基于多时相主被动遥感的漓江水面监测与水质参数反演(2016—2020年)*

刘曼, 付波霖**, 何宏昌, 解淑毓, 仇继圣, 孙习东, 龚烨云, 劳植楠, 左萍萍

(桂林理工大学测绘地理信息学院, 桂林 541006)

摘要: 以漓江流域为研究区域, 以 2016—2020 年 Landsat 8 OLI、GF-1、Sentinel-2A 及 Sentinel-1A 逐月影像为数据源, 选用归一化水指数(*NDWI*)、改进型归一化水指数(*MNDWI*)、增强型水体指数(*EWI*)、归一化差值池指数(*NDPI*)、后向散射系数(*S*)与主被动遥感加权指数(*JQ*)提取漓江水体信息, 采用二类水体区域性近岸海域水色算法(*C2RCC*)、最大叶绿素指数(*MCI*)、双波段比值法(*Double R*)及叶绿素反射峰强度(ρ_{chl})4 种方式, 反演漓江水体叶绿素 *a* (*Chl.a*)与总悬浮物质(*TSM*)浓度。将漓江划分为 278 个基本评价单元, 利用水面变化区域差异值(*WDr*)、河岸线发育系数(*SDI*)与水体信息变化动态度(*K*)等指标定量分析漓江上、中、下游枯水期和汛期的人文和水质信息的年内时空动态变化, 得出以下结论: (1) 主被动遥感加权指数 *JQ* 与 *NDPI* 指数的提取效果优于 *NDWI*、*MNDWI*、*EWI* 指数与后向散射系数, 但与 *JQ* 指数相比, *NDPI* 指数提取精度更高、可信度更强。 (2) 基于 *C2RCC* 算法反演的 *Chl.a* 浓度的均方根误差(*RMSE*)处于 0.18~7.88 mg/m³ 之间, *TSM* 浓度的 *RMSE* 为 0.17~12.55 g/m³, 可较好地反映漓江水质参数变化情况。 (3) 基本评价单元的划分可清楚地分析出上、中、下游地区水域水面宽度、水域面积、*Chl.a* 与 *TSM* 浓度的连续变化情况, 实测数据则依靠站点监测, 所得结果较分散, 无法进行连续性分析。 (4) 漓江 5—10 月降水较多、水体流动性强, 大部分地区平均水面宽度在 100~250 m 范围内, 水体富营养化程度低, 水质较好, 但 2 月水质最差, 水体富营养化程度较高地区主要集中于上、中游的兴安县、灵川县等城镇居民区以及下游旅游开发区较多的兴坪镇。

关键词: 漓江流域; 主被动遥感加权水体指数; 基本评价单元; 叶绿素 *a* 和悬浮物质浓度反演; 时空动态分析

Water surface monitoring and water quality parameters inversion of Lijiang River based on multi-temporal active and passive remote sensing, 2016–2020*

Liu Man, Fu Bolin**, He Hongchang, Xie Shuyu, Qiu Jisheng, Sun Xidong, Gong Yeyun, Lao Zhinan & Zuo Pingping

(College of Geomatics and Geoinformation, Guilin University of Technology, Guilin 541006, P.R. China)

Abstract: Lijiang River Basin is used as the research area, and Landsat 8 OLI, GF-1, Sentinel-2A, and Sentinel-1A monthly images of 2016–2020 are used as data sources. The normalized water index (*NDWI*), modified normalized water index (*MNDWI*), enhanced water index (*EWI*), normalized difference pond index (*NDPI*), backscatter coefficient (*S*) and weighted index of active and passive remote sensing (*JQ*) are used to extract the water information of the Lijiang River. The case 2 regional coast color (*C2RCC*), maximum chlorophyll index (*MCI*), two band ratio method (*Double R*) and chlorophyll reflection peak intensity (ρ_{chl}) are used to retrieve the concentration of chlorophyll-*a* (*Chl.a*) and total suspended matter (*TSM*) concentrations in Lijiang River. The Lijiang River is divided into 278 basic evaluation units, and the spatial-temporal dynamic changes of hydrological and water quality information in the upper, middle, and lower reaches in dry and flood seasons of Lijiang River are quantitatively analyzed by difference value of water surface variation (*WDr*), shoreline development index (*SDI*) and dynamic degree of water information change (*K*). The following conclusions are drawn: (1) Compared with *NDWI*, *MNDWI*, *EWI*, and backscatter coefficient,

* 2020-06-21 收稿; 2020-09-12 收修改稿。

国家自然科学基金项目(41801071)、广西自然科学基金项目(2018GXNSFBA281015)、广西科技计划项目(桂科AD20159037)、桂林理工大学科研启动基金资助项目(GUTQDJJ2017096)和广西八桂学者团队项目联合资助。

** 通信作者; E-mail: fbl2012@126.com.

the extraction effect of JQ and $NDPI$ are better. Compared with JQ , $NDPI$ has higher precision and credibility. (2) $RMSE$ of $Chl.a$ based on the inversion of C2RCC algorithm is $0.18\text{--}7.88\text{ mg/m}^3$, $RMSE$ of TSM is $0.17\text{--}12.55\text{ g/m}^3$, and it can better reflect the changing trend of $Chl.a$. (3) The division of the basic evaluation unit can clearly analyze the continuous changes of the width, area, $Chl.a$ and TSM of the upstream, middle and downstream areas. The measured data rely on the monitoring of the stations, and the results are scattered and can't be used for continuity analysis. (4) The Lijiang River has more precipitation and strong water mobility from May to October. The average water surface width of most areas is within 100–250 m. However, the water nutrient is low and the water quality is good. The water quality is the worst in February. The areas with high eutrophication are mainly concentrated in Xing'an County, Lingchuan County and other urban residential areas in the upper and middle reaches, and Xingping town with more tourism development zones downstream.

Keywords: Lijiang River Basin; active and passive remote sensing weighted water index; basic evaluation unit; chlorophyll- a and total suspended matter concentrations inversion; spatiotemporal dynamic analysis

河流水文信息动态监测是分析流域水体演变规律的基础,而水质信息的采集则是评价流域水体质量优劣程度、衡量水体初级生产力的前提,及时准确地监测、获取河流水文和水质信息对河流水资源开发管理、水环境保护、水生态修复以及防洪减灾等方面具有重要意义^[1-2]. 漓江是桂林风景的灵魂,是中国唯一一条入选的全球最美河流^[3]. 然而,近年来漓江水域水量暴涨、干涸等现象突出,影响了桂林人民的正常生活. 快速、准确地掌握漓江水体信息,并依据流域时空演变特点研究相应对策,对漓江流域进行合理开发、规划具有重大意义.

