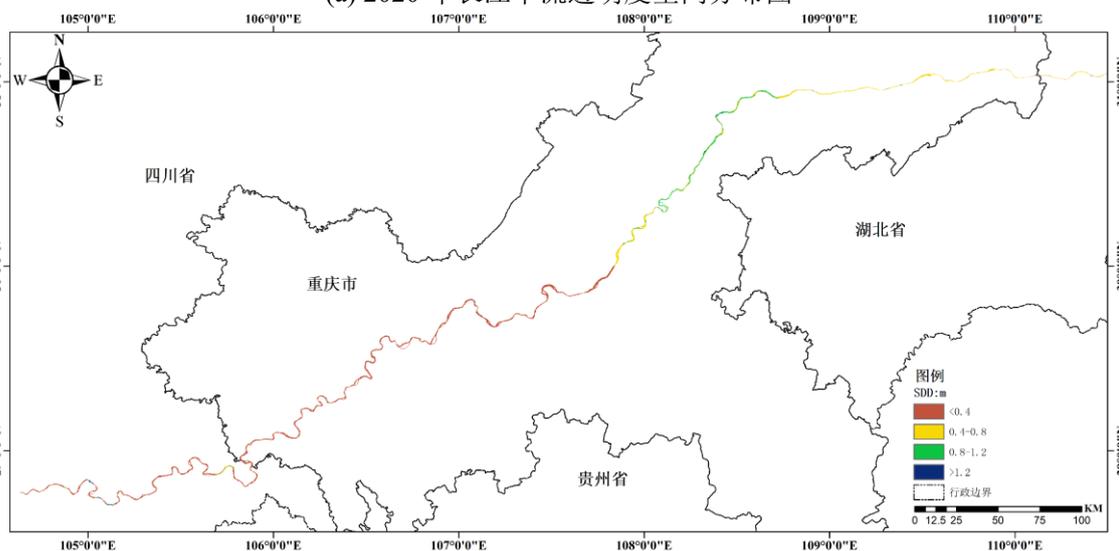
(d) 2019 年长江下游透明度空间分布图

图 6.7 2019 年长江透明度空间分布结果

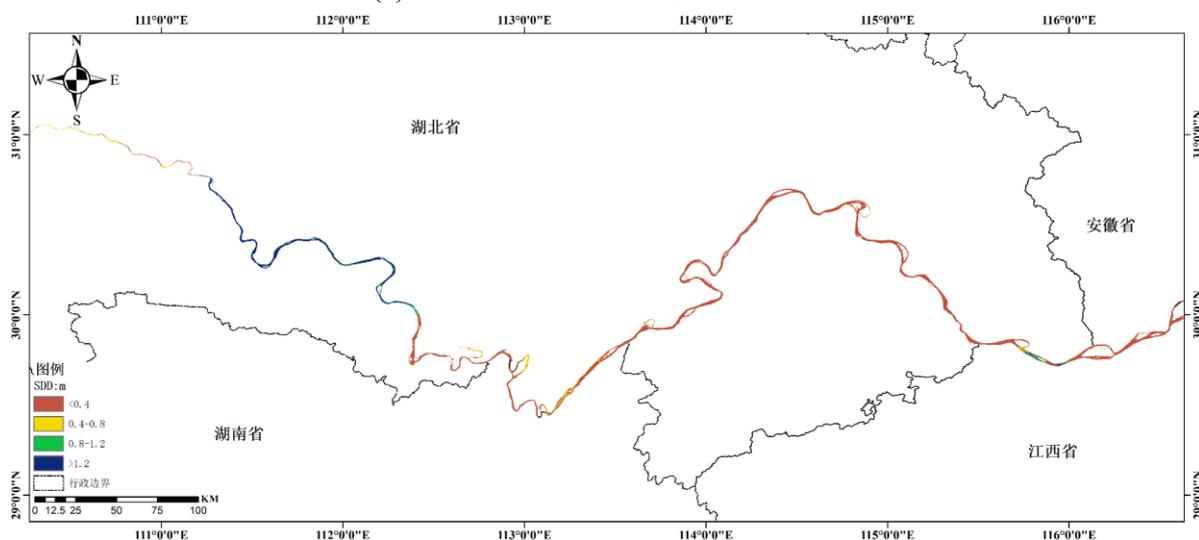
Figure 6.7 The spatial distribution of SDD of the Yangtze River in 2019



(a) 2020 年长江干流透明度空间分布图



(b) 2020 年长江上游透明度空间分布图



(c) 2020 年长江中游透明度空间分布图



(d) 2020 年长江下游透明度空间分布图  
图 6.8 2020 年长江透明度空间分布结果

Figure 6.8 The spatial distribution of SDD of the Yangtze River in 2020

### 6.2.2 长江干流透明度季节变化

图 6.9 是 2017 年-2020 年长江干流透明度的季节变化结果。每年的 3 月、4 月、5 月为春季，6 月、7 月、8 月为夏季，9 月、10 月、11 月为秋季，12 月、1 月、2 月为冬季。上游透明度季节变化范围较大，在冬季和春季比较高，平均值分别为 1.39m 和 1.11m；在夏季和秋季比较低，平均值分别为 0.26m 和 0.87m；长江上游透明度月平均值在 6 月最低，在 12 月最高。

长江中游透明度总体低于上游，在冬季和春季较高，平均值分别为 0.61m 和 0.57m，在夏季和秋季较低，平均值分别为 0.35m 和 0.46m；长江中游透明度月均值在 7 月最低、在 2 月最高。长江下游透明度在冬季和春季较高，平均值分别为 0.31m 和 0.33m，在夏季和秋季较低，平均值分别为 0.28m 和 0.27m。

长江下游透明度月平均值在 2 月最高、在 8 月最低。长江的上游、中游、下游均是在冬季和春季透明度较高、在夏季和秋季透明度较低，月均值的最大值和最小值均出现在冬季和夏季。

长江整体透明度季节变化趋势与长江上游比较相似，在冬季和春季较高，平均值分别为 0.77m 和 0.67m；在夏季和秋季较低，平均值分别为 0.29m 和 0.53m；长江整体透明度月平均值在 7 月最低，在 12 月最高。此外，长江整体透明度的季节变化趋势与长江上游十分相似。

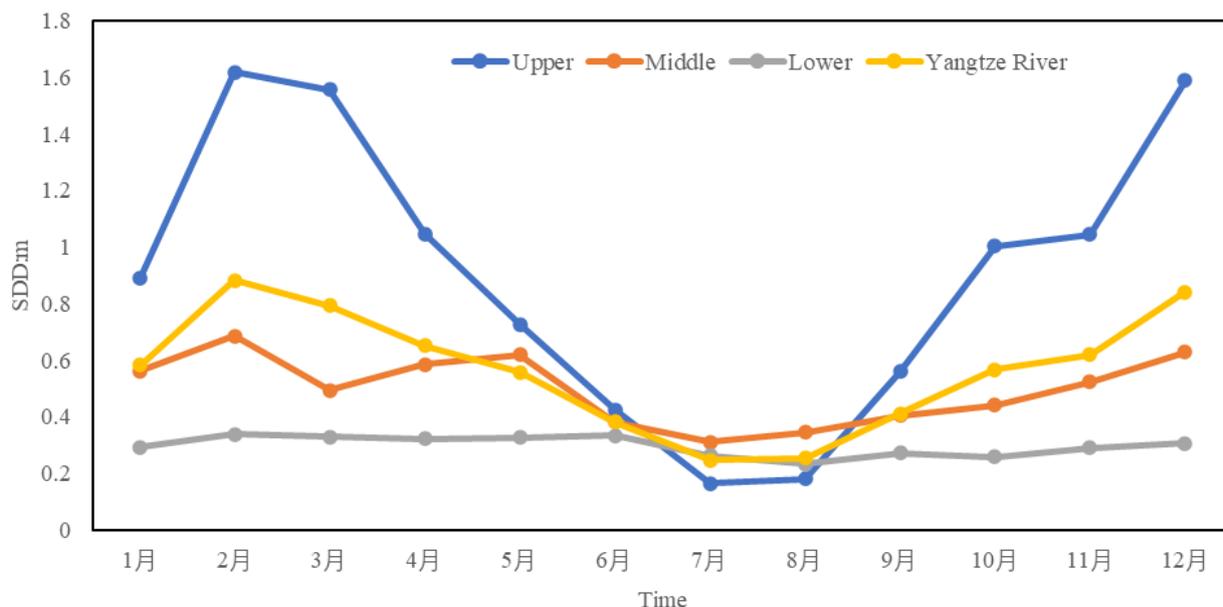


图 6.9 长江上游、中游、下游透明度年内变化结果

Figure 6.9 The results of Seasonal variation of Upper Reaches, Middle Reaches, Lower Reaches, Yangtze River

### 6.2.3 长江干流透明度年际变化

图 6.10 是 2017 年-2020 年 Sentinel-2 MSI 数据反演长江干流透明度年际变化结果。表 6.2 是统计长江干流上游、中游、下游和长江整体 2017 年-2020 年透明度年平均值得结果。总体而言，在 2017 年-2020 年长江干流整体透明度年际变化范围较大，2017 年冬季长江干流透明度平均值最大，夏季最小，结果分别为 0.96m 和 0.24m。同时分别计算长江干流整体和上游、中游、下游透明度每年春、夏、秋、冬四个季节平均值和年平均值得结果。

长江干流整体和上游透明度年际变化趋势基本是一致的，均是在每年的冬季至夏季透明度呈现下降的趋势，在秋季透明度上升。在 2017 年-2020 年，几乎每年透明度平均值在冬季最大、夏季最小，但在 2018 年上游透明度的秋季均值略高于冬季。长江中游和下游透明度年际变化趋势大体相似，但却与长江上游和长江整体略有不同，在 2017 年和 2019 年均在冬季透明度平均值最大，2018 年和 2020 年在春季透明度平均值最大。

在中游，2018 年-2020 年均在夏季透明度平均值小，只有 2017 年在春季透明度平均值最小。在下游，2018 年和 2020 年在秋季透明度平均值最小，而 2017 年和 2019 年分别在春季和夏季透明度平均值最小。长江干流整体和上游、中游、下游透明度年平均值得结果分别在 2018 年和 2019 年最大和最小，透明度年平均值得最大值和最小值分别为 1.2m 和 0.79m、0.76m 和 0.35m、0.35m 和 0.25m、0.77m 和 0.47m。

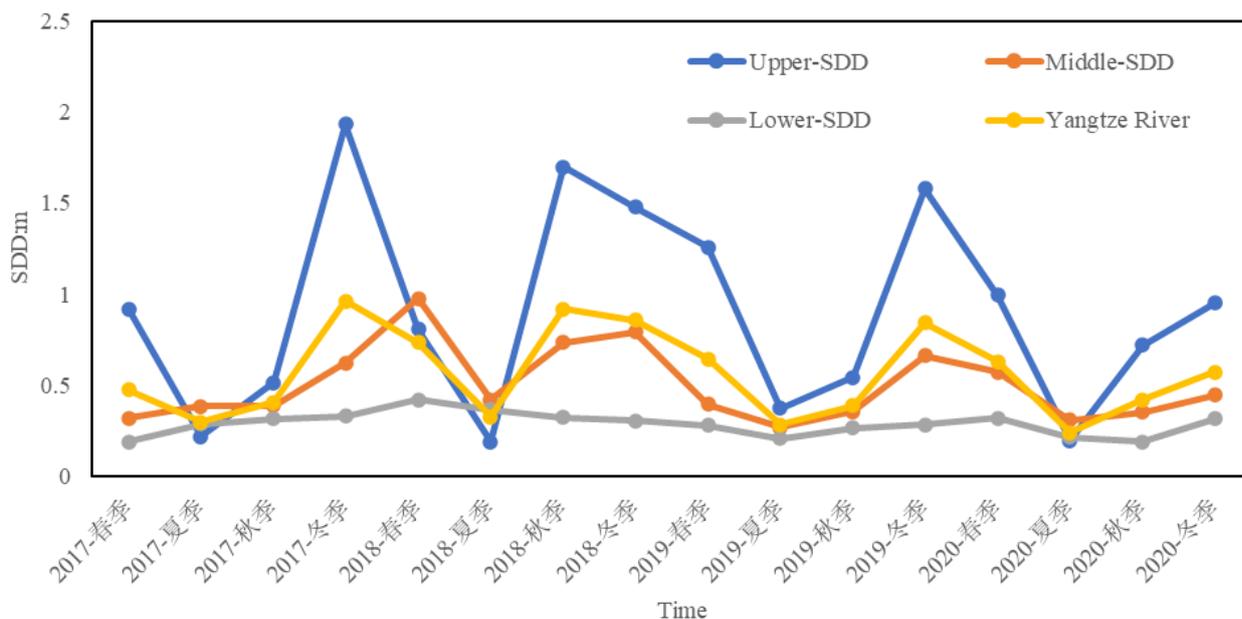


图 6.10 长江上游、中游、下游透明度年际变化结果

Figure 6.10 The results of inter-annual variation of Upper Reaches, Middle Reaches, Lower Reaches, Yangtze River