目前,遥感技术已被用于河流水文、水质信息的监测,相较于传统的地面监测方法,其在宏观性、时效性、便利性上具有较大优势. Yang 等^[4]和王大钊等^[5]使用归一化差异水体指数($NDWI$)、改进归一化水体指数($MNDWI$)与自动提取水体指数($AWEI$)等方法,基于 Sentinel-2 和 Landsat 8 影像提取了城市地表水分布信息,结果表明 Sentinel-2 影像提取的水体信息更为准确, Kappa 系数达 0.88 以上;段秋亚等^[6]基于高分一号(GF-1)数据,采用 $NDWI$ 阈值法,提取了 2 块不同尺度和不同复杂度的代表性水域,与人工解译的水体信息相比较,阈值法提取精度分别达到 97.59% 与 99.15%; Yao 等^[7]利用城市水自动提取方法和资源三号(ZY-3)影像提取了青岛多个地区的地表水信息,与 $NDWI$ 指数提取结果相比,该方法 Kappa 系数提高了 7%~32%. 因光学影像易受到天气的影响,部分学者则利用微波遥感全天时、全天候监测以及后向散射系数对水体较敏感等特点来进行水体提取研究. Hsu 等^[8]基于台湾地区四景 Sentinel-1 雷达影像,利用后向散射系数提取了河流水面宽度,与无人机影像相比,利用雷达影像测量的结果易受阴影的干扰; Liang 等^[9]基于 Sentinel-1 合成孔径雷达图像,采用局部阈值化方法提取了 Louisiana 部分洪水淹没地区的水体轮廓,与传统阈值法相比,局部阈值法在区别水体与非水体方面精度更高,用户精度与生产者精度提高了 4%~13%;谷鑫志等^[10]提出了水体自动化提取算法,利用两景不同成像模式的 GF-3 SAR 影像对湖南省东北部水体进行信息提取,结果表明该算法提取精度达到了 85% 以上,精度优于基于 Landsat 8 与 GF-1 影像的 $NDWI$ 、 $MNDWI$ 、 $AWEI$ 指数. 叶绿素浓度遥感反演研究对水体的管理起着积极作用,为验证遥感影像对流域水质信息的监测效果,Ansper 等^[11]和 Toming 等^[12]利用 Sentinel-2 数据反演了 Estonian 湖泊叶绿素 a ($Chl.a$) 浓度,证明了 Sentinel 数据对水体中叶绿素的估算和湖泊时空动态的跟踪的适用性; Nazeer 等^[13]为监测香港沿海复杂水域的 $Chl.a$ 浓度,使用 Landsat TM、ETM+影像中蓝、绿、红和近红外 4 个波段数据及实测叶绿素数据建立了回归模型,相关系数达 0.89; Filipponi^[14]利用 C2RCC 算法从 Sentinel-2 数据中提取意大利波河水体信息,并分析了水体中 $Chl.a$ 和总悬浮物质(TSM)浓度变化,证明了利用卫星多光谱数据监测河流水质变化的可行性. 综上所述,以上研究主要集中在比较不同遥感水体指数提取水体的精度,少有学者利用长时间序列的主被动遥感影像提取水体信息和反演水体 $Chl.a$ 、TSM 浓度等水质参数,定量分析河流水文和水质信息的年内动态变化规律.

因此,本文以漓江流域为研究区,以 2016—2020 年 Landsat 8 OLI、GF-1 和 Sentinel-2A 多光谱数据和 2018 年逐月 Sentinel-1A IW 模式的 SAR 影像为主要数据源,利用构建的多种主被动遥感水体指数逐月提取漓江水面信息,反演漓江逐月的 $Chl.a$ 和 TSM 浓度,构建了漓江流域的 278 个基本评价单元,并在此单元内基于河岸线发育率、水面变化区域差异值和水体信息变化动态度定量分析漓江水面、 $Chl.a$ 和 TSM 浓度的年

内、枯水期和汛期、上、中和下游的时空演化特征,为漓江的水环境保护、流域合理开发与保护提供技术支撑和理论依据。

1 研究区概况及数据源

1.1 研究区概况

漓江流域(24°18′~25°41′N,109°45′~110°40′E)位于广西壮族自治区桂林市境内,漓江发源于兴安县华江乡猫儿山老山界东南侧,自北向南流经兴安县、灵川县、桂林市区、阳朔县、荔浦县、恭城县、平乐县等地,全长 164 km,属珠江水系西江的支流^[15]。桂林位于低纬度区域,属亚热带湿润季风气候,雨季集中在夏季期间。漓江年径流量大,但分布不均匀,水位全年变化显著,3—8 月为汛期,9 月至次年 2 月为枯水期,且两期差异显著^[16]。枯水期河床外露,严重时船只无法通行;汛期水量暴涨,可淹没两岸河床和滩涂。桂林山水甲天下,而漓江则是桂林山水的灵魂所在,漓江部分河段有着喀斯特地貌,是广西东北部喀斯特地貌发育的最典型地区,象鼻山、冠岩、黄布倒影等地较为出名,1982 年国务院将漓江流域列入“首批国家重点风景名胜区”之一^[17],桂林旅游业得以快速发展。近年来漓江水量暴涨、干涸现象突出,因受水位涨幅的剧烈影响,桂林旅游业呈现明显的淡旺季,桂林人民的正常生活也受到严重影响,汛期时因洪水造成的经济损失尤为严重。漓江流域位置如图 1 所示。

图 1 漓江流域位置

Fig.1 Location of Lijiang River Basin

1.2 数据源及数据预处理

为探究漓江水体年内动态变化特征,本文获取了漓江流域全年逐月的主被动遥感影像. 光学遥感影像主要包括:①2016—2020年12个月的 Sentinel-2A 多光谱数据,下载网址为 <https://scihub.copernicus.eu/>;②2016—2018年11个月 Landsat 8 OLI 和 GF-1 WFV 多光谱数据,其中 Landsat 8 OLI 数据是从美国地质调查局 USGS 网站(<https://earthexplorer.usgs.gov/>)下载获取,因部分月份出现 Landsat 8 OLI 影像研究区覆盖不全、云覆盖率较高等问题,本文将从中国资源卫星应用中心网站(<http://www.cresda.com>)下载的对应该月份的 GF-1 WFV 多光谱数据作为补充数据,而在 2016—2018 年研究区 3 月的 Landsat 8 影像和 GF-1 影像均被较多云遮挡,无法进行漓江水体的提取. 本文利用 Sen2Cor v2.8 插件对 Sentinel-2A 影像进行辐射校正、大气校正处理,再用 SNAP 软件将多光谱影像重采样为 15 m 的空间分辨率,并导入到 ENVI 5.4 软件中对数据进行波段合成、影像拼接和裁剪,生成研究区影像;而基于 Sentinel-2A 影像对 Chl.*a* 及 TSM 浓度的反演,则直接使用 SNAP 软件对原数据重采样,并进行 C2RCC 大气校正,将 Salinity 参数设置为 0.0001;运用 ENVI 5.4 软件分别对 Landsat 8 OLI 多光谱影像进行辐射定标和 FLAASH 大气校正,对全色波段进行辐射校正,并利用 Gram-Schmidt Spectral Sharpening 算法将校正后的全色与多光谱进行图像融合,生成空间分辨率为 15 m 的多光谱影像,最后裁剪得到漓江流域影像数据;同时,利用 ENVI 5.4 软件对 GF-1 WFV 影像进行辐射定标、大气校正、几何校正、影像拼接与裁剪.

本文在欧空局遥感数据中心网站(<http://www.cnblogs.com/>)下载了漓江流域 2018 年 12 个月 IW 模式 SLC 格式的 Sentinel-1A 影像. 运用 SNAP 软件处理 Sentinel-1A 影像,先后经过热噪声去除、辐射定标、Burst 去除、Refined Lee 滤波处理、多视处理、斜距影像转换为地距影像、地形纠正、地理编码和影像裁剪,导出空间分辨率为 15 m 为 ENVI 格式的后向散射系数数据. 为了减少相干噪声对准确提取和解译研究区域水体的影响,本文分别将 Refined Lee 滤波窗口设置为 7×7,多视处理视数为 4. 基于 30 m SRTM DEM 作为参考 DEM 对 Sentinel-1A 影像进行地理编码,生成投影坐标系为 WGS_1984_UTM_Zone_49N. 研究区的主被动遥感数据集以 Sentinel-2A 多光谱影像为基准影像,其他数据在 ENVI 5.4 软件中进行相对配准. 数据源具体信息如附表 1 所示.

水体 Chl.*a* 和 TSM 浓度实测数据来自于广西壮族自治区桂林市水文水资源局提供的 2018 年逐月数据,用于验证基于 C2RCC 算法和 Sentinel-2A 影像反演的逐月 Chl.*a* 和 TSM 浓度. 漓江水面宽度数据验证数据基于 Google Earth 中高空间分辨率遥感影像进行解译和矢量化提取. 其中,在解译提取漓江水面宽度数据时,将 Google Earth 中影像调整为与本文所用遥感影像对应的月份,并从漓江上、中和下游各选取 5 个漓江水面横截面计算出平均值作为最终漓江水面宽度的验证数据.

2 研究方法

为系统研究漓江水文和水质信息年内动态变化特征,本文基于水利部《河流健康评估指标、标准与方法 V1.0》,以 500 m 为步长等分主航道中心线且生成覆盖整个研究区的 278 个矩形缓冲区,格网化漓江水体建立 278 个基本评价单元. 基于基本评价单元分别计算河岸线发育系数(*SDI*)、水面变化区域差异值(*WDr*)及水体信息变化动态度(*K*) 3 种指标参数,来定量分析漓江水面、Chl.*a* 和 TSM 浓度的年内、枯水期和汛期上、中和下游的变化规律. 本文采用阈值分割算法对漓江遥感水体指数进行分割运算,提取逐月的水体信息,分别计算了 4 类光学遥感水体指数和雷达后向散射系数:Landsat 8 OLI 和 GF-1 多光谱影像分别计算了归一化水体指数(*NDWI*)、改进型归一化水体指数(*MNDWI*)、增强型水体指数(*EWI*), Sentinel-2A 多光谱影像计算了归一化差值池指数(*NDPI*), Sentinel-1A SAR 影像计算了后向散射系数(*S*). 综合利用多种光学遥感水体指数和雷达后向散射系数进一步构建了主被动遥感加权指数(*JQ*),增强水体信息的同时抑制其他非水体信息. 本文采用二类水体区域性近岸海域水色算法(C2RCC)、最大叶绿素指数(*MCI*)、双波段比值法(*Double R*)及 Chl.*a* 反射峰强度(ρ_{chl}) 4 种方法,反演计算漓江水体 Chl.*a* 和 TSM 浓度,进而探究其年内动态变化规律,具体技术流程如图 2 所示.

2.1 基于主被动遥感的漓江水体提取

由于 *NDWI* 水体指数对植被与水体有较好的区分能力,*MNDWI* 水体指数适用于增强和提取背景为建成

图2 研究方法和技术路线

Fig.2 Research method and technical route

区的水域信息, EWI 水体指数则结合了以上两种指数的优点, 较好地对植被、土壤、建筑区进行反射抑制, 增强了水体亮度, $NDPI$ 水体指数不仅可以提取小型池塘和低于 0.01 hm^2 的水体, 还可以区分水体与周围环境中的植被信息^[18-21]. 因此, 本文分别基于 $NDWI$ 、 $MNDWI$ 、 EWI 、 $NDPI$ 指数和后向散射系数(S)数据进行灰度分割, 确定佳阈值分割提取漓江水体信息. 具体计算公式为:

归一化水体指数($NDWI$):

$$NDWI = \frac{B_{\text{Green}} - B_{\text{NIR}}}{B_{\text{Green}} + B_{\text{NIR}}} \quad (1)$$

改进型归一化水体指数($MNDWI$):

$$MNDWI = \frac{B_{\text{Green}} - B_{\text{SWIR}}}{B_{\text{Green}} + B_{\text{SWIR}}} \quad (2)$$

增强型水体指数(EWI):

$$EWI = \frac{B_{\text{Green}} - B_{\text{NIR}} - B_{\text{SWIR}}}{B_{\text{Green}} + B_{\text{NIR}} + B_{\text{SWIR}}} \quad (3)$$

归一化差值池指数($NDPI$):

$$NDPI = \frac{B_{\text{SWIR}} - B_{\text{Green}}}{B_{\text{SWIR}} + B_{\text{Green}}} \quad (4)$$

以上各式计算结果均浮点型数据, 式中, B_{Green} 为多光谱中的绿波波段, B_{NIR} 为近红外波段, B_{SWIR} 表示短波红外波段.

为了提高水体提取精度,融合了3种指数和后向散射系数 S 的水体提取优势,本文在对比 $NDWI$ 、 $MNDWI$ 、 EWI 指数与后向散射系数 S 提取漓江水体效果的基础上,根据水体提取精度确定加权系数,并利用 ENVI 5.4 软件中波段运算工具进行加权求和运算,得出主被动遥感加权水体指数 (JQ) 影像,再对其灰度进行分割、确定最佳阈值提取漓江流域逐月水体信息,具体计算公式为:

$$JQ = a \cdot B_{NDWI} + b \cdot B_{MNDWI} + c \cdot B_{EWI} + d \cdot B_S \quad (5)$$

表1 主被动遥感加权水体指数中各组成部分逐月权重系数

Tab.1 Monthly weight coefficients of each component in the active and passive remote sensing weighted water index

时间	a	b	c	d
1月	0.2	0.3	0.3	0.2
2月	0.1	0.2	0.3	0.3
3月	0.0	0.0	0.0	1.0
4月	0.4	0.4	0.0	0.2
5月	1.0	0.0	0.0	0.0
6月	0.2	0.2	0.5	0.1
7月	0.2	0.3	0.3	0.2
8月	1.0	0.0	0.0	0.0
9月	0.0	1.0	0.0	0.0
10月	0.1	0.4	0.4	0.1
11月	1.0	0.0	0.0	0.0
12月	0.4	0.4	0.1	0.1

式中, a 、 b 、 c 、 d 为权重系数,依据试错法进行反复试验所设定,首先通过阈值分割确定 $NDWI$ 、 $MNDWI$ 、 EWI 与后向散射系数4种指数逐月水面提取结果的最适阈值范围,再依据不同月份各类指数分别对漓江水体的提取效果进行权重设定,逐月权重系数值如表1所示, B_{NDWI} 为研究区 $NDWI$ 指数数据, B_{MNDWI} 为研究区 $MNDWI$ 指数数据, B_{EWI} 为研究区的 EWI 指数数据, B_S 为研究区后向散射系数数据。

$Chl.a$ 是水生植物的重要组成成分,悬浮颗粒物是水体中营养物质和污染物的重要载体,两者皆是反映水体质量优劣程度的重要参数. 基于神经网络技术的 C2RCC 算法可对多种数据进行大气校正,该算法可输出校正后的遥感反射率、固有光学量、 $Chl.a$ 浓度、 TSM 浓度和黄色物质等多种产品数据,本文则基于此算法反演漓江水体 $Chl.a$ 及 TSM 浓度^[22-23]; Sentinel-2A 中 MSI 传感器有3个波段可获取植被在近红外“红边”区间的光谱特征信息,对监测植被长势与健康、水体 $Chl.a$ 浓度、浮游植物分布等水生态信息灵敏有效^[24],运用红边波段的 MCI 与 $Double R$ 两种模型可较好地检测内陆、沿海和海洋水域的表面水华和近地表植被信息^[25-26];而可见光区间内,绿光中心波长处 $Chl.a$ 的光谱反射率,高于相邻两侧蓝光、红光波长的反射率,而形成典型的 $Chl.a$ 反射峰,该反射峰强度 (ρ_{chl}) 与 $Chl.a$ 浓度呈正相关^[27-29]. 因此,本文基于 Sentinel-2A 影像获取 $Chl.a$ 、 TSM 、 MCI 、 $Double R$ 及 ρ_{chl} 5种指数,以此来探究漓江年内水质状况,具体计算公式为:

$$Chl.a = 21.0 IOP_{apig}^{1.04} \quad (6)$$

$$TSM = 1.72 IOP_{lp} + 3.1 IOP_{bw} \quad (7)$$

$$MCI = B_{VRE} - B_{Red} - 0.53(B_{VRE} - B_{Red}) \quad (8)$$

$$Double R = \frac{B_{VRE}}{B_{Red}} \quad (9)$$

$$\rho_{chl} = B_{Green} - \frac{B_{Blue} + B_{Red}}{2} \quad (10)$$

式中, IOP_{apig} 表示浮游植物色素吸收特性, IOP_{lp} 表示海水中一般颗粒物的后向散射, IOP_{bw} 表示海水钙质白色粒子的后向散射, B_{VRE} 表示光谱中的红边波段, B_{Red} 表示光谱中的红波波段, B_{Blue} 表示光谱中的蓝波波段。