表 6.2 长江上游、中游、下游和总体透明度年际均值统计结果

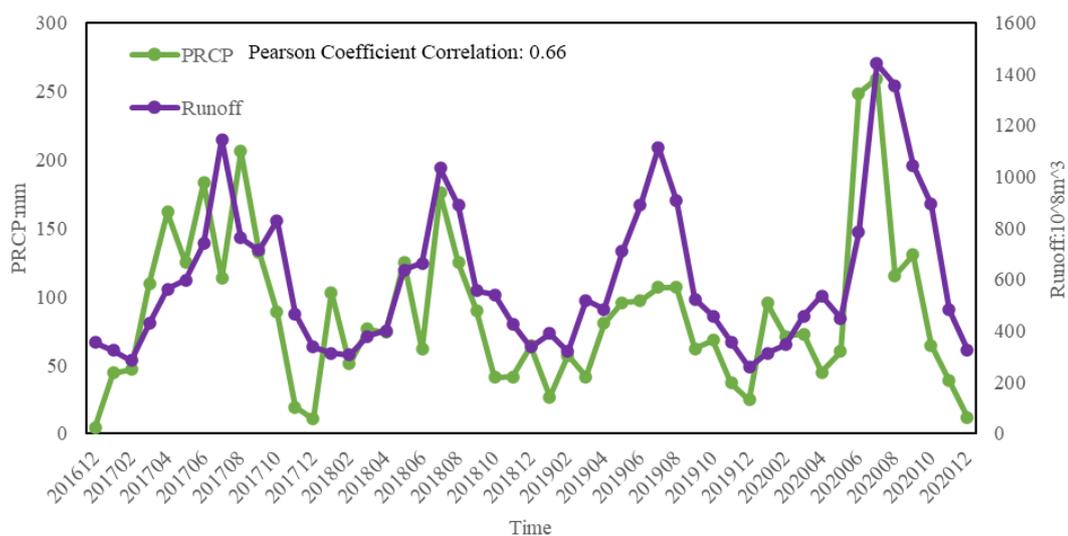
Table 6.2 The annual mean value results of Upper Reaches, Middle Reaches, Lower Reaches, Yangtze River SDD

	上游 (m)	中游 (m)	下游 (m)	长江整体 (m)
2017	0.91	0.43	0.29	0.55
2018	1.2	0.76	0.35	0.77
2019	0.79	0.35	0.25	0.47
2020	0.82	0.43	0.26	0.51

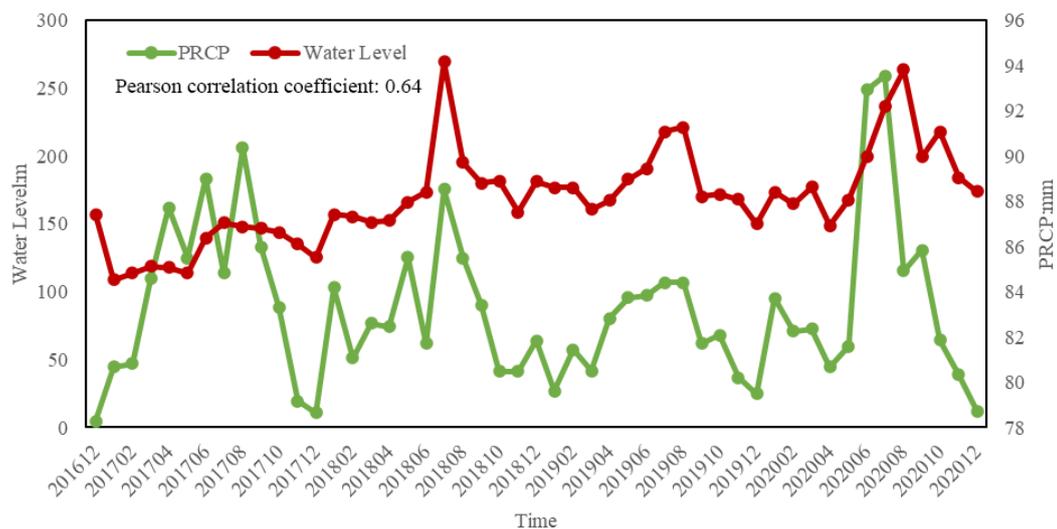
### 6.3 影响长江干流透明度变化影响因素

内陆水体、沿海水体、大洋水体的透明度变化规律具有一定的相似性，均呈现下降的趋势<sup>[67]</sup>。在不同地区的水域，影响水体透明度变化因素并不完全相同<sup>[43], [176-178]</sup>。

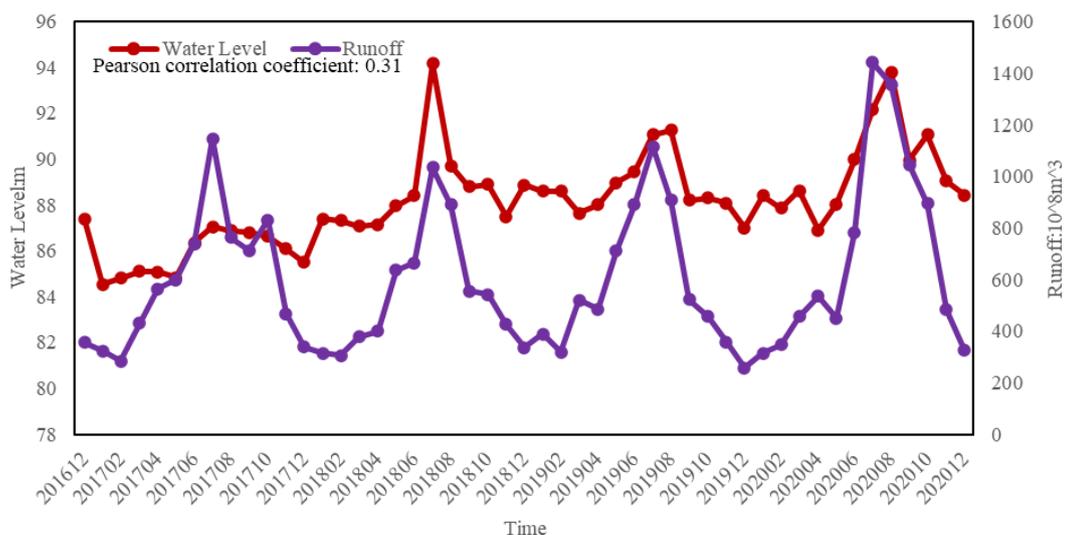
在长江流域，泥沙径流量、降水、水位可能是导致长江干流透明度产生变化的主要因素。泥沙径流量(Runoff)、降水(Precipitation, PRCP)、水位(Water Level)三者间每两个影响因素之间的相关性均是呈正相关的，其中泥沙径流量与降水、泥沙径流量与水位、降水与水位的皮尔森相关系数分别为 0.66、0.64、0.31。由于降水使得长江的水位上涨，地表径流增加带来大量的泥沙，导致泥沙径流量的增加，图6.11显示的是三种影响因素之间关系。



(a)



(b)



(c)

图 6.11 泥沙径流量、水位、降水之间的关系；(a)降水与泥沙径流量两者关系；(b)降水与水位两者关系；(c)泥沙径流量与水位两者关系

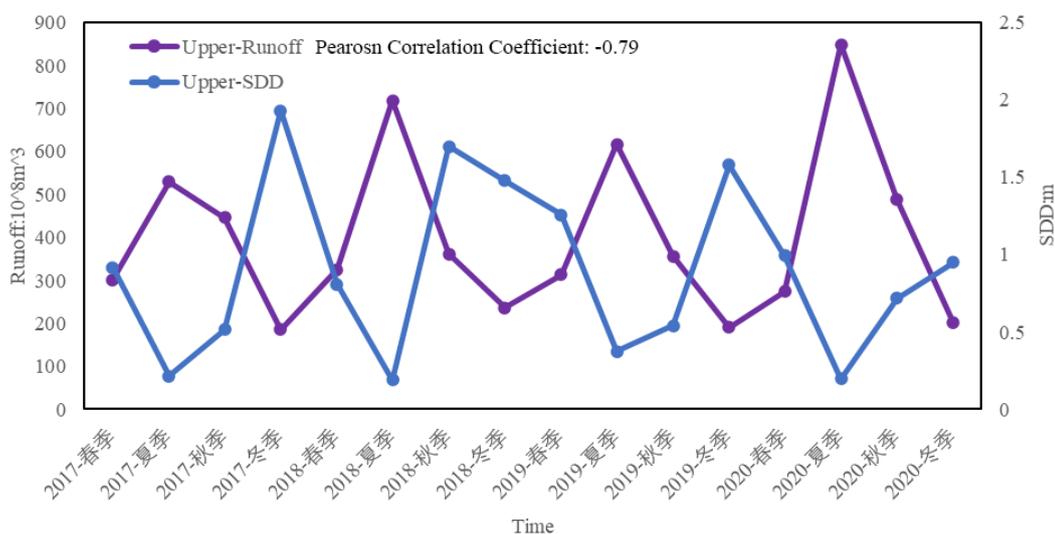
Figure 6.11 The relationship among runoff, Water Level, PRCP; (a)the relationship between PRCP and Runoff; (b) the relationship between PRCP and Water Level; (c) the relationship between runoff and Water Level

### 6.3.1 长江干流上游透明度变化成因

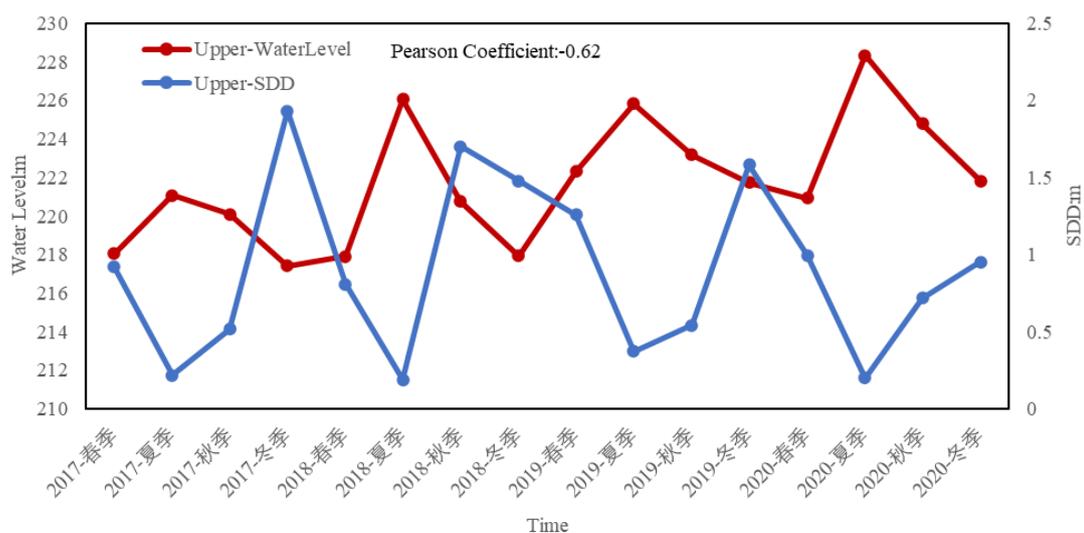
图 6.12 是长江上游透明度与泥沙径流量、水位、降水三种影响因素的关系结果，透明度与三种影响因素均呈现负相关性，并分别计算透明度与三种影响因素的皮尔森相关系数，分别为-0.79、-0.62、-0.75。通常情况，每年 11 月份到次年 4 月份是长江的枯水期，每年 5 月份至 9 月份是丰水期，并且 7 月、8 月、9 月为长江的洪水期，丰水期的来水量一方面是沿江地区在夏季降水量增加；另一方面是由于夏季气温较高，使得长江源头的一部分冰雪融化，流入长江。在人类活动引起的大气温室效应导致全球气候变暖的背景下，长江流域上游青藏高原温度明显上升，长江源头温度呈现递增趋势，冰雪融化速度加快<sup>[186]</sup>。