2.2 基于基本评价单元的漓江水文和水质信息定量分析

SDI 反映岸线的不规则程度,刻画水面宽度差异,以此来研究漓江水体信息演变特征; WDr 可定量表征基本评价单元内水域变化区域差异;土地利用动态度则适用于分析一定时间范围内某种土地利用类型的数量变化情况^[30-32],本文将土地利用动态度用于描述漓江水体动态变化分析,即计算水体信息变化动态度 (K),研究汛期、枯水期内漓江水文与水质信息动态变化程度. 因此,本文在278个基本评价单元内,采用 SDI 、 WDr 和 K 3个指标来定量分析漓江水体水文和水质的年内演变特征,具体计算公式为:

$$SDI = \frac{S}{2\sqrt{\pi A}} \quad (11)$$

$$WDr = \frac{U_b - U_a}{U_a} \quad (12)$$

$$K = 100\% \frac{U_b - U_a}{U_a} \cdot \frac{1}{T} \quad (13)$$

式中, S 为水面周长; A 为水域面积; U_a 、 U_b 分别为基期、现期的数值; T 为研究时段长,当 T 的时段设定为月时, K 值就是该研究区某种水文信息的月变化率。

均方根误差($RMSE$)^[33]可反映观测值的可信度、精确度,本文利用均方根误差进行精度验证,计算公式为:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}{n}} \quad (14)$$

式中, x_i 表示观测值, y_i 表示真值, n 表示观测次数。

3 研究结果

3.1 水体提取、叶绿素 a 和悬浮物质浓度的反演精度验证

为了探究 $NDWI$ 、 $MNDWI$ 、 EWI 、 JQ 、 $NDPI$ 与后向散射系数 S 6 种遥感指数提取漓江水体效果,本文选取漓江中、下游河段进行对比分析。由图 3 可知, $MNDWI$ 指数能较好地提取出处于漓江中游的桂林市城区漓江水体,但在下游两岸山峰较多的区域,山体阴影和水体的区分不明显, $MNDWI$ 指数会把部分山体阴影错误归类为漓江水体,导致水域面积偏大。相对于 $MNDWI$ 指数而言, $NDWI$ 指数能较好划分水体和山体阴影,但在桂林城区段的水体提取效果不佳,临近建筑与水体难以通过阈值范围进行区分。 EWI 指数在山区的提取效果优于 $MNDWI$ 指数,水体和山体阴影的区分比较明显,对城区的提取能力比 $NDWI$ 指数强,能提取出较多的水体部分。后向散射系数 S 完整提取整条漓江的能力比较强,可提取出河流水面宽度较小区域,但在下游会把部分山体阴影也划入漓江,整个范围内错误划分阈值的小图斑较多。与其他指数相比, JQ 与 $NDPI$ 指数较好地地区分出了桂林城区的水体,下游被错误地划分为水体的山体阴影面积均有所降低,细小河段以及河流连贯性也有所提高。

图 3 基于 Landsat 8、GF-1、Sentinel-1A 与 Sentinel-2A 的 6 种指数最佳阈值提取漓江水体结果对比分析

Fig.3 Comparison and analysis of the results of Lijiang River water extraction based on six index optimal thresholds of Landsat 8, GF-1, Sentinel-1A and Sentinel-2A

为验证主被动遥感加权指数 JQ 与 $NDPI$ 两种水体指数的提取精度,选用汛期 4 月和 8 月与枯水期 1 月和 12 月水面提取结果进行对比分析,由图 4 中 JQ 指数与 $NDPI$ 指数提取的水面对比结果可知,基于 $NDPI$ 指数提取的漓江水体有较好的完整性、连贯性;表 2 为 4 个月水面宽度对比结果,其中 JQ 指数的水面宽度选取与实测水面宽度选取方式一致, $NDPI$ 指数的水面宽度则基于格网取均值;表 3 中 $NDPI$ 指数提取水面

宽度的 $RMSE$ 在 2.61~7.04 m 之间,而 JQ 指数提取水面宽度的 $RMSE$ 在 6.05~9.79 m 之间,对比两种数据提取误差范围, $NDPI$ 指数提取的数据整体误差明显小于 JQ 指数. 以上对比说明基于 Sentinel-2A 的 $NDPI$ 指数提取水体信息有更高的精确度和可信度,下文将基于 $NDPI$ 指数提取的水文信息分析漓江水体年内变化特征.

图 4 JQ 与 $NDPI$ 指数水面提取结果对比

Fig.4 Comparison of water surface extraction results of JQ and $NDPI$ indexes

表 2 JQ 与 $NDPI$ 指数提取水面宽度精度对比

Tab.2 Precision comparison of water surface width extracted by JQ and $NDPI$ indexes

时间	实测水面宽度/m			JQ 提取水面宽度/m			$NDPI$ 提取水面宽度/m		
	上游	中游	下游	上游	中游	下游	上游	中游	下游
1 月	140	143	127	136	146	128	149	151	131
4 月	136	141	131	138	127	120	141	142	129
8 月	170	182	157	170	171	149	176	190	162
12 月	138	136	121	125	121	107	144	135	123

表 3 JQ 与 $NDPI$ 指数提取水面宽度的 $RMSE$ 数值差异

Tab.3 $RMSE$ value difference of water surface width extracted by JQ and $NDPI$ indexes

时间	JQ 提取水面宽度/m			$NDPI$ 提取水面宽度/m		
	上游	中游	下游	上游	中游	下游
1 月	8.59	8.75	6.05	6.99	6.22	3.23
4 月	7.01	7.03	7.77	4.32	4.90	2.61
8 月	8.83	8.98	7.28	3.24	6.36	7.04
12 月	9.79	8.43	9.71	5.29	4.36	6.24

利用 36 个 $Chl.a$ 与 TSM 浓度站点监测数据,通过分析变化趋势、计算相关性来对比验证基于 C2RCC 算法的 $Chl.a$ 、 MCI 、 $Double R$ 及 ρ_{chl} 4 种反演模型精度,并在每月上、中、下游反演数据中随机选取 10 个样点进

行 $RMSE$ 计算. 图 5a~c 中基于 C2RCC 算法的反演数据与实测 $Chl.a$ 浓度变化趋势基本一致, 使用 SPSS 统计分析软件进行相关性计算, 在 95% 置信区间内 R^2 为 0.980, 因每月河流径流量和水体流动速度不同, 上、中、下游各部分 $Chl.a$ 与 TSM 浓度不均, 且河流两岸旅游开发程度与人类活动影响程度不同, 所以通过随机选取的样点计算出的每月 $RMSE$ 差异较大, 结合表 4 可知 1—12 月 $Chl.a$ 浓度的 $RMSE$ 最小为 0.18 mg/m^3 , 最大为 7.88 mg/m^3 ; 而图 5d~f 中 MCI 、 $Double R$ 、 ρ_{chl} 与实测数据的归一化趋势可以看出, $Double R$ 的变化趋势吻合度较好, R^2 为 0.906, MCI 次之, R^2 为 0.883, ρ_{chl} 则不适于反映漓江 $Chl.a$ 浓度变化, R^2 为 -0.110; 图 5g~i 中 TSM 浓度实测数据与反演数据变化趋势吻合度较好, R^2 为 0.993, 但上游 12 月与中、下游 2 月误差较大, 1—12 月中 $RMSE$ 最小为 0.17 g/m^3 , 最大为 12.55 g/m^3 , 下文将基于 C2RCC 算法的反演数据分析漓江 $Chl.a$ 与 TSM 浓度的年内动态变化规律.

图 5 $Chl.a$ 、 TSM 浓度的遥感反演数据与实测数据的精度验证与趋势分析

Fig.5 Accuracy verification and trend analysis of remote sensing inversion data and measured data of $Chl.a$ and TSM concentrations

3.2 漓江流域水文与水质信息年内变化定量分析

利用从 278 个基本评价单元统计出的河流水面宽度、水域面积、 $Chl.a$ 与 TSM 浓度, 计算每月均值与标准差, 并利用直方图 (图 6) 进行趋势分析. 其中, 均值表示一组数据的平均水平, 反映数据集的集中趋势; 标准差反映了数据集的离散程度; 误差棒反应所测数据不确定度的大小.

由图 6a 和 b 可看出漓江 1—12 月水面宽度与水域面积的整体变化趋势基本相同, 1—8 月呈波动增长, 8—12 月呈波动型下降. 其中, 3—8 月上升趋势较明显, 上升幅度也较大, 3 月开始进入雨季, 降雨量增加, 水面宽度、水域面积分别由 3 月的 112.56 m 、 0.057 km^2 上升至 8 月的 175.32 m 、 0.088 km^2 , 最大值约为最小值的 1.56 倍; 漓江降水主要集中在夏季, 因此 5—8 月水面宽度、水域面积略高于其他月份. 图 6c 与 d 中 $Chl.a$ 与 TSM 浓度变化趋势基本一致, 2 月富营养化程度最深, 4—11 月程度较低、水质较好, $Chl.a$ 与 TSM 浓度最大值分别为最小值的 38 与 37 倍; 两者变化趋势与水面宽度、水域面积变化趋势有一定的负相关, 即水面宽

表 4 Chl.*a* 与 TSM 浓度的 *RMSE* 差异
Tab.4 *RMSE* difference between Chl.*a* and TSM concentrations

时间	Chl. <i>a</i> /(mg/m ³)			TSM/(g/m ³)		
	上游	中游	下游	上游	中游	下游
1 月	4.20	3.19	1.54	12.55	4.47	0.50
2 月	2.17	3.93	4.63	1.59	9.42	8.91
3 月	5.69	2.15	2.01	7.60	1.93	2.66
4 月	0.20	2.14	0.51	0.46	3.58	1.27
5 月	0.59	0.64	0.35	0.84	0.17	0.37
6 月	0.27	0.19	0.21	0.55	0.54	0.55
7 月	0.72	0.41	0.39	1.42	1.07	0.67
8 月	0.25	2.63	0.26	0.99	4.41	0.46
9 月	0.23	7.18	0.18	0.17	11.18	0.42
10 月	0.27	0.35	0.52	0.85	0.36	0.41
11 月	5.50	1.01	1.27	3.92	2.10	2.19
12 月	6.77	7.88	2.76	11.94	3.75	0.41

度、水域面积大的月份,水生植物、藻类等物质少,富营养化程度低,水质好. 为详细观察漓江水体 Chl.*a* 浓度的季节变化情况,选用离散度较低的 1、4、7 和 10 月进行分析,由图 7 可知每月 Chl.*a* 浓度最大值皆位于下游兴坪镇地区,该地区为阳朔县旅游重镇,旅游开发区较多,漓江水体富营养化最严重,4 个月中 Chl.*a* 浓度最大值在 7 月,为 39.27 mg/m³,而上、中游水体污染程度较高处均位于兴安县、灵川县与桂林市城镇居民区,其中 1 月上游水体污染区域较多,上游地区兴安县与灵川县居民区聚集、人口密度大,农田、厂矿分布集中,生活污水、工业废水等使得漓江水质变差.

图 6 漓江 1—12 月水文与水质信息变化趋势
Fig.6 Change trend of hydrological and water quality information of Lijiang River from January to December

为进一步探究漓江 1—12 月水体变化规律,本文将每月数据分为上、中和下游 3 部分,表 5 为水面宽度、水域面积、Chl.*a* 与 TSM 浓度的全年上、中和下游均值与占比情况,图 8 描述了漓江逐月上、中、下游水体信

图 7 漓江水体 1、4、7 和 10 月各个河段 Chl.a 浓度对比分析

Fig.7 Comparative analysis of Chl.a concentration in Lijiang River in January, April, July and October

息的动态变化趋势.

根据表 5 可知,上、中、下游水面宽度、水域面积与 Chl.a 浓度变化较小,TSM 浓度变化最大,且为中游>

表5 漓江1—12月水文与水质信息上、中、下游均值与占比

Tab.5 Average value and proportion of upstream, middle and downstream hydrological and water quality information of Lijiang River from January to December

指标		上游	中游	下游
水面宽度	均值/m	147.73	154.6	139.83
	占比/%	33.41	34.96	31.63
水域面积	均值/m ²	72916.37	79400.67	70629.37
	占比/%	32.71	35.61	31.68
Chl.a	均值/(mg/m ³)	1.82	1.82	1.86
	占比/%	33.09	33.09	33.82
TSM	均值/(g/m ³)	2.12	2.67	2.62
	占比/%	28.61	36.03	35.36

年最大值,说明该月份中、下游水体中水生植物最多,富营养化程度严重,而上游1—3月Chl.a浓度呈下降趋势;漓江水体4—10月Chl.a浓度均低于1.5 mg/m³,该时期降水较多,水体流动性大,水生植物的生长受到抑制,水质较好,而10—12月降水少,水生植物覆盖率随之上升,Chl.a浓度略有增加(图8c). ④TSM浓度变化趋势与Chl.a浓度基本相同,但上游1—3月变化趋势稍有差异,2月TSM浓度较低,该期间上游降水较多,水体流动性大,悬浮物覆盖率降低,该趋势与中、下游变化趋势相反(图8d). 由于1月数据离散度小,且基于基本评价单元提取的数据较完整,因此选取1月漓江流域278个基本评价单元的数据分析水文与水质信息的变化情况(图8e~h),其中,水面宽度与水域面积变化趋势一致,上、中游水面宽度与水域面积略大于下游,两者下游变化趋势皆呈上升状态,但整条河流水面宽度与水域面积变化幅度较大,最大值分别为最小值的15.8和7.6倍;Chl.a与TSM浓度整体呈下降趋势,上游下降幅度最为显著,Chl.a浓度由第1个基本评价单元的11.99 mg/m³下降至第71个基本评价单元的2.63 mg/m³,TSM浓度由第1个基本评价单元的24.32 g/m³下降至第71个基本评价单元的0.59 g/m³,上游地区村庄较多,居民环保意识不足,致使河流污染严重;Chl.a与TSM浓度在中游第115个基本评价单元处有一个峰值,该区域的水域面积与水面宽度较小,表明1月桂林市该区域降水少、水生植物与悬浮物质较多.

3.3 漓江流域水文与水质信息变化差异的定量分析

水面变化区域差异值可以比较直接地观察河流水面变化的情况,WDr值越大说明变化程度越大.以全年数据均值作为 U_a ,每月均值作为 U_m ,计算河流信息变化差异值,并以折线图来刻画每个月份的变化情况.

由图9可以看出,漓江水面宽度、水域面积、Chl.a和TSM浓度变化与图8中变化趋势呈正相关.图9a和b中水面宽度WDr与水域面积WDr变化趋势相同,4条差异变化折线在8—10月都是正值,即为正向变化,3、4和12月都为负向变化,3月变化差异最大,水面宽度与水域面积流域WDr分别为-0.24与-0.23.漓江上游段在3—7、12月为负值,即相对全年来说,该期间降水较少,水面宽度和水域面积处于减小状态,而1—2、8—11月降水较多.其中,3月干旱严重,负向变化差异最大,水面宽度差异为-0.28,水域面积差异为-0.30.漓江水面宽度与水域面积的流域变化差异与中、下游部分的变化趋势大体一致,且中、下游5—10月雨量大,水面宽度、水域面积较大.中、下游正向变化差异最大的月份为5和8月,负向变化最大的仍为3月.漓江3—12月各河段Chl.a浓度变化趋势相同,4—11月WDr皆为负值,说明该时期Chl.a低于全年平均浓度,而1—3月上游Chl.a浓度变化趋势与中、下游部分稍有差异,该时期上游WDr值虽呈下降趋势,但Chl.a均高于全年浓度(图9c);漓江中、下游Chl.a浓度变化与整条流域变化趋势相同,2月正向变化差异最大,总流域WDr为4.16,即与全年相比2月Chl.a浓度增幅最大,同时说明该月份水生植物覆盖率最高.漓江TSM与Chl.a浓度变化趋势大体一致,两者变化趋势与水域面积、水面宽度的变化趋势呈一定的负相关;上游1—3月TSM浓度与中、下游变化趋势相反,2月TSM浓度增幅最小(图9d).1月漓江水面宽度WDr与水域面