在 2017 年-2020 年期间，上游透明度均是在夏季最低，春季、秋季、冬季透明度均高于夏季，并且在冬季透明度最高，在 2020 年春季略高于冬季。导致透明度在夏季最低原因，主要是由于夏季雨水丰沛和长江源头冰雪融化流入长江，导致来水量明显增加，在丰水期水位上涨，地表径流量增加带来大量的泥沙，使得泥沙径流量增加，可能是导致水体浑浊程度增加，使得夏季透明度低于其他三个季节的主要原因。

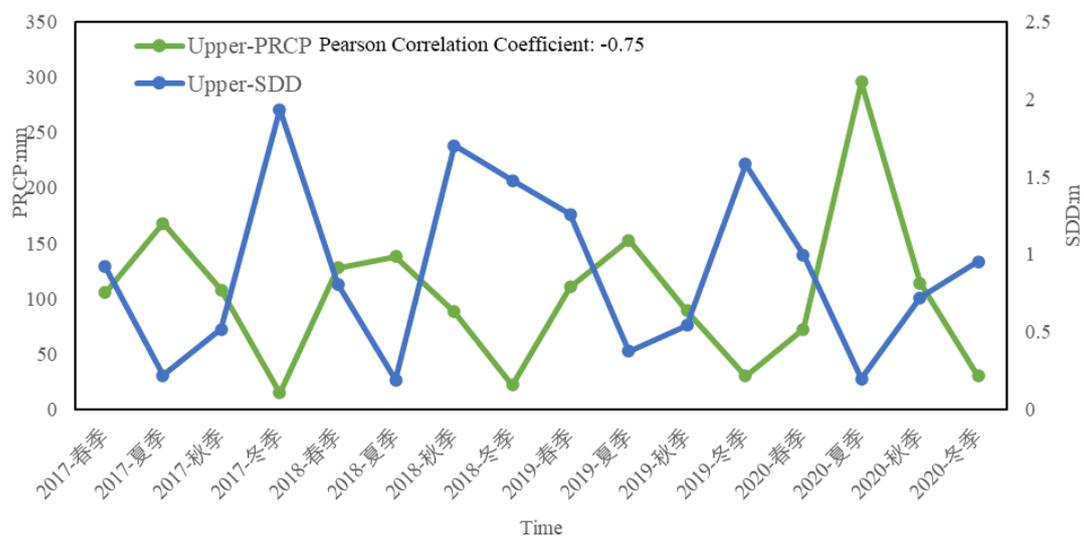
在 2017 年和 2018 年夏季透明度基本保持一致，在 2019 年有所升高，但在 2020 年夏季有比较明显的下降，并且在 2020 年夏季的泥沙径流量、水位、降水明显高于 2017 年-2019 年这四个年份的夏季，主要原因可能是 2020 年夏季名为宏风的台风导致上游地区降雨量增加所导致的，带来了大量的降水，造成水位和泥沙径流的明显升高，导致透明度有比较明显的下降的主要原因。



(a)



(b)



(c)

图 6.12 长江干流上游透明度与泥沙径流量、水位、降水之间的关系；(a) 透明度与泥沙径流量两者关系；(b) 透明度与水位两者；(c) 透明度与降水两者关系

Figure 6.12 The relationship between the upper reaches of the Yangtze River Main Stream and runoff, Water Level, PRCP; (a) the relationship between the SDD and runoff; (b) the relationship between the SDD and Water Level; (c) the relationship between the SDD and PRCP

### 6.3.2 长江干流中游、下游透明度变化成因

图 6.13 和图 6.14 分别是长江干流中游和下游透明度与泥沙径流量、水位、降水三种影响因素的关系，其中中游透明度与泥沙径流量和降水呈负相关，透明度与水位呈正相关，并分别计算透明度与三种影响因素皮尔森相关系数：-0.62、0.18、-0.46；长江下游透明度与泥沙径流量、水位、降水三种影响因素均呈现负相关关系，分别计算透明度与三种影响

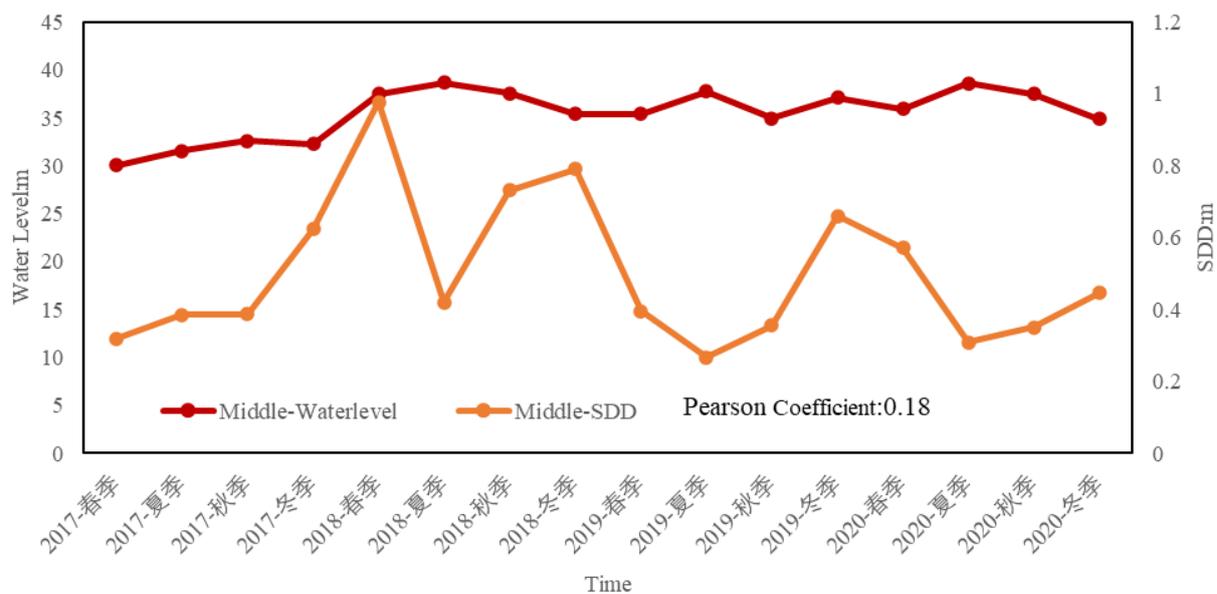
因素皮尔森相关系数：-0.47、-0.49、-0.22。通过计算中游、下游透明度与三种影响因素相关系数与上游相比，中游和下游的相关性没有上游的强。

主要可能有两方面原因：一方面可能是由于长江流域大规模修建水库，导致泥沙径流量出现减少的趋势，据统计，全球河流每年约有 22% 的泥沙被拦截在水库内<sup>[180]</sup>。例如三峡工程和南水北调工程的实施改变长江水资源分布的一般规律<sup>[181]</sup>。自 2003 年三峡水库运行后，长江中下游的泥沙径流量明显减少<sup>[182]</sup>。自二十世纪五十年代开始在长江流域修建 35 万余座大坝。截至到 2015 年，长江流域已建成 280 余座大型水库和 130 余座中型水库，总库容量超过 3600 亿  $m^3$ ，这些水库通过削峰补枯对泥沙径流量年内分配产生明显影响，导致长江中下游枯水期的泥沙径流量明显增加，丰水期的泥沙径流量有所减少，泥沙径流量在年内分配趋于均匀<sup>[182]</sup>。同时水库蓄水运行后，大量泥沙被拦截在水库内，导致长江的泥沙径流量大幅度下降，尤其是在中游和下游区域<sup>[183]</sup>。

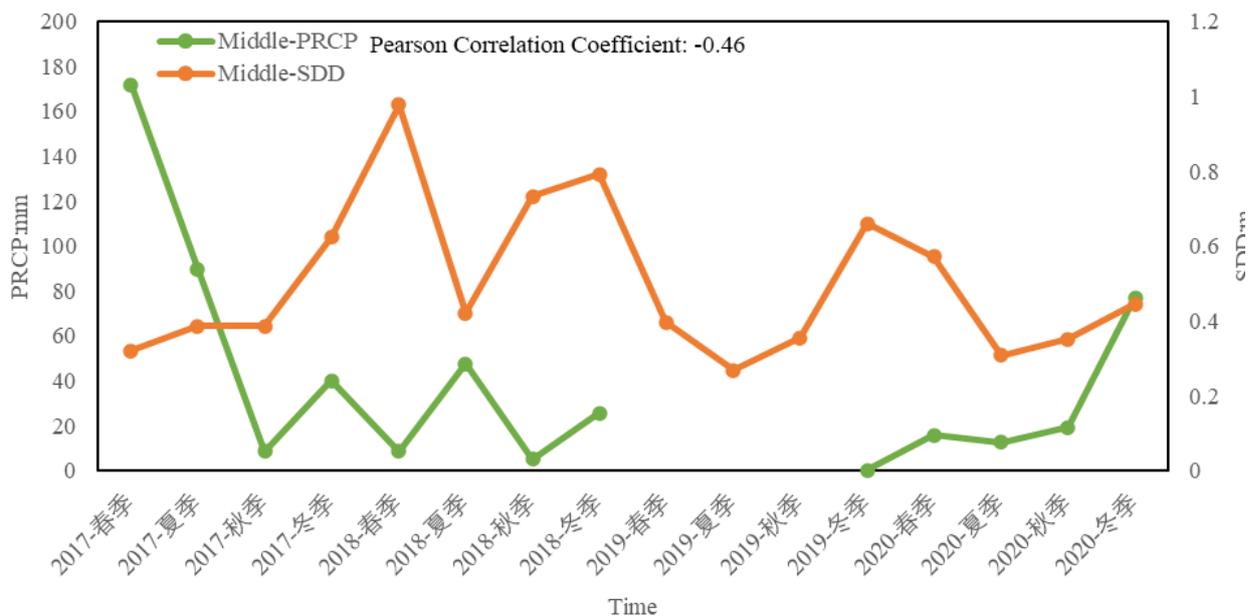
另一方面的原因可能是长江的中游和下游污染比较严重，大量的污染物未经处理排入江内，例如：城镇生活污水与垃圾污染、化工污染、农业污染、船舶污染等等。当长江中的污染物到达一定程度时，水量的增加会带走一定量的污染物，使得水体的污染物浓度越低，在一定程度上对水体起到了净化的作用<sup>[184]</sup>。



(a)



(b)



(c)

图 6.13 长江干流中游透明度与泥沙径流量、水位、降水之间的关系；(a) 透明度与泥沙径流量两者关系；(b) 透明度与水位两者；(c) 透明度与降水两者关系

Figure 6.13 The relationship between the middle reaches of the Yangtze River Main Stream and runoff, Water Level, PRCP; (a) the relationship between the SDD and runoff; (b) the relationship between the SDD and Water Level; (c) the relationship between the SDD and PRCP

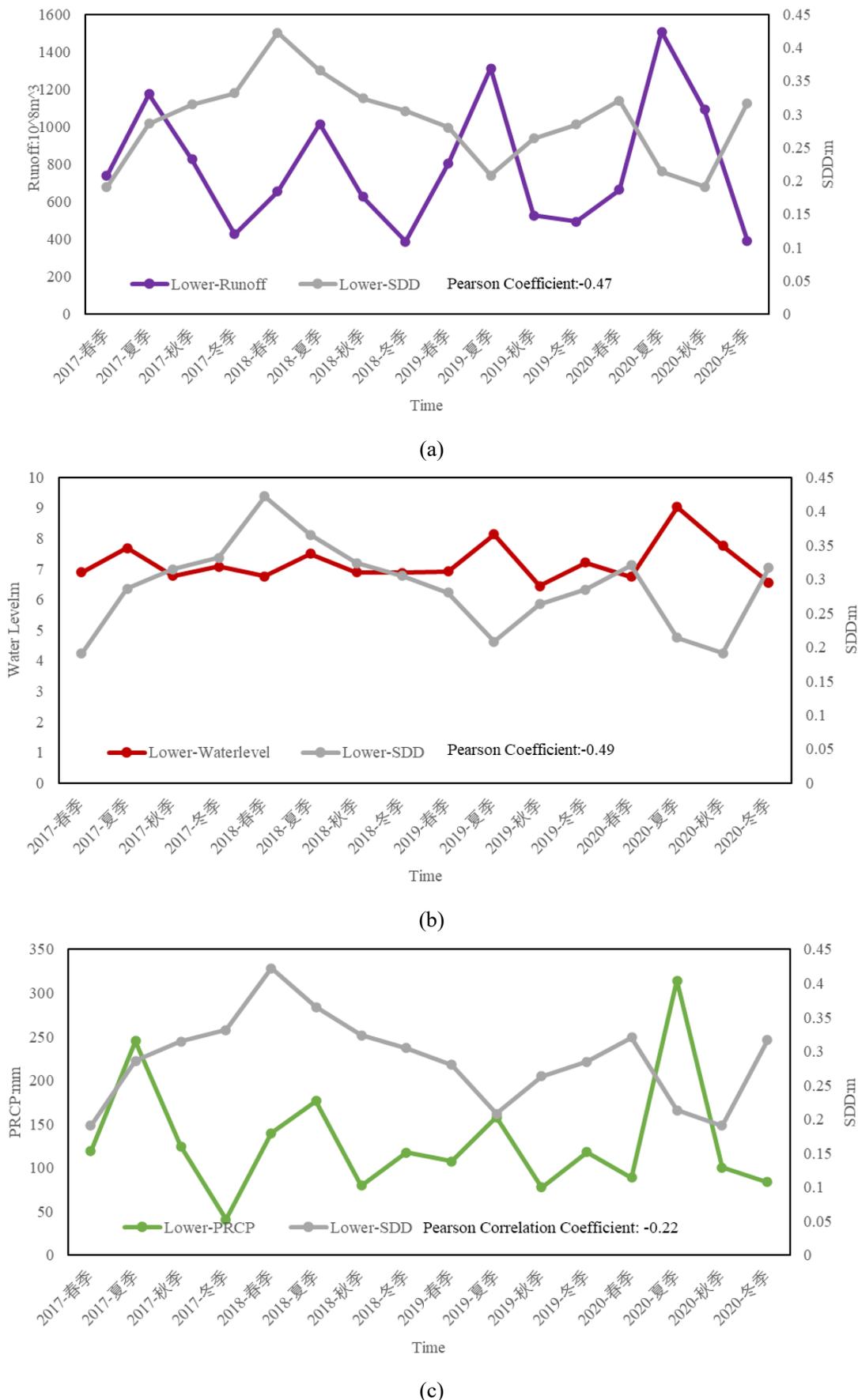


图 6.14 长江干流下游透明度与泥沙径流量、水位、降水之间的关系；(a) 透明度与泥沙径流量两者关

系；(b) 透明度与水位两者；(c) 透明度与降水两者关系

Figure 6.14 The relationship between the lower reaches of the Yangtze River Main Stream and runoff, Water Level, PRCP; (a) the relationship between the SDD and runoff; (b) the relationship between the SDD and Water Level; (c) the relationship between the SDD and PRCP

## 6.4 透明度模型的适用性分析

由于本研究的长江干流区域流经中国的 2 个直辖市、6 个省份，区域跨度较大，并且内陆水体光学特性比较复杂。基于单波段模型、波段比值模型和波段组合模型的经验算法计算水体透明度无法很好应用在大范围和长时间序列水体透明度遥感监测。因为水体颜色不受时间和空间的影响，所以可通过水体颜色分析水体的清澈与浑浊程度评价水质优劣。水体颜色可以作为评价水体清澈程度的一个参量<sup>[27],[185]</sup>。并且水体颜色与水体清澈程度在大范围的内陆水体与大洋水体具有良好相关性<sup>[27]</sup>。虽然水体颜色是受水中不同成分影响，但是水体颜色与水体透明度之间的相关性并不会受到水中组成成分变化的影响<sup>[45]</sup>。

另一方面，Wang 等人提出的计算透明度模型是通过在透明窗口( $K_d^{tr}$ )中的 $K_d$ 得到的，transparent window 实际上是通过水体颜色得到的<sup>[186]</sup>。并且 Wang 等人将基于 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 计算透明度模型，与经验算法中的波段比值模型、单波段模型和波段组合模型进行了比较，得出的结论是基于 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 计算透明度模型精度优于经验算法中的波段比值模型、单波段模型和波段组合模型<sup>[45]</sup>。对于水体类型众多的大范围内陆水体，目前大气校正处理很难做到十分的精确，而 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 的计算结果受观测情况和大气方面的干扰影响比较小<sup>[28]</sup>。

## 6.5 本章小结

本研究基于 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 构建估算透明度的模型，透明度精度为： $R^2=0.8854$ ， $RMSE=0.07m$ ， $MRE=14.0\%$ ，皮尔森相关系数为 0.93。证明基于 MODIS 数据构建的透明度反演模型可以很好的应用在 Sentinel-2 MSI 数据和长江干流水域。由于长江干流区域跨度较大，内陆水体光学性质的复杂性和动态可变性是经验模型和分析模型在大范围水域应用受限的主要原因，并且大气的影晌也会为应用经验模型和分析模型带来困难。FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 是光学参数，不会受到水中组成成分和光场变化的影响，并且 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 对大气影响具有较强的抗干扰能力。

本研究计算 2017 年-2020 年每年 1 月-12 月长江透明度的结果，分析长江透明度的空间分布格局、季节变化、年际变化以及可能影响透明度产生变化的驱动因素。在空间上，上游透明度总体高于中游和下游的透明度，而下游透明度最低。在时间变化上，上游透明

度变化范围较大，中游和下游透明度变化范围小于上游。在 2017 年-2020 年，上游、下游和总体透明度均呈现微弱的下降趋势；中游透明度几乎保持不变。

可能主要是自然因素和人为因素两方面影响，自然因素是指沿江地区降水和长江源头一部分的冰雪融化流入通过地表径流带来大量泥沙改变长江流域泥沙径流量；其中上游和下游透明度与降水、水位和泥沙径流量均呈负相关；中游透明度与降水呈正相关，与水位和泥沙径流量呈负相关。人为因素主要可能是指长江流域大规模修建水库和建坝，通过削峰补枯对泥沙径流量的年内分配造成比较明显的影响，导致长江中下游枯水期的泥沙径流量明显增加，丰水期的泥沙径流量有所减少，泥沙径流量在年内分配趋于均匀。

本研究结果表明，Sentinel-2 MSI 数据可反演大范围和长时间序列水体透明度结果。基于遥感技术监测水质是一种经济、高效、直观的监测方式，同时可以为长江干流水质监测制定相应的管理政策提供参考依据。

## 7. 结论与展望

水在人类生产和生活中是必不可少要素。由于经济的快速发展和城镇化进程加快,我国的内陆水体均受到了不同程度的污染,实时动态监测水质变化是一项重要工作。本研究通过 Sentinel-2 MSI 数据对典型内陆水体开展水色时空变化分析和基于水体色度角 $\alpha$ 筛查水色异常水体。

### 7.1 结论

本研究基于 Sentinel-2 MSI 数据提取水体色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数,并且构建基于 Sentinel-2 MSI 数据提取水体色度角 $\alpha$ 的 $\Delta$ 校正线性拟合公式,确定识别水色异常水体的色度角阈值,并且基于水体色度角和 FUI 水色指数构建透明度反演模型。通过上述模型,基于 Sentinel-2 MSI 数据对白洋淀水色和长江透明度进行时空变化分析,并且分析影响水质变化的驱动因素;提出识别水色异常水体的监测模型。本文得出以下结论:

(1) 基于水体色度角 $\alpha$ 识别水色异常水体,首先验证水体色度角 $\alpha$ 具有较高的精度,其次将  $230.958^\circ$ 作为识别水色异常水体的阈值,并且证明本研究提出的模型具有良好的识别精度与合理性,该模型仅适用于光学深水水域,并不适用于光学浅水水域。

(2) 基于 Sentinel-2 MSI 数据提取 FUI 水色指数,对白洋淀水体颜色进行时空变化分析。得出以下结论:白洋淀 FUI 水色指数呈现南高北低的空间分布;白洋淀整体的季节变化和七个子区域的 FUI 水色指数变化趋势是完全一致的,均在每年的春季和秋季相对浑浊,夏季相对清澈;结果显示白洋淀水质有变好的趋势,可能与当地政府出台的相应治理政策相关。

(3) 基于 MODIS 数据构建的 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 构建透明度反演模型,应用在 Sentinel-2 MSI 数据同样具有良好的精度。本研究分析长江透明度的空间分布格局、季节变化和年际变化。其中,长江透明度呈现西高东低空间分布,上游透明度最高、下游透明度最低、中游透明度介于上游和下游之间;在时间变化上,长江上游透明度变化范围较大,中游和下游透明度变化范围小于上游。影响长江透明度变化的潜在驱动因素主要是泥沙径流量、降水和水位。

### 7.2 创新点

本研究主要以 FUI 水色指数和水体色度角 $\alpha$ 作为评定水质优劣的指标,以 Sentinel-2 MSI 数据和 GEE 云平台为基础开展水体水质的时空变化分析和异常水体识别研究。本研究的创新点如下:

(1) 提出构建 Sentinel-2 MSI 数据提取色度角 $\alpha$ 流程和构建校正色度角 $\alpha$ 系统偏差的线性拟合公式, 并且提出识别水色异常水体的色度角 $\alpha$ 阈值, 同时在黑龙江省齐齐哈尔市和河北省雄安新区得到良好的应用效果。

(2) 基于 Sentinel-2 MSI 数据和 GEE 云平台, 计算 2016 年-2020 年 4 月-11 月白洋淀 FUI 水色指数长时间序列结果和开展白洋淀水色时空变化分析, 分析白洋淀 FUI 水色指数的空间分布、季节变化、年际变化以及潜在影响因素分析, 并且在白洋淀水域得到良好的应用效果。

(3) 基于 Sentinel-2 MSI 数据和 GEE 云平台, 将基于 FUI 水色指数和色度角 $\alpha$ 构建透明度反演模型应用在长江干流水域, 计算 2017 年-2020 年 1 月-12 月长江透明度结果, 并且开展长江透明度的时空变化分析, 分析长江透明度的空间分布格局、季节变化、年际变化和潜在影响因素的相关性分析, 并且在长江干流水域得到良好的应用效果。

### 7.3 展望

本研究基于 Sentinel-2 MSI 数据、GEE 云平台、水体色度角 $\alpha$ 和 FUI 水色指数进行水体水质的时空变化分析与水色异常水体的识别。但是本研究工作中仍然存在一些不足, 以下几点会在未来研究工作中进行深入研究:

(1) 本研究在开展水质时空变化分析, 只考虑降水、泥沙径流量、水位等相关的水文数据, 分析自然因素对水质产生的影响, 没有过多的考虑人为干扰因素。在未来研究工作中, 会考虑更多的驱动因素对水质的影响。