下游>上游.结合图8可知,①上、中、下游水面宽度变化趋势相似,但存在差异.1—3月水面宽度呈下降趋势,且2—3月下降显著,该期间气温回升但降水少,水面宽度明显偏低;3—8月雨量增多,水面宽度变大,且中、下游3—5月上升幅度最大,由114 m上升至178 m;8—12月水面宽度虽有波动但下降趋势明显,上、中、下游降幅分别为32、54和38 m,中游降幅最为显著;上、中游水面宽度在8月达到最大值,下游最大值出现在5月,上、中、下游最小值均出现在3月(图8a),说明3月漓江流域径流量最小.②水域面积与水面宽度总体变化趋势基本一致,说明水域面积与水面宽度有一定正相关性,即降水较多的月份,水面宽度增大,水域面积也增大(图8b).③中、下游1—12月Chl.a浓度变化趋势相同,1—3月变化幅度较大,2月达全

图8 漓江水文与水质信息变化趋势

Fig.8 Change trend of hydrological and water quality information of Lijiang River

积 WDr 整体变化趋势较稳定,但仍有部分区域变化幅度较大;水面宽度与水域面积下游区域 WDr 负值较多,两者负值基本评价单元数量分别占总负值数量的 45.14%与 46.56%,即与全年相比,1 月下游地区降水较少,水面宽度、水域面积多处于减小状态(图 9e,f). 而漓江水体 $Chl.a$ 的 WDr 与 TSM 的 WDr 皆呈下降趋势,其中上游 $Chl.a$ 的 WDr 均为正值, TSM 的 WDr 仅有第 26 个基本评价单元为负值,上游兴安县与灵川县内漓江水质较差;中游 42%格网 $Chl.a$ 的 WDr 为负值,85%格网 TSM 的 WDr 为负值,其中第 113 个格网正向变化最大, WDr 达到了 1.96;下游 81.48%的格网 $Chl.a$ 的 WDr 为负值, TSM 的 WDr 均为负值(图 9g,h),说明

1月漓江上游水面水生植物与藻类等悬浮物质覆盖率最大,富营养化程度最深,下游水体水面宽度与水域面积虽呈减少趋势,但水质较好.

图9 漓江水文与水质信息变化区域差异

Fig.9 Regional differences of hydrological and water quality information changes of Lijiang River

3.4 漓江流域河岸线发育系数定量分析

河岸线发育系数可表征岸线的不规则程度,也可表征水面变化程度. 漓江河流 *SDI* 与水面周长变化呈正相关,而与水域面积变化呈负相关(图 10). 由图 10a 和 b 可知,1—12 月水面周长与 *SDI* 皆有下降趋势,但岸线发育系数变化幅度较大,可分成 3 个阶段:小幅下降(1—3 月)、急剧下降(3—5 月)和稳定(5—12

月). 1—3 月雨量较少,流域水量低,水域面积小,河岸线较为曲折,河流水面周长较大,但仍有下降趋势. 3—5 月降水增多,河流面积迅速增加,该期间河岸线变的平缓,河流水面周长降低. 5—12 月 SDI 值在 1.6~1.7 之间波动,岸线发育率较低,该阶段河流水面周长虽有下降趋势,但由于雨期的来临,水量增多,水域面积明显大于 1—4 月,岸线不规则程度也较低. 图 10c 表征了漓江 1 月 278 个基本评价单元的 SDI 变化情况,整体来看该月份岸线发育率呈下降趋势,但中游起伏较大,其中,第 106 个基本评价单元的 SDI 值达到 5.89,桂林市该水域面积数值较小,水面周长达到最大值,说明此基本评价单元中的水量少,岸线较为曲折.

图 10 漓江河流水面周长和岸线发育系数的变化趋势

Fig.10 Variation trend of river circumference and coastline development coefficient of Lijiang River

3.5 漓江流域水文与水质信息汛期、枯水期变化定量分析

为探究漓江汛期和枯水期水体信息动态变化规律,本文以枯水期均值作为动态度公式中的 U_a ,汛期均值作为 U_b ,来计算汛期相对于枯水期的变化情况. 由表 6 可知,水面宽度与水域面积的总体流域动态度都是正值, $Chl.a$ 与 TSM 的总河流动态度都是负值,即汛期时降雨多,漓江水面宽度、水域面积都大于枯水期,而水体中的 $Chl.a$ 与 TSM 浓度低于枯水期,其中 $Chl.a$ 与 TSM 浓度的变化较大,动态度均小于 -7%,下游水面宽度与水域面积动态度分别为 2.24% 与 2.41%,说明水中植物与 TSM 浓度变化最大;上游水面宽度与水域面积为负值,即上游汛期水面宽度与水域面积小于枯水期,说明上游汛期降水少于枯水期;而中、下游降水多于枯水期,且下游降水最多、动态变化最大;汛期时漓江水质好,富营养化程度低,整条河流 $Chl.a$ 与 TSM 浓度均小于枯水期,其中下游变化最大,动态度为 -13.09%.

本文基于 278 个基本评价单元进一步分析各河段漓江汛期和枯水期水体信息动态变化,具体见图 11. 由图 11a 可知,汛期大部分地区的水面宽度在 100~250 m 范围内波动,但上游部分地区变化趋势较大,其中

表 6 基于汛期和枯水期的水文与水质信息动态度变化

Tab.6 Dynamic degree change of hydrological and water quality information based on flood season and dry season

指标	总体流域	上游	中游	下游
水面宽度	0.47%	-1.52%	0.28%	2.24%
水域面积	0.54%	-1.81%	0.50%	2.41%
$Chl.a$	-12.43%	-11.68%	-12.60%	-12.84%
TSM	-11.55%	-7.63%	-11.86%	-13.09%

最大值为灵川县第 31 个格网,水面宽度达到了 338.31 m,最小值为第 5 个格网位于兴安县境内,数值为 40.97 m. 枯水期上游水面宽度波动较大,中游水面宽度有下降趋势,下游略呈上升状态(图 11b). 汛期与枯水期水域面积与水面宽度变化趋势基本一致(图 11c,d),但中游第 105 个基本评价单元水域面积较大,汛期与枯水期水域面积分别为 0.14 和 0.17 km²,该地区全年降水多、水量多、水面宽. 汛期与枯水期 Chl.*a* 浓度整体呈“双谷型”变化(图 11e,f),中游第 100~110 个基本评价单元处浓度较高,该地区村庄聚集,较多生活污水的排放导致河流富营养化程度加深. 除第 26 个基本评价单元 TSM 浓度为 16.85 g/m³,达整条河流的最大值外,汛期 TSM 浓度均在 0~3 g/m³之间(图 11g),该水域的水面宽度、水域面积与 Chl.*a* 浓度也较大,说明汛期该地区水量多,但水质差. 枯水期 TSM 与 Chl.*a* 浓度呈正相关(图 11h),上游兴安县第 1~10 个、中游桂林市区第 10~110 个基本评价单元所在水域水面富营养化程度高,其中第 107 个基本评价单元处 TSM 浓度为 15.03 g/m³,达整条河流的最大值,该水域的水面宽度、水域面积与 Chl.*a* 浓度也较大,说明该处水体污染程度最严重.