(2) 本研究提出识别水色异常水体模型仅适用于光学深水, 并不适用于光学浅水, 当识别水色异常水体时, 可能会将光学浅水误判为水色异常水体。在未来研究工作中, 会考虑到预先剔除光学浅水的水域, 开展剔除光学浅水的研究。

(3) 本研究基于 Sentinel-2 MSI 数据开展白洋淀和长江水质的时空变化分析研究, 分别是在 2016 年和 2017 年开始, 主要目的是分析白洋淀水质在 2017 年成立河北省国家级新区雄安新区成立前后的水质变化情况; 2019 年 1 月印发的《长江保护修复攻坚战行动计划》实施后的水质变化情况。因为本研究的时间序列比较短, 可能存在分析变化趋势并不十分显著。在以后的研究工作中, 会结合多源遥感数据进行分析, 例如: 高分一号、高分二号、吉林一号、高景一号、HJ-CCD、Planet 和 Landsat8 OLI 等遥感数据, 并且会考虑到去除传感器之间存在系统偏差, 同时会进一步完善 GEE 云平台对水质监测的应用能力、数据处理能力节省数据处理时间。

## 参考文献

- [1] Moss B. Cogs in the endless machine: Lakes, climate change and nutrient cycles: A review [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 434:130-142.
- [2] Carvalho L, McDonald C, Hoyos C D, Mischke U, Phillips G, Borics G, Poikane S, Skjelbred B, Solheim A L, Wichelen J V, Cardoso A C. Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2013, 50.
- [3] Stendera S, Adrian R, Bonada N, et al. Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review [J]. *Hydrobiologia*, 2012, 696: 1-28.
- [4] Ma H, Xu J, Wang P. Water Resources Utilization and China's Urbanization [J]. *Resources Sciences*, 2014, 36: 334-341.
- [5] 张晓. 中国水污染趋势与治理制度[J]. *中国软科学*, 2014, 10: 11-24.
- [6] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. 2018. A picture of Speed Reading 2017 China's Ecological Environment Bulletin. Accessed 5 May 2018. [http://www.zhb.gov.cn/hjzl/tj/t20180531\\_442197.html](http://www.zhb.gov.cn/hjzl/tj/t20180531_442197.html).
- [7] Cai L, Liu P, Zhi C. Discussion on Remote Sensing Based on Water Quality Using Landsat Data [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 13: 345-352.
- [8] Giardino C, Bersciani M, Villa P, Martinelli A. Application of Remote Sensing in Water Resource Management: The case study of Lake Trasimeno, Italy [J]. *Water Resources Management*, 2010, 24: 3885-3899.
- [9] Gholizadeh M H, Melesse A M, Reddi L. A comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques [J]. *Sensors*, 2016, 16: 1298-1340.
- [10] Wang H D, Zhao L, Wang, Huang F. Advanced in Remote Sensing of Water Quality [J]. *Marine Environmental Science*, 2012, 31: 285-288.
- [11] Ma R H, Tang J W, Duan H T, Pan D L. Progress in Lake Water Color Remote Sensing [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, 21, 143-158.
- [12] Zhang F F, Zhang B, Li J S, Shen Q, Wu Y F, Wang G L, Zou L, Wang S L. Validation of a Synthetic Chlorophyll Index for Remote Estimates of Chlorophyll-a in a Turbid Hypereutrophic Lake [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2014, 35, 289-305.
- [13] Le C F, Li Y M, Zha Y, Sun D Y, Huang C C, Lu H. A Four-Band Semi-Analytical Model for Estimating Chlorophyll a in Highly Turbid Lakes: The Case of Taihu Lake, China [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113, 1175-1182.
- [14] Duan H T, Ma R H, Hu C M. Remote Sensing Algorithms for Cyanobacterial Pigment Retrievals During Spring Bloom Formation in Several Lakes of East China [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2012, 126,

- 126-135.
- [15] Li L Q, Huang D Z, Xiong J, Zhang Y, Tian Q, He Y, Yu J Q, Wang Q. Nutrient Limiting Phytoplankton Growth in Dongting Lake [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23, 283-288.
- [16] Li J S, Shen Q, Zhang B, Chen D M. Retrieving Total Suspended Matter in Lake Taihu from HJ-CCD Near-Infrared Band Data [J]. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2014, 17, 280-289.
- [17] Brezonik P L, Olmanson L G, Finlay J C, Bauer M E. Factors Affecting the Measurement of CDOM by Remote Sensing of Optically Complex Inland Waters [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 157, 199-2015.
- [18] Zhang Y L, Zhang B, Wang X, Li J S, Feng S, Zhao Q H, Liu M L, Qin B Q. A study of Absorption Characteristics of Chromophoric Dissolved Organic Matter and Particles in Lake Taihu, China [J]. *Hydrobiologia*, 2007, 592, 105-120.
- [19] Alföldi T, Munday J. Water quality analysis by digital chromaticity mapping of Landsat data [J]. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 1978, 4, 108-126.
- [20] Jaquet J, Zand B. Colour analysis of inland water using Landsat TM data [J]. *ESA SP*, 1989, 1102:57-67.
- [21] Bukata R P, Bruton J E, Jerome J H. Use of chromaticity in remote measurements of water quality [J]. *Remote Sensing of Environment*, 1983, 13, 161-177.
- [22] Bukata R P, Jerome J H, Kondratyev K Y, Pozdnyakov D V, Kotykhov A A. Modelling the radiometric color of Inland Waters: Implications to a) Remote Sensing and b) Limnological color scales [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 1997, 23, 254-269.
- [23] Novoa S, Wernand M R, Van der Woerd H J. The Forel-Ule scale revisited spectrally: preparation protocol, transmission measurements and chromaticity [J]. *Journal of the European Optical Society-Rapid publications*, 2013, 8.
- [24] Wernand M R, Van der Woerd H J. Ocean colour changes in the North Pacific since 1930 [J]. *Journal of the European Optical Society-Rapid Publication*, 2010, 5.
- [25] Wernand M R, Van der Woerd H J, Gieskes W W C. Trends in ocean colour and chlorophyll concentration from 1889 to 2000, worldwide [J]. *Plos one*, 2013a, 8, 1-20.
- [26] Li J S, Wang S L, Wu Y H, et al. MODIS observations of water color of the largest 10 lakes in China between 2000 and 2012 [J]. *International Journal of Digital Earth*, 2016, 9, 788-805.
- [27] Wang S L, Li J S, Shen Q, et al. MODIS-Based Radiometric Color Extraction and Classification of Inland Water with the Fore-Ule Scale: A Case Study of Lake Taihu [J]. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations & Remote Sensing*, 2017, 8, 907-918.
- [28] Wang S L, Li J S, Zhang B, et al. Trophic state assessment of global inland waters using a MODIS-derived Forel-Ule index [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 217, 444-460.

- [29] Wang S L, Li J S, Zhang W Z, Cao C, Zhang F F, Shen Q, Zhang X F, Zhang B. A dataset of remote-sensed Forel-Ule Index for global inland waters during 2000-2018 [J]. *Scientific Data*, 2021, 8.
- [30] Petus C, Waterhouse J, Lewis S, Vacher M, Tracey D, Devlin M. A flood of information: Using Sentinel-3 water colour products to assure continuity in the monitoring of water quality trends in the Great Barrier Reef (Australia) [J]. *Journal of Environment Management*, 2019, 248, 109255.
- [31] Sidik M J, Bowers D G, Griffiths J W. Remote sensing observations of ocean colour using the traditional Forel-Ule Scale [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2018, 215, 52-58.
- [32] Nie Y F, Guo J T, Sun B N, Lv X Q. An evaluation of apparent color of seawater and on the in-situ and satellite-derived Forel-Ule color scale [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2020, 246, 107032.
- [33] Van der Woerd H J, Wernadn M R, Peters M, Bala M, Brockmann C. True color analysis of natural waters with Sea WiFs, MODIS, MERIS and OLCI by SNAP [J]. *Ocean Optics conference*, 2016.
- [34] Shen Q, Yao Y, Li J S, et al. A CIE Color Purity Algorithm to Detect Black and Odorous Water in Urban Rivers Using High-Resolution Multispectral Remote Sensing Images [J]. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2019, 57, 6577-6590.
- [35] Zhao Y L, Shen Q, Wang Q, Yang F, Wang S L, Li J S, Zhang F F, Yao Y. Recognition of water colour anomalies by using hue angle and Sentinel-2 images [J]. *Remote Sensing*, 2020,12, 716-736.
- [36] Wang S L, Lee Z P, Shang S L, Li J S, Zhang B, Lin G. Deriving inherent optical properties from classical water color measurements: Forel-Ule index and Secchi disk depth [J]. *Optical Express*, 2019, 27, 7642-7655.
- [37] K. Domhofer, Scholze J, Stelzer K, et al. Water Colour Analysis of Lake Kummerow Using Time series of Remote Sensing and In situ Data [J]. *Journal of Photogrammetry Remote Sensing and Geoinformation Science*, 2018, 86, 103-120.
- [38] Pitarch J, Bellacicco M, Marullo S, Van der Woerd H. Global maps of Forel-Ule Index, hue angle and Secchi disk depth derived from twenty-one years of monthly ESA-OC-CCI data [J]. *Earth System Science Data*, 2020, 316.
- [39] Zhao Y L, Wang S L, Zhang F F, Shen Q, Li J S, Yang F. Remote Sensing-Based Analysis of Spatial and Temporal Water Colour Variations in Baiyangdian Lake After the Establishment of the Xiong'an New Area [J]. *Remote Sensing*, 2021, 13, 1729.
- [40] 宫鹏. 拓展与深化中国全境的环境变化遥感应用[J]. *科学通报*,2012,57(16):1379-1387.
- [41] Aas, E.; Høkedal, J.; Sørensen, K. Secchi depth in the Oslofjord-Skagerrak area: theory, experiments and relationships to other quantities [J]. *Ocean*, 2014, 10, 177-199.
- [42] Carlson, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* [J]. 1977, 22(2), 361-368.
- [43] Olmanson, L.G.; Bauer, M.E.; Brezonik, P.L. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000

- lakes [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 112, 4086-4097.
- [44] Olmanson, L.G.; Brezonik, P.L.; Finlay, J.C.; Bauer, M.E. Comparison of Landsat 8 and Landsat 7 for regional measurements of CDOM and water clarity in lakes [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016, 185, 119-128.
- [45] Wang, S.L.; Li, J.S.; Zhang, B.; et al. Changes of water clarity in large lakes and reservoirs across China observed from long-term MODIS [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2020, 247, 111949.
- [46] McCullough, I.M.; Loftin, C.S.; Sader, S.A. Combining lake and watershed characteristics with Landsat TM data for remote estimation of regional lake clarity [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2012, 123, 109-115.
- [47] Lee, Z.P.; Shang, S.L.; Du, K.P.; Wei, J.W. Resolving the long-standing puzzles about the observed Secchi depth relationships [J]. *Limnology and Oceanography*, 2018.
- [48] Doron M.; Babin, M.; Hembise, O.; Mangin, A.; Garnesson, P. Ocean transparency from space: validation of algorithms estimating Secchi depth using MERIS, MODIS and SeaWiFs data [J]. *Remote sensing of Environment*, 2011, 115, 2986-3001.
- [49] Mouw, C.B.; Greb, S.; Aurin, D.; DiGiacomo, P.M.; Lee Z.; Twardowski, M.; Binding, C.; Hu, C.; Ma, R.; Moore, T.; Moses W. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: challenges and recommendations for future satellite missions [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 160, 15-30.
- [50] Ren J L, Zheng Z B, Li Y M, Lv G N, Wang Q, Lyu H, Huang C C, Liu G, Du C G, Mu M, Lei S H, Bi S. Remote observation of water clarity patterns in Three Gorges Reservoir and Dongting Lake of China and their probable linkage to the Three Gorges Dam based on Landsat 8 imagery [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 625, 1554-1566.
- [51] Lathrop R G, Lillesand T M. Use of Thematic Mapper data to assess water quality in Green Bay and central Lake Michigan [J]. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1986, 52, 10-15.
- [52] Lathrop R G. Landsat Thematic Mapper monitoring of turbid inland water quality [J]. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1992, 58, 465-470.
- [53] Giardino C, Pepe M, Brivio P A, Ghezzi P, Zilioli E. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery [J]. *Science of the Total Environment*, 2001, 268, 19-29.
- [54] Kloiber S M, Brezonik P L, Bauer M E. Application of Landsat imagery to regional-scale assessments of lake clarity [J]. *Water Research*, 2002a, 36, 4330-4340.
- [55] Kloiber S M, Brezonik P L, Olmanson L G, Bauer M E. A procedure for regional lake water clarity

- assessment using Landsat multispectral data [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2002b, 82, 38-47.
- [56] Nelson S A C, Soranno P A, Cheruvilil K S, Batzli S A, Skole D L. Regional assessment of lake water clarity using satellite remote sensing [J]. *Journal of Limnology*, 2003, 62, 27-32.
- [57] Hellweger F L, Schlosser P, Lall U, Weissel J K. Use of satellite imagery for water clarity studies in New York Harbor [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2004, 61, 437-448.
- [58] Zhang Y. Surface water quality estimation using remote sensing in the Gulf Finland and the Finnish archipelago sea [D]. Finland, Helsinki University of Technology Laboratory of Space Technology, 2005.
- [59] Duan H T, Ma R H, Zhang Y Z, Zhang B. Remote-sensing assessment of regional inland lake water clarity in Northeast China [J]. *Limnology*, 2009, 10, 135-141.
- [60] Chipman J W, Lillesand T M, Schmaltz J E, Leale J E, Nordheim M J. Mapping lake water clarity with Landsat images in Wisconsin, USA [J]. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 2004, 30: 1-7.
- [61] Doron M, Babin M, Mangin A, Hembise O. Estimation of light penetration, and horizontal and vertical visibility in oceanic and coastal waters from surface reflectance [J]. *Journal of Geophys Resource Oceans*, 2007, 112, C06003.
- [62] Lee Z P, Darecki M, Carder K L, Davis C O, Stramski D, Rhea W J. Diffuse attenuation coefficient of downwelling irradiance: An evaluation of remote sensing methods [J]. *Journal of Geophysics Resource Oceans*, 2005, 110, 1-9.
- [63] Lee Z P, Weidemann A, Kindle J, Arnone R, Carder K L, Davis C. Euphotic zone depth: Its derivation and implication to ocean-color remote sensing [J]. *Geophysics Resource Oceans*, 2007, 112, C03009.
- [64] Budd J W, Drummer T D, Nalepa T F, Fahnenstiel G L. Remote sensing of biotic effects: Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) influence on water clarity in Saginaw Bay, Lake Huron [J]. *Limnology and Oceanographic*, 2001, 46: 213-223.
- [65] Binding C E, Jerome J H, Bukata R P, Booty W G. Trends in water clarity of the lower Great Lakes from remotely sensed aquatic color [J]. *Journal of Great Lakes Resources*. 2007, 2: 828-841.
- [66] Gower G F R. SeaWiFS global composite images show significant features of Canadian waters for 1997-2001 [J]. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 2004, 30, 26-35.
- [67] Shi K, Zhang Y L, Zhu G W, Qin B Q, Pan D L. Deteriorating water clarity in shallow waters: Evidence from long term MODIS and in-situ observations [J]. *International Journal of Appl Earth Observation and Geoinformation*, 2018, 68, 287-297.
- [68] Davies-Collewy R J, Vant W N, Smith D G. Color and clarity of natural waters: science and management of optical water quality [J]. *Environmental International*, 1995, 21, 251.
- [69] Lillesand T M, Chipman J W. Satellite-assisted lake water clarity: using satellite data to observe regional trends in lake transparency [J]. *GIM International*, 2001, 15, 26-29.

- [70] Lillesand T M. Combining satellite remote sensing and volunteer Secchi disk measurement for lake transparency monitoring [J]. 2004. Available online at <http://www.nwqmc.org/NWQMC-Proceedings/Papers-Alphabetical%20by%20First%20Name/Thomas%20Lillesand-Satellite.pdf>
- [71] Watanabe, Fernanda, Imai, Nilton, Rodrigues, Thanan, Alcantara, Enner. Retrieval of Secchi disk depth from a reservoir using a semi-analytical scheme [J]. Remote Sensing of Environment: An Interdisciplinary Journal, 2017, 198, 213-228.
- [72] Feng L, Hou X, Zheng Y. Monitoring and understanding the water transparency changes of fifty large lakes on the Yangtze Plain based on long-term MODIS observations [J]. Remote Sensing of Environment, 2019a, 221, 675-686.
- [73] Zhao Y L, Wang S L, Zhang F F, Qian S, Li J S. Retrieval and Spatio-Temporal Variations Analysis of Yangtze River Water Clarity from 2017 to 2020 Based on Sentinel-2 Images [J]. Remote Sensing, 2021, 13, 2260-2280.
- [74] 陈军, 付军, 盛辉. 海岸带环境遥感原理与应用[M]. 北京:海洋出版社, 2013.
- [75] 马荣华, 唐军武, 段洪涛等. 湖泊水色遥感研究进展[J].湖泊科学,2009,21(2):143-158.
- [76] 习近平. 决胜全面建成小康社会夺取新时代中国特色社会主义伟大胜利——在中国共产党第十九次全国代表大会上的报告. 2017年10月. [http://www.xinhuanet.com/2017-10/27/c\\_1121867529.htm](http://www.xinhuanet.com/2017-10/27/c_1121867529.htm).
- [77] 习近平. 坚决打好污染防治攻坚战, 推动生态文明建设迈上新台阶. 习近平在全国生态环境保护大会上的讲话. 2018年5月. [http://www.gov.cn/xinwen/2018-05/19/content\\_5292116.htm](http://www.gov.cn/xinwen/2018-05/19/content_5292116.htm).
- [78] 中共中央国务院《关于全面加强生态环境保护坚决打好污染防治攻坚战的意见》, 2018年6月24日, [http://www.gov.cn/zhengce/2018-06/24/content\\_5300953.htm](http://www.gov.cn/zhengce/2018-06/24/content_5300953.htm).
- [79] 环境保护部. 《关于对纳污坑塘进行排查整治的通知》(环办环监函〔2017〕616号). 2017年4月.
- [80] 环境保护部. 《关于进一步做好纳污坑塘整治工作的意见》(环办环监函〔2018〕98号). 2018年1月.
- [81] 国家发改委. 《京津冀协同发展生态环境保护规划》. 2015年12月.
- [82] 天津市人民政府办公厅. 《天津市工业纳污坑塘整治实施方案》(津环保水报〔2017〕79号). 2017年7月.
- [83] 河北省人民政府办公厅. 《河北省渗坑污染排查整治专项行动方案》. 2017年4月.
- [84] 雄安新区对810个纳污坑塘实施修复一坑一策, 2018年7月17日, <http://hebei.sina.com.cn/news/yz/2018-07-17/detail-ihfkffam3296521.shtml>.
- [85] The Yangtze River Water Conservancy Commission of the Ministry of Liberia. Atlas of the Yangtze River Basin [M]. Beijing: China Map Publishing House, 1999:239-240.
- [86] Liu C D, He B Y, Li M T, Ren X Y. Quantitative modeling of suspended sediment in middle Changjiang River from MODIS [J]. Chinese Geographical Science, 2006, 16, 79-82.

- [87] Li C, Lian E G, Yang C F, Deng K, Qian P, Xiao S B, Liu Z F, Yang S Y. Seasonal variability of stable isotopes in the Changjiang (Yangtze) River water and its implications for natural climate and anthropogenic impacts [J]. *Environmental Sciences Europe*, 2020, 32, 84.
- [88] Li C H, Zheng X K, Zhao Fen, Wang X, Cai Y P, Zhang N. Effects of urban non-point source pollution from Baoding City on Baiyangdian Lake, China [J]. *Water*, 2017, 9, 249-266.
- [89] Gui B S, Li X, Zhang K J. Classification of hydrological conditions to assess water allocation schemes for Lake Baiyangdian in North China [J]. *Journal of Hydrology*, 2010, 385, 247-256.
- [90] Yang Z F, Mao X F. Wetland system network analysis for environmental flow allocations in the Baiyangdian basin, China [J]. *Ecological Modelling*, 2011, 222, 3785-3794.
- [91] 赵英魁, 张秀清, 马大明, 张玉田. 白洋淀功能区划分原则[J]. *环境科学*, 1995, 16, 40-41, 46.
- [92] Available online: [http://k.sina.com.cn/article\\_5044281310\\_12ca99fde02000i5gp.html](http://k.sina.com.cn/article_5044281310_12ca99fde02000i5gp.html) (accessed on 5 July 2018).
- [93] Availableonline:<http://www.baiyangidan.gov.cn/zhuanti/axhbj/zhengwuxinxi/2017/1129/3877.html> (accessed on 29 October 2017).
- [94] 张兵, 李俊生, 王桥, 等. 内陆水体高光谱遥感[M]. 北京: 科学出版社, 2012.
- [95] 唐军武, 田国良, 汪小勇, 等. 水体光谱测量与分析I: 水面以上测量法[J]. *遥感学报*, 2004, 8(1): 37-44.
- [96] Mueller J L, Fargion G S, McClain C R, et al. Ocean Optics Protocols For Satellite Ocean Color Sensor Validation, Revision 5 [J]. *NASA Tech. Memo*, 2003, 211621.
- [97] Sadeghi M, Babaeian E, Tuller M, Jones S B. The optical trapezoid model: A novel approach to remote sensing of soil moisture applied to Sentinel-2 and Landsat-8 observations [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 198, 52-68.
- [98] Veloso A, Mermoz S, Bouvet A, Le Toan T, Planells M, Dejoux J F, Ceschia E. Understanding the temporal behavior of crops using Sentinel-1 and Sentinel-2 like data for agricultural applications [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 199, 415-426.
- [99] Pahlevan N, Sarkar S, Franz B A, Balasubramanian S V, He J. Sentinel-2 Multi Spectral Instrument (MSI) data processing for aquatic science applications: Demonstrations and validations [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 201, 47-56.
- [100] Puliti S, Saarela S, Gobakken T, Stahl G, Naesset E. Combining UAV and Sentinel-2 auxiliary data for forest growing stock volume estimation through hierarchical model-based inference [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 204, 485-497.
- [101] Jakimow B, Griffiths P, Sebastian V D L, Hostert P. Mapping pasture management in the Brazilian Amazon from dense Landsat time series [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 205, 453-468.
- [102] Brezonik P L, Olmanson, L G, Finlay J C, Bauer M E. Factors affecting the measurement of CDOM