4 结论与讨论

本文以 2016—2020 年 Landsat 8 OLI、GF-1 和 Sentinel-2A 多光谱数据和 2018 年逐月 Sentinel-1A IW 模式的 SAR 影像为主要数据源,利用构建的多种主被动遥感水体指数提取了漓江逐月的水域信息,选用 4 种模型反演了漓江逐月的 Chl.*a* 与 TSM 浓度,并基于基本评价单元采用多种水体指标定量分析漓江水文、水质的年内、枯水期和汛期上、中和下游的时空演化特征,结果表明:(1)主被动遥感加权指数 *JQ* 与 *NDPI* 指数的提取效果优于 *NDWI*、*MNDWI*、*EWI* 与后向散射系数,而 *NDPI* 指数与 *JQ* 指数相比提取精度更高、可信度更强,水面宽度 *RMSE* 在 2.61~7.04 m 之间.(2)基于 C2RCC 算法反演的数据可较好地揭示漓江 Chl.*a* 与 TSM 浓度的年内动态变化规律,Chl.*a* 浓度的 *RMSE* 处于 0.18~7.88 mg/m³ 之间,*R*² 为 0.980,TSM 浓度的 *RMSE* 为 0.17~12.55 g/m³,*R*² 为 0.993,而 *Double R* 可较好地反映 Chl.*a* 浓度的变化趋势,*R*² 为 0.906,*MCI* 的 *R*² 为 0.883,*p_{chl}* 的 *R*² 为 -0.110,则不适用于反映水体 Chl.*a* 浓度变化.(3)1 月水面宽度与水域面积变化较稳定,大部分基本评价单元所在水域的水面宽度和水域面积分别处于 60~240 m 与 0.03~0.12 km² 区间内,而 Chl.*a* 与 TSM 浓度明显呈下降趋势,其中上游降幅最大,由第 1 个基本评价单元至第 71 个基本评价单元 Chl.*a* 与 TSM 浓度降幅分别为 9.36 mg/m³ 与 23.73 g/m³,中、下游变化则较稳定,实测数据则依靠站点监测,所得数据较分散,无法进行连续性分析.(4)漓江 1—12 月平均水面宽度在 100~175 m 范围内,水域面积处于 0.05~0.09 km² 之间,其中 5—10 月降水较多,水面宽度在 150 m 以上,水域面积在 0.07 km² 以上,水面宽度和水域面积最大值出现在 8 月;而 5—10 月水体富营养化程度低,水质较好,Chl.*a* 浓度低于 0.6 mg/m³,TSM 浓度低于 1.3 g/m³,漓江 2 月水质最差,Chl.*a* 浓度为 9.82 mg/m³,TSM 浓度为 15.32 g/m³,水体富营养化程度较高地区主要集中于上、中游的兴安县、灵川县等城镇居民区,以及下游旅游开发较多的兴坪镇. ②漓江水体水面宽度 *WDr* 与水域面积 *WDr* 在 8—10 月都大于 0,即为正向变化,3、4、12 月全为负向变化,其中 3 月负向变化最大,水面宽度与水域面积的 *WDr* 分别为 -0.24 与 -0.23,该月份降水最少;漓江流域 4—11 月 Chl.*a* 的 *WDr* 均小于 0,该时期 Chl.*a* 浓度低于全年平均值,TSM 浓度的 *WDr* 值也在 0 附近波动,该时期漓江水质较好,富营养化程度低. 漓江 1—12 月水面周长与 *SDI* 呈下降趋势,4—5 月降幅较大,其中上游降幅为 0.57,下游降幅为 0.27,5—12 月 *SDI* 则基本稳定在 1.6~1.8 之间,该期间水面变化程度较小. 漓江水体水面宽度、水域面积与 Chl.*a* 浓度在上、中、下游总体变化较小,TSM 浓度变化最大,且为中游>下游>上游;汛期时降水多、水体流动性强,大部分地区平均水面宽度在 100~250 m 范围内,但上游地区波动较大,TSM 浓度则基本处于 0~3 g/m³ 之间,水体富营养化程度低,水质较好.

本文利用 Landsat 8 OLI、GF-1、Sentinel-1A 与 Sentinel-2A 4 种卫星影像提取漓江水面数据,并选用 C2RCC 算法、*MCI*、*Double R* 与 *p_{chl}* 进行漓江水质反演,研究结果与漓江实测数据较为吻合,但还存在一些不足,将会在以后工作中逐一完善:1)因部分月份中影像受云雾和阴雨天气影响,部分星地数据存在不同步现象. 2)在 C2RCC 处理过程中,所有参数均依据美国宇航局生物光学海洋算法数据集的训练结果进行设置,但为进一步提高实验结果的准确性,应尽可能根据全球各地不同近岸水体特点,通过当地水质实测数据来优化调整为更有区域适应性的水质参数. 3)主被动遥感加权指数 *JQ* 中各指数的权重是通过试错法反复

图 11 漓江汛期和枯水期水文与水质信息变化趋势

Fig.11 Change trend of hydrological and water quality information in flood and dry seasons of Lijiang River

试验所设定的,存在主观赋值所带来的结果不确定性等问题,同时还应当考虑不同河段地物类型的特点,进行分段差异化处理.

5 附录

附表 I 见电子版 (DOI: 10.18307/2021.0306).

6 参考文献

- [1] Sui HG, Chen G, Hu CW *et al.* Integrated segmentation, registration and extraction method for water-body using optical remote sensing images and GIS data. *Geomatics and Information Science of Wuhan University*, 2016, **41**(9): 1145-1150. DOI: 10.13203/j.whugis20140460. [眭海刚, 陈光, 胡传文等. 光学遥感影像与 GIS 数据一体化的水体分割、配准与提取方法. 武汉大学学报·信息科学版, 2016, **41**(9): 1145-1150.]
- [2] Zhao BX, Wang L, Hu HB. Method of water-body extraction in mountainous area based on OLI images and DEM. *Journal of China Hydrology*, 2019, **39**(4): 34-39, 83. [赵冰雪, 王雷, 胡和兵. 基于 OLI 影像和 DEM 的山区水体提取方法. 水文, 2019, **39**(4): 34-39, 83.]
- [3] Zhu CX, Mo KL, Tang L *et al.* Spatial-temporal distribution and ecological effects of macroinvertebrate functional feeding groups in the Lijiang River. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, **40**(1): 60-69. DOI: 10.5846/stxb201811262574. [朱晨曦, 莫康乐, 唐磊等. 漓江大型底栖动物功能摄食类群时空分布及生态效应. 生态学报, 2020, **40**(1): 60-69.]
- [4] Yang XC, Chen L. Evaluation of automated urban surface water extraction from Sentinel-2A imagery using different water indices. *Journal of Applied Remote Sensing*, 2017, **11**(2): 026016. DOI: 10.1117/1.jrs.11.026016.
- [5] Wang DZ, Wang SM, Huang C. Comparison of Sentinel-2 imagery with Landsat8 imagery for surface water extraction using four common water indexes. *Remote Sensing for Land & Resources*, 2019, **31**(3): 157-165. DOI: 10.6046/gtzyyg.2019.03.20. [王大钊, 王思梦, 黄昌. Sentinel-2 和 Landsat8 影像的四种常用水体指数地表水体提取对比. 国土资源遥感, 2019, **31**(3): 157-165.]
- [6] Duan QY, Meng LK, Fan ZW *et al.* Applicability of the water information extraction method based on GF-1 image. *Remote Sensing for Land & Resources*, 2015, **27**(4): 79-84. DOI: 10.6046/gtzyyg.2015.04.13. [段秋亚, 孟令奎, 樊志伟等. GF-1 卫星影像水体信息提取方法的适用性研究. 国土资源遥感, 2015, **27**(4): 79-84.]
- [7] Yao FF, Wang C, Dong D *et al.* High-resolution mapping of urban surface water using ZY-3 multi-spectral imagery. *Remote Sensing*, 2015, **7**(9): 12336-12355. DOI: 10.3390/rs70912336.
- [8] Hsu WL, Chang KT, Chang LC *et al.* River width measurement using sentinel-1 satellite data. 2018 IEEE International Conference on Advanced Manufacturing (ICAM). November 16-18, 2018, Yunlin, Taiwan, China. IEEE, 2018: 324-327. DOI: 10.1109/AMCON.2018.8615102.
- [9] Liang JY, Liu DS. A local thresholding approach to flood water delineation using Sentinel-1 SAR imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020, **159**: 53-62. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2019.10.017.
- [10] Gu XZ, Zeng QW, Chen H *et al.* Study on water information extraction using domestic GF-3 image. *Journal of Remote Sensing*, 2019, **23**(3): 555-565. [谷鑫志, 曾庆伟, 湛华等. 高分三号影像水体信息提取. 遥感学报, 2019, **23**(3): 555-565.]
- [11] Ansper A, Alikas K. Retrieval of chlorophyll a from sentinel-2 MSI data for the European union water framework directive reporting purposes. *Remote Sensing*, 2018, **11**(1): 64. DOI: 10.3390/rs11010064.
- [12] Toming K, Kutser T, Laas A *et al.* First experiences in mapping lake water quality parameters with sentinel-2 MSI imagery. *Remote Sensing*, 2016, **8**(8): 640. DOI: 10.3390/rs8080640.
- [13] Nazeer M, Nichol JE. Development and application of a remote sensing-based chlorophyll-a concentration prediction model for complex coastal waters of Hong Kong. *Journal of Hydrology*, 2016, **532**: 80-89. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2015.11.037.
- [14] Filipponi F. River color monitoring using optical satellite data. *Proceedings*, 2018, **2**(10): 569. DOI: 10.3390/iecg_2018-05336.
- [15] Liu RH, Liang SC, Huang DL *et al.* Variation in functional traits of woody species across organizational scales in a riparian zone of Lijiang River, Southwest China. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(21): 8038-8047. DOI: 10.5846/stxb201806201348. [刘润红, 梁士楚, 黄冬柳等. 漓江河岸带木本植物功能性状跨尺度变异研究. 生态学报, 2019, **39**(21): 8038-8047.]
- [16] Duan WJ, Wang JY, Zhang LJ *et al.* Characteristics of precipitation in Lijiang River Basin during 1960-2010. *Journal of China Hydrology*, 2014, **34**(5): 88-93. [段文军, 王金叶, 张立杰等. 1960—2010 年漓江流域降水变化特征研究.]