- by remote sensing optically inland waters [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 157, 199-215.
- [103] Gascon F, Bouzinac C, Thepaut O, Jung M, Francesconi B, Louis J, Lonjou V, Lafrance B, Massera S, Gaudel-Vacaresse A, et al. Copernicus Sentinel-2A calibration and products validation status [J]. *Remote Sensing*, 2017, 9, 584.
- [104] Saberioon, M.; Brom, J.; Nedbal, V.; Soucek, P.; Císar, P. Chlorophyll-a and total suspended solids retrieval and mapping using Sentinel-2A and machine learning for inland waters [J]. *Ecological. Indicator*, 2020, 113, 106236.
- [105] Chen, J.; Zhu, W.N.; Tian, Y.Q.; Yu, Q.; Zheng, Y.H.; Huang, L.T. Remote estimation of colored dissolved organic matter and chlorophyll-a in Lake Huron using Sentinel-2 measurements [J]. *Journal of Applied. Remote Sensing*, 2017, 11, 036007.
- [106] Guo, H.W.; Huang, J.J.; Chen, B.; Guo, X.L.; Singh, V.P. A machine learning-based strategy for estimating non-optically active water quality parameters using Sentinel-2 imagery [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2020, 42, 1841-1866.
- [107] Caballero, I.; Fernandez, R.; Escalante, O.M.; Maman, L.; Navarro, G. New capabilities of Sentinel-2A/2B satellites combined with in situ data for monitoring small harmful algal blooms in complex coastal waters [J]. *Scientific. Reports*. 2020, 10, 8743.
- [108] Toming, K.; Kutser, T.; Laas, A.; Sepp, M.; Paavel, B.; Noges, T. First Experiences in Mapping Lake Water Quality Parameters with Sentinel-2 MSI Imagery [J]. *Remote Sensing*, 2016, 8, 640-653.
- [109] Chen, J.; Zhu, W.N.; Tian, Y.Q.; Yu, Q. Monitoring dissolved organic carbon by combining Landsat-8 and Sentinel-2 satellites: Case study in Saginaw River estuary, Lake Huron [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 718, 137374.
- [110] Liu X P, Hu G H, Chen Y M, Li X, Xu X C, Li S Y, Pei F S, Wang S J. High-resolution multi-temporal mapping of global urban land using Landsat images based on the Google Earth Engine Platform [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 209, 227-239.
- [111] Sidhu N, Pebesma E, Camara G. Using Google Earth Engine to detect land cover change: Singapore as a use case [J]. *European Journal of Remote Sensing*, 2018, 51 (1): 486-500.
- [112] Huang H B, Chen Y L, Clinton N, Wang J, Wang X Y, Liu C X, Gong P, Yang J, Bai Y Q, Zheng Y M, Zhu Z L. Mapping major land cover dynamics in Beijing using all Landsat images in Google Earth Engine [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 202, 166-176.
- [113] Midekisa A, Holl F, Savory D J, Pacheco R A, Gething P W, Bennett A, Sturrock H J W. Mapping land cover change over continental Africa using Landsat and Google Earth Engine cloud computing [J]. *Plos One*, 2017, 12.
- [114] 申振宇.基于 GEE 的 Landsat 影像长时间序列数据的湟水流域土地利用/土地覆被分类及精度评

- 估[D].西宁:青海师范大学,2020.
- [115] Gorelik N, Hancher M, Dixon M, Ilyushchenko S, Thau D, Moore R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 202.
- [116] Dong J W, Xiao X M, Menarguez M A, Zhang G L, Qin Y W, Thau D, Biradar C, Moore III B. Mapping paddy rice planting area in northeastern Asia with Landsat 8 images, phenology-based algorithm and Google Earth Engine [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016, 185, 142-154.
- [117] Patel N N, Angiuli E, Gamba P, Gaughan A, Lisini G, Stevens F R, Tatem A J, Trianni G. Multitemporal settlement and population mapping from Landsat using Google Earth Engine [J]. *International Journal of Applied Earth Observation & Geoinformation*, 2015, 35, 199-208.
- [118] 周志立. 基于 GEE 平台的近十年来洪湖水水质遥感反演研究[D].武汉:湖北大学,2017.
- [119] 孙福洋. 基于 Google Earth Engine(GEE)的内蒙古自治区实时中高空间分辨率森林火点监测[D].哈尔滨:东北林业大学,2020.
- [120] 李洁. 基于 Google Earth Engine 的全国人民生态环境质量时空演变规律研究[D].北京:中国矿业大学,2020.
- [121] 何丽. 基于 Google Earth Engine 的湄公河流域资源环境关键要素动态监测与时空分析[D].昆明:云南师范大学,2020.
- [122] Sethre P, Rundquist B, Todhunter P. Remote detection of prairie pothole ponds in the devils lake basin, North Dakota [J]. *Remote Sensing*, 2005,42, 277-296.
- [123] Asis A M D, Omasa K, Oki K, Shimizu Y. Accuracy and applicability of linear spectral unmixing in delineating potential erosion areas in tropical watersheds [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2008, 29, 4151-4171.
- [124] Xie H, Luo X, Xu X, Pan H, Tong X. Automated subpixel surface water mapping from heterogeneous urban environments using Landsat 8 OLI imagery [J]. *Remote Sensing*, 2016, 8, 584-599.
- [125] Bryant R G, Rainey M P. Investigation of flood inundation on playas within the zone of Chotts, using a time-series of AVHRR [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2002, 82, 360-375.
- [126] Jain S K, Singh R D, Jain M K, Lohani A K. Delineation of flood-prone areas using remote sensing techniques [J]. *Water Resource Management*, 2005, 19, 333-347.
- [127] Feyisa G L, Meilby H, Fensholt R. Proud S R. Automated water extraction index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 140, 23-35.
- [128] Gomez C, White J C, Wulder M A. Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetric Remote Sensing*, 2016, 116, 55-72.
- [129] Khatami R, Mountrakis G, Stehman S V. A meta-analysis of remote sensing research on supervised pixel-based land cover image classification processes: General guidelines for practitioners and future

- research [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016, 177, 89-100.
- [130] Mcfeeters S K. The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 1996, 17, 1425-1432/
- [131] Xu H. Modification of normalized difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, 27, 3025-3033.
- [132] Xie H, Luo X, Xu X, Tong X H, Jin Y M, Pan H Y, Zhou B Z. New hyperspectral difference water index for the extraction of urban water bodies by the use of airborne hyperspectral images [J]. *Journal of Applied Remote Sensing*, 2014, 8, 085098.
- [133] Crist E P. A TM Tasseled Cap equivalent transformation for reflectance factor data [J]. *Remote Sensing of Environment*, 1985, 17, 301-306.
- [134] Domenikiotis C, Loukas A, Dalezios N R. The use of NOAA/AVHRR satellite data for monitoring and assessment of forest fires and floods [J]. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 2003, 3, 115-128.
- [135] Wang Z F, Liu J G, Li J B, Zhang D D. Multi-Spectral Water Index (MuWI): A Native 10-m Multi-Spectral Water Index for Accurate Water Mapping on Sentinel-2 [J]. *Remote Sensing*, 2018, 10, 1643-1663.
- [136] Wu W, Li Q Z, Zhang Y, Du X, Wang H Y. Two-Step Urban Water Index (TSUWI): A New Technique for High-Resolution Mapping of Urban Surface Water [J]. *Remote Sensing*, 2018, 10, 1704-1724.
- [137] 武国瑛, 邓正栋, 陈一村. 改进的 OTSU 法在遥感水体信息提取中的应用[J]. *软件与算法*, 2017, 36(20), 17-20.
- [138] Jia K, Jiang W G, Li J, Tang Z H. Spectral matching based on discrete particle swarm optimization: A new method for terrestrial water body extraction using multi-temporal Landsat 8 images [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 209, 1-18.
- [139] Cao Y, Ye Y T, Zhao H L, Jiang Y Z, Wang H, Shang Y Z, Wang J F. Remote sensing of water quality based on HJ-1A HIS imagery with modified discrete binary particle swarm optimization-partial least squares (MDBPSO-PLS) in inland waters: A case in Weishan Lake [J]. *Ecological Informatics*, 2018, 44, 21-32.
- [140] Duong N D. Water Body Extraction from Multi Spectral Image By Spectral Pattern Analysis [J]. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 2012, 25, 181-186.
- [141] Zhang F F, Li J S, Zhang B, Shen Q, Ye H P, Wang S L, Lu Z Y. A simple automated dynamic threshold extraction method for the classification of large water bodies from landsat-8 OLI water index images [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2018, 39, 3429-3451.
- [142] Rishikeshan C A, Ramesh H. An automated mathematical morphology driven algorithm for water body extraction from remotely sensed images [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*,

- 2018, 146, 11-21.
- [143] Gong P, Liu H, Zhang M, et al. Stable classification with limited sample: transferring a 30m resolution sample set collected in 2015 to mapping 10m resolution global land cover in 2017 [J]. Science Bulletin, 2019, 64, 370-373.
- [144] Capó M, Pereza A, Lozano J A. An efficient approximation to the K-Means clustering for massive data [J]. Knowledge Based System, 2017, 117, 56-59.
- [145] Wang X B, Xie S P, Zhang X L, Chen C, Guo H, Du J K, Duan Z. A robust Multi-Band Water Index (MBWI) for automated extraction of surface water from Landsat 8 OLI imagery [J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2018, 68, 73-91.
- [146] 王小标, 谢顺平, 都金康. 水体指数构建及其在复杂环境下有效性研究[J].遥感学报,2018, 22(2), 1993-2002.
- [147] 胡威捷, 刘小华. 用神经网络校正微型颜色传感器颜色特性的方法研究 [J]. 光学技术, 2006, 32(2):183-185, 189.
- [148] CIE.1932. Commission International de l'Eclairage Proceedings 1931 [R], Cambridge University Press, 19-29.
- [149] 温爽. 基于 GF-2 影像的城市黑臭水体遥感识别-以南京市为例[D].南京:南京师范大学,2018.
- [150] Van der Woerd H J, Wernand M R. True colour classification of natural waters with medium spectral resolution satellites: SeaWiFs, MODIS, MERIS and OLCI [J]. Sensors, 2015, 15, 25663-25680.
- [151] Citclops (Citizens' Observatory for Coast and Ocean Optical Monitoring). Available online: [www.citclops.eu](http://www.citclops.eu) (accessed on 29 July 2017).
- [152] Ocean Optics Book. Available online: [www.oceanopticsbook.info/view/overview-of-optical-oceanography/reflectances](http://www.oceanopticsbook.info/view/overview-of-optical-oceanography/reflectances) (accessed on 29 July 2017).
- [153] Wyszecki G, Stiles W S. Color Science: Concepts and Methods, Quantitative Data and Formulae [J]. John Wiley&Sons: New York, NY, USA, 1982.
- [154] Sentinel-2 SRF. 2017. Available online: <https://earth.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2msi/document-library/> (accessed on 20 October 2017)
- [155] 沈芳, 匡方波. 青海湖最近 25 年变化的遥感调查与研究 [J]. 湖泊科学, 2003, 15(4):289-296.
- [156] 沈宏, 沈芳. 光谱响应函数和带宽对光学复杂 II 类水体离水辐射反射率的影响 [J]. 红外, 2012, 33(4):31-37.
- [157] Forel F.A.. Le Leman: monographie limnologique (Vol.1) [J]. Nature, 1905, 72, 148-149.
- [158] Wernand M R, van der Woerd H J. Spectral analysis of the Forel-Ule Ocean colour comparator scale [J]. Journal of the European Optical Society-Rapid Publication, 2010. 5.
- [159] Wernand M R, Hommersom A, and van der Woerd H J. MERIS-based ocean colour classification with

- the discrete Forel-Ule scale [J]. *Ocean Science*, 2013b, 9, 477-487.
- [160] 王胜蕾. 基于水色指数的大范围长时序湖库水质遥感监测研究[D].北京:中国科学院大学,2018.
- [161] Hu C M. A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113, 2118-2129.
- [162] Li Y H, Cui B S, Yang Z F. Influence of hydrological characteristic change of Baiyangdian on the ecological environment in wetland [J]. *Journal of Natural Resource*, 2004, 19, 62-68.
- [163] 刘丰,刘静玲,张婷,陈秋颖.白洋淀近 20 年土地利用变化及其对水质的影响[J].*农业环境科学学报*,2010,29(10),1868-1875.
- [164] 高彦春,王晗,龙笛.白洋淀流域水文条件变化和面临的生态环境问题[J].*资源科学*,2009,31(9):1506-1513.
- [165] Wang, M.X.; Yao, Y.; Shen, Q.; Gao, H.J.; Li, J.S.; Zhang, F.F.; Wu, Q.S. Time-Series Analysis of Surface-Water Quality in Xiong'an New Area, 2016-2019 [J]. *Journal of Indian Society of Remote Sensing*, 2020, 1-16.
- [166] 刘春兰,谢高地,肖玉.气候变化对白洋淀湿地的影响[J].*长江流域资源与环境*, 2007,16(2),245-250.
- [167] Bilal, M.M.; Goodall, J.L.; Annual and Interannual Variations in Terrestrial Water Storage during and Following a Period of Drought in South Carolina, USA. *J. Hydro.* 2011, 409, 472-482.
- [168] 袁勇,严登华,王浩,王青.白洋淀湿地入淀水量演变归因分析[J].*水利水电技术*, 2013,44(12),1-4,23.
- [169] 高彦春,王金凤,封志明.白洋淀流域气温、降水和径流变化滕崢及其相互相应关系[J].*中国生态农业学报*,2017,25(4):467-477.
- [170] 李英华,崔宝山,杨志峰.白洋淀水文特征变化对湿地生态环境的影响[J].*自然资源学报* 2004,19(1),62-68.
- [171] 刘茂峰,高彦春,甘国靖.白洋淀流域年径流变化趋势及气象影响因子分析[J].*资源科学*,2011,33(8),1438-1445.
- [172] 杨春霄.白洋淀入淀水量变化及影响因素分析[J].*地下水*,2010,32(2),110-112.
- [173] 申茜,李俊生,吴远峰,张兵.湖泊水体固有光学量光谱拟合与分析研究综述[J].*遥感信息*,2014,29(4).
- [174] Zhang, Y.L.; Zhang.; Zhang, B.; Wang, X.; Li, J.S.; Feng, S.; Zhao, Q.H.; Liu, M.L.; Qin, B.Q. A study of absorption characteristic of chromophoric dissolved organic matter and particles in Lake Taihu, China [J]. *Hydrobiologia*, 2007, 592, 105-120.
- [175] IOCCG. Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group [G]. Sathyendranath (Ed.), Dartmouth, Canada, 2006, 3, 140.