- 水文, 2014, **34**(5): 88-93.]
- [17] Bi L, Fu BL, Zhou J *et al.* Quantitative study on landscape pattern change in the Lijiang River Basin during 2005–2015. *Territory & Natural Resources Study*, 2019, (2): 28-34. [闭璐, 付波霖, 周静等. 2005—2015 年漓江流域景观格局动态变化定量研究. 国土与自然资源研究, 2019, (2): 28-34.]
- [18] Du Y, Zhang YH, Ling F *et al.* Water bodies' mapping from sentinel-2 imagery with modified normalized difference water index at 10-m spatial resolution produced by sharpening the SWIR band. *Remote Sensing*, 2016, **8**(4): 354. DOI: 10.3390/rs8040354.
- [19] Xu HQ. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, **27**(14): 3025-3033. DOI: 10.1080/01431160600589179.
- [20] Yan P, Zhang YJ, Zhang Y. A study on information extraction of water system in semi-arid regions with the enhanced water index (EWI) and GIS based noise remove techniques. *Remote Sensing Information*, 2007, **22**(6): 62-67. [闫霏, 张友静, 张元. 利用增强型水体指数(EWI)和 GIS 去噪音技术提取半干旱地区水系信息的研究. 遥感信息, 2007, **22**(6): 62-67.]
- [21] Lacaux JP, Tourre YM, Vignolles C *et al.* Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to rift valley fever epidemics in Senegal. *Remote Sensing of Environment*, 2007, **106**(1): 66-74. DOI: 10.1016/j.rse.2006.07.012.
- [22] Toming K, Kutser T, Uiboupin R *et al.* Mapping water quality parameters with sentinel-3 ocean and land colour instrument imagery in the Baltic Sea. *Remote Sensing*, 2017, **9**(10): 1070. DOI: 10.3390/rs9101070.
- [23] Doerffer R, Schiller H. The MERIS Case 2 water algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 2007, **28**(3/4): 517-535. DOI: 10.1080/01431160600821127.
- [24] Baillarin S, Meygret A, Dechoz C *et al.* SENTINEL-2 level 1-image processing and performances. SPIE Optical Engineering + Applications. *Proc SPIE* 8153, *Earth Observing Systems XVI*, San Diego, California, USA. 2011, **8153**: 81530P. DOI: 10.1117/12.892773.
- [25] Dörnhöfer K, Oppelt N. Remote sensing for lake research and monitoring - Recent advances. *Ecological Indicators*, 2016, **64**: 105-122. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.009.
- [26] Warren MA, Simis SGH, Martinez-Vicente V *et al.* Assessment of atmospheric correction algorithms for the Sentinel-2A MultiSpectral Imager over coastal and inland waters. *Remote Sensing of Environment*, 2019, **225**: 267-289. DOI: 10.1016/j.rse.2019.03.018.
- [27] Li XW, Shi H, Zhang Y *et al.* Cyanobacteria blooms monitoring in Taihu Lake based on the sentinel-2A satellite of European space agency. *Environmental Monitoring in China*, 2018, **34**(4): 169-176. [李旭文, 侍昊, 张悦等. 基于欧洲航天局“哨兵-2A”卫星的太湖蓝藻遥感监测. 中国环境监测, 2018, **34**(4): 169-176.]
- [28] Binding CE, Greenberg TA, Bukata RP. The MERIS Maximum Chlorophyll Index; its merits and limitations for inland water algal bloom monitoring. *Journal of Great Lakes Research*, 2013, **39**: 100-107. DOI: 10.1016/j.jglr.2013.04.005.
- [29] Shu XZ, Yin Q, Kuang DB. Relationship between algal chlorophyll concentration and spectral reflectance of inland water. *Journal of Remote Sensing*, 2000, **4**(1): 41-45. [疏小舟, 尹球, 匡定波. 内陆水体藻类叶绿素浓度与反射光谱特征的关系. 遥感学报, 2000, **4**(1): 41-45.]
- [30] Pan WB, Li DF, Tang T *et al.* The fractal character of lake shoreline and its ecological implication. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23**(12): 2728-2735. [潘文斌, 黎道丰, 唐涛等. 湖泊岸线分形特征及其生态学意义. 生态学报, 2003, **23**(12): 2728-2735.]
- [31] Fu BL, Li Y, Zhu HL *et al.* Assessment of the integrity of the physical structure in the lakeshore zone of Chagan Lake, China, Based on Remote Sensing. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(23): 7634-7641. DOI: 10.5846/stxb201405040881. [付波霖, 李颖, 朱红雷等. 基于 RS 的湖岸带物理结构完整性评价方法——以查干湖为例. 生态学报, 2015, **35**(23): 7634-7641.]
- [32] Zhang JM, Zang CF. Spatial and temporal variability characteristics and driving mechanisms of land use in the Southeastern River Basin from 1990 to 2015. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(24): 9339-9350. DOI: 10.5846/stxb201810102187. [张浚茂, 臧传富. 东南诸河流域 1990—2015 年土地利用时空变化特征及驱动机制. 生态学报, 2019, **39**(24): 9339-9350.]
- [33] Chen J, Zhu WN, Tian YQ *et al.* Remote estimation of colored dissolved organic matter and chlorophyll-a in Lake Huron using Sentinel-2 measurements. 2017: 036007. DOI: 10.1117/1.JRS.11.036007.

附表 I 主被动遥感影像成像参数

Attached Tab. I Imaging parameters of active and passive remote sensing images

数据源	影像数量	成像时间	光谱波段	光谱范围/nm	空间分辨率/m
Sentinel-1A	12 景	2018-01—2018-12			5×20
GF-1	3 景	2017-05	Blue	450~520	8
		2017-08	Green	520~590	8
		2016-11	Red	630~690	8
			Near infrared	770~890	8
			Pan	450~900	2
Landsat-8	8 景	2017-01、2016-02、	Coastal aerosol	430~450	30
		2017-04、2018-06、	Blue	450~510	30
		2016-07、2016-09、	Green	530~590	30
		2018-10、2017-12	Red	640~670	30
			Near infrared	850~880	30
			SWIR	1570~1650	30
			SWIR	2110~2290	30
			Pan	500~680	15
			Cirrus	1360~1380	30
Sentinel-2A	12 景	2017-01、2020-02、	Coastal aerosol	433~453	60
		2018-03、2010-04、	Blue	458~523	10
		2017-05、2019-06、	Green	543~578	10
		2018-07、2019-08、	Red	650~680	10
		2019-09、2018-10、	Vegetation Red Edge	698~713	20
		2019-11、2017-12	Vegetation Red Edge	733~748	20
			Vegetation Red Edge	773~793	20
			Near infrared	785~900	10
			Narrow Near infrared	855~875	20
			Water vapour	935~955	60
			SWIR	1565~1655	20
			SWIR	2100~2280	20