- [176] Olmanson, L.G.; Brezonik, P.L.; Finlay, J.C.; Bauer, M.E. Comparison of Landsat 8 and Landsat 7 for regional measurements of CDOM and water clarity in lakes [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016, 185, 119-128.
- [177] Capuzzo E, Stephens D, Silva T, Barry J, Forster R M. Decrease in water clarity of the southern and central North Sea during the 20<sup>th</sup>-century [J]. *Global Change Biology*, 2015, 21, 2206-2214.
- [178] Fleming V, Laamanen M. Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea [J]. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 2012, 102-103, 1-10.
- [179] Bilah M M, Goodall J L. Annual and Interannual Variations in Terrestrial Water Storage during and Following a Period of Drought in South Carolina, USA [J]. *Journal of Hydrology*, 2011, 409, 472-482.
- [180] Syvitski J P, Vorosmarty C J, Kettner A, J,Pamela G. Impacts of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean [J]. *Science*, 2005, 308 (5720): 376-380.
- [181] 田晓娟, 邹芳, 金双根. 气候变化和人类活动对长江流域水储量变化的影响研究[J]. *大地测量与地球动力学*, 2019, 39(4): 371-376.
- [182] 彭涛, 田慧, 秦振雄, 王高旭. 气候变化和人类活动对长江径流泥沙的影响研究[J]. *泥沙研究*, 2018, 43 (6): 54-60.
- [183] 王延贵, 史红玲, 刘茜. 水库拦沙对长江水沙态势变化的影响[J]. *水科学进展*, 2014, 25(4): 467-476.
- [184] 娄保锋, 卓海华, 周正, 吴云丽, 王瑞琳. 近 18 年长江水质和污染物通量变化趋势分析[J]. *环境科学研究*, 2020, 33(5): 1150-1162.
- [185] Pitarch, J.; Van der Woerd.; H.J., Brewin.; R.J., Zielinski. Optical properties of Forel-Ule water types deduced from 15 years of global satellite ocean color observations[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2019, 231, 111249.
- [186] Lee, Z.P.; Shang, S.L.; Hu, C.M.; Du, K.P.; et al. Secchi disk depth: a new theory and mechanistic model for underwater visibility [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 169, 139-149.
- [187] Tamiminia H, Saleshi B, Mahdianpari M, Quackenbush L, Adeli S, Brisco B. Google Earth Engine for geo-big data applications: A meta-analysis and systematic review [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020, 164, 152-170.
- [188] Chen B, Xiao X, Li X, Pan L, Doughty R, Ma J, Dong J, Qin Y, Zhao B, Wu Z, Sun R, Lan G, Xie G, Clinton N, Giri C. A mangrove forest map of China in 2015: Analysis of time series Landsat 7/8 and Sentinel-1A imagery in Google Earth Engine cloud computing platform [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2017, 131, 104-120.
- [189] Rembold F, Meroni M, Urbano F, Csak G, Kerdiles H, Perez-Hoyos A, Lemoine G, Leo O, Negre T. ASAP: A new global early warning system to detect anomaly hot spots of agricultural production for food security analysis [J]. *Agricultural System*, 2019, 168.
- [190] Saah D, Johnson G, Ashmall B, Tondapu G, Tenneson K, Patterson M, Poortinga A, Markert K, Quyen

- N H, San Aung K, Schlichting L, Matin M, Uddin K, Aryal R R, Dilger J, Ellenburg W L, Flores-Anderson A I, Wiell D, Lindquist E, Goldstein J, Clinton N, Chishtie F. Collect Earth: An online tool for systematic reference data collection in land cover and use applications [J]. *Environmental Model & Software*, 2019, 118, 166-171.
- [191] Parks S A, Holsinger L M, Koonz M J, Collins L, Whitman E, Parisien M A, Loehman R A, Barnes J L, Bourdon J F, Boucher J, Boucher Y, Caprio A C, Collingwood A, Hall R J, Park J, Saperstein L B, Smetanka C, Smith R J, Soverel N. Giving ecological meaning to satellite-derived fire severity metrics across North American forests [J]. *Remote Sensing*, 2019, 11, 1735-1773.
- [192] Wang C, Jia M, Chen N, Wang W. Long-term surface water dynamics analysis based on Landsat imagery and the Google Earth Engine platform: A case study in the middle Yangtze River Basin [J]. *Remote Sensing*, 2018, 10, 1635-1652.
- [193] Zhang C, Sargent I, Pan X, Li H, Gardiner A, Hare J, Atkinson P M. An object-based convolutional neural network (OCNN) for urban land use classification [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 216, 57-70.
- [194] Uddin K, Matin M A, Meyer F J. Operational Flood Mapping Using Multi-Temporal Sentinel-1 SAR Images: A Case Study from Bangladesh [J]. *Remote Sensing*, 2019, 11, 1581-1599.
- [195] Snapir B, Momblanch A, Jain S K, Waine T W, Homan I P. A method for monthly mapping of wet and dry snow using Sentinel-1 and MODIS: Application to a Himalayan river basin [J]. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2019, 74, 222-230.
- [196] Lobo F de L, Souza-Filho P W M, Novo E M L de M, Carlos F M, Barbosa C C F. Mapping Mining Areas in the Brazilian Amazon Using MSI/Sentinel-2 Imagery (2017) [J]. *Remote Sensing*, 2018, 10, 1178-1191.
- [197] Carrasco-Escobar G, Manrique E, Ruiz-Cabrejos J, Saavedra M, Alava F, Bickersmith S, Prussing C, Vinetz J M, Conn J E, Moreno M. High accuracy detection of malaria vector larval habitats using drone-based multispectral imagery [J]. *Plos Negl Trop Dis*, 2019, 13, e0007105.
- [198] Chen F, Zhang M, Tian B, Li Z. Extraction of glacial lake outlines in Tibet Plateau using Landsat 8 imagery and Google Earth Engine [J]. *IEEE Journal of Selected Topics Applied Earth Observation and Remote Sensing*, 2017b, 10, 4002-4009.
- [199] Chen B, Jin Y, Brown P. Automatic mapping of planting year for tree crops with Landsat satellite time series stacks [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetric Remote Sensing*, 2019, 151, 176-188.
- [200] Walker E, Venturini V. Land surface evapotranspiration estimation combining soil texture information and global reanalysis datasets in Google Earth Engine [J]. *Remote Sensing Letters*, 2019, 10, 929-938.
- [201] Hagenaaers G, de Vries S, Luijendijk A P, de Boer W P, Reniers A J. On the accuracy of automated

- shoreline detection derived from satellite imagery: A case study of the sand motor mega-scale nourishment [J]. *Coastal Engineering*, 2018, 133, 113-125.
- [202] Mahdianpari M, Salehi B, Mohammadimanesh F, Brisco B, Homayouni S, Gill E, Delancey E R, Bourgeau-Chavez L. Big Data for a Big Country: The First Generation of Canadian Wetland Inventory Map at a Spatial Resolution of 10-m Using Sentinel-1 and Sentinel-2 Data on the Google Earth Engine Cloud Computing Platform: Megadonnees pour on grand pays: La premiere carte dinventaire des zones humides du Canada a une resolution de 10m a Paide des donnees Sentinel-1 et Sentinel-2 sur la plate-forme informatique en nuage de Google Earth Engine TM [J]. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 2020, 1-19.
- [203] Chrysoulakis N, Mitraka Z, Gorelick N. Exploiting satellite observations for global surface albedo trends monitoring [J]. *Theoretical Applied Climate*, 2019, 137, 15-33.
- [204] Liu X, Hu G, Chen Y, Li X, Xu X, Xu X, Li S, Pei F, Wang S. High-resolution multi-temporal mapping of global urban land using Landsat images based on the Google Earth Engine Platform [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 209,227-239.
- [205] Castelli G, Oliveira L A A, Abdelli F, Dhaou H, Bresci E, Ouesar M. Effect of traditional check dams (jessour) on soil and olive trees water status in Tunisia [J]. *Science Total of Environment*, 2019, 690, 226-236.
- [206] Callaghan C T, Major R E, Lyons M B, Martin J M, Kingsford R T. The effects of local and landscape habitat attributes on bird diversity in urban greenspaces [J]. *Ecosphere*, 2018, 9 e02347.
- [207] Quintero N, Viedma O, Urbieto I R, Moreno J M. Assessing Landscape Fire Hazard by Multitemporal Automatic Classification of Landsat Time series Using the Google Earth Engine in West-Central Spain [J]. *Forests*, 2019, 10, 518-547.
- [208] 何丽.基于 Google Earth Engine 的湄公河流域资源环境关键要素动态监测与时空分析[D].昆明: 云南师范大学,2020.
- [209] Rishikeshan C A, Ramesh H. An Automated Mathematical Morphology Driven Algorithm for Water Body Extraction from Remotely Sensed Images [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2018, 146, 11-21.
- [210] Garaba S P, Friedrichs A, Vob D, Zielinski O. Classifying Natural Waters with the Forel-Ule Colour Index System: Results, Applications, Correlations and Crowdsourcing [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2015, 12, 16096-16109.
- [211] Pitarch J, Woerd H J V D, Brewin R J W, Zielinski O. Optical properties of Forel-Ule water types deduced from 15 years of global satellite ocean color observations [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2019, 231, 111249.

## 学位论文数据集

关键词*	密级*	中图分类号*	UDC	论文资助
Forel-Ule Index;透明度;色度角	公开	P23	528	
学位授予单位名称*	学位授予单位代码*	学位类别*	学位级别*	
辽宁工程技术大学	10147	工学	博士	
论文题名*	并列题名*			论文语种*
基于哨兵 2 卫星水色异常水体识别与典型内陆水体水色时空变化分析	Identification of Water Colour Anomaly and Analysis of Temporal and Spatial Variation of Water Colour Typical Inland Waters Based on Sentinel-2 Satellite			中文
作者姓名*	赵业隆	学号*	471710035	
培养单位名称*	培养单位代码*	培养单位地址	邮编	
辽宁工程技术大学	10147	辽宁省阜新市	123000	
学科专业*	研究方向*	学制*	学位授予年*	
摄影测量与遥感	遥感信息识别与提取	3 年	2021	
论文提交日期*	2021.11.			
导师姓名*	杨帆	职称*	教授	
评阅人	答辩委员会主席*	答辩委员会成员		
	李玉	赵泉华、帅艳民、张永红、徐胜华		
电子版论文提交格式 文本 ( ) 图像 ( ) 视频 ( ) 音频 ( ) 多媒体 ( ) 其他 ( )				
推荐格式: application/msword; application/pdf				
电子版论文出版(发布)者	电子版论文出版(发布)地	权限声明		
论文总页数*	(注意: 论文页数至参考文献结束页码)			
注: 共 33 项, 其中带*为必填数据, 共 22 项。				