

基于 Sentinel-2 卫星影像的海南西岛珊瑚礁 识别和变化分析*

周雅君^{1,2} 何明郡^{1,2} 刘聪² 贺双颜^{1,2,4} 姜庆岩^{1,2}
韩玉³ 陈栋^{1,2} 李培良^{1,2}

(1. 浙江大学海洋学院 浙江舟山 316021; 2. 浙江大学海南研究院 海南三亚 572024; 3. 海南热带海洋学院崖州湾创新研究院 海南三亚 572024; 4. 浙江省海洋观测-成像试验区重点实验室 浙江舟山 316021)

摘要 珊瑚礁是海洋中最重要的生态系统之一,近年来在全球气候变化和人为干扰加剧的影响下,我国南海珊瑚礁总体处于快速退化状态。以海南西岛珊瑚礁为例,基于 Sentinel-2 系列卫星 10 m 空间分辨率影像,利用面向对象分类法(object-based image analysis, OBIA)对 2017 年 12 月~2018 年 3 月和 2021 年 12 月两个时期的海南西岛珊瑚礁底质进行了识别分类,并进行珊瑚礁面积变化分析。将 2021 年 12 月的分类结果与现场调查数据进行对比验证,总分类精度和 Kappa 系数分别为 83.3% 和 0.71。对比两个时期珊瑚礁底质分类结果表明,西岛西侧珊瑚礁覆盖面积未出现明显变化,东侧珊瑚礁显示恢复趋势。本文研究表明,10 m 地面分辨率卫星系列影像和面向对象的阈值分类方法可以对海南西岛珊瑚礁进行较为准确的识别和变化分析,监测结果可为海南岛沿岸西岛等小型岛礁珊瑚保护及修复提供参考。

关键词 珊瑚礁; Sentinel-2 影像; 西岛; 底质识别; 遥感监测

中图分类号 P237; P737.2 **doi:** 10.11693/hyhz20230600123

珊瑚礁生态系统以其高初级生产力和丰富的生物多样性被称为“海中热带雨林”(张睿等, 2022),除了为海洋生物提供栖息地,珊瑚礁作为天然防波堤和旅游资源也为人类带来了巨大收益(Wilkinson *et al.*, 2012; Yu, 2012; 王丽荣等, 2014; 余克服等, 2014; Beck *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2019; Mason *et al.*, 2020)。但由于人类活动和自然环境变化,珊瑚礁正在逐步退化(Davenport *et al.*, 2006; Halpern *et al.*, 2008, 2015; Lai *et al.*, 2015; Asner *et al.*, 2017; Eakin *et al.*, 2019; Sully *et al.*, 2019)。对珊瑚礁进行监测有助于评估珊瑚礁受影响的程度,跟踪珊瑚礁的退化或恢复情况,并为保护、治理珊瑚礁生态系统提供依据和方向。

实地对珊瑚礁进行持续、详细的监测成本很高,

且难以全面覆盖珊瑚礁生长的区域。卫星遥感以其覆盖范围广、重访周期短的特点被应用于珊瑚礁监测,弥补了传统野外调查的不足(Lubin *et al.*, 2001; Mumby *et al.*, 2004; Hamel *et al.*, 2010; 黄荣永等, 2019)。利用卫星遥感技术获得大范围珊瑚礁分布情况、底质信息和健康状况越来越普遍(do Nascimento Araújo *et al.*, 2016; Da Silveira *et al.*, 2021; White *et al.*, 2021; 马珍妮等, 2022; 吴柯等, 2022; 岳子琳等, 2022)。卫星遥感识别珊瑚礁底质类型的能力取决于传感器光谱、空间、时间分辨率以及水深、水质条件等环境因素(Hochberg *et al.*, 2003a)。高空间分辨率(约 1 m)卫星遥感数据可以提供比中分辨率(约 10~30 m)遥感数据更详细的地理信息,但其高昂的费用使其应用受到限

* 三亚崖州湾科技城管理局 2022 年度科技计划项目, SKJC-2022-01-001 号; 海南省科技计划三亚崖州湾科技城联合项目, 2021JLH0053 号; 浙江大学海南研究院启动项目, HZY20210802, HZY20210801 号; 海南热带海洋学院崖州湾创新研究院开放课题, 2022CXKFKT11 号; 海南省自然科学基金青年项目, 420QN289 号。周雅君, 硕士研究生, E-mail: 22034101@zju.edu.cn

通信作者: 陈 栋, 系统工程师, E-mail: chendong@ouc.edu.cn

收稿日期: 2023-06-15, 收修改稿日期: 2023-09-22

制。中分辨率卫星,如 Landsat 系列和 Sentinel-2 等,其数据公开获取方便,在珊瑚礁识别中表现良好,在珊瑚礁监测研究中常被选择。对于少数底质类别(3~5 类),使用 SPOT 和 Landsat 中分辨率遥感数据的分类精度约为 60%~80%;然而,当底质类型超过 7 类时,受到空间和光谱分辨率的限制,它们难以提供更详细的珊瑚礁信息(Capolsini *et al.*, 2003)。相比之下 Quickbird、IKONOS、WorldView-2 等更高空间分辨率的商业卫星表现更加良好(Mumby *et al.*, 2002; Roelfsema *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2019; 万佳馨等, 2019)。

基于像素的分类方法和面向对象的图像分析(object-based image analysis, OBIA)方法是星载遥感识别珊瑚礁底质和地貌的常用方法。其中基于像素的分类方法没有考虑相同底质区域内像素特征的相似性,容易产生其中某些分散的像素点分类错误的误差,而面向对象的方法考虑一个区域内像素的平均灰度值、颜色、纹理以及相邻像素间的关联信息,避免了分类结果出现“椒盐”现象(陈云浩等, 2006)。已有部分研究证明了 OBIA 在珊瑚礁底质分类中的能力(Phinn *et al.*, 2012; Wahidin *et al.*, 2015; Xu *et al.*, 2016; Setiawan *et al.*, 2022; 吴虹蓉等, 2022)。

珊瑚礁不仅在生态环境中扮演重要角色,也为许多沿海地区的旅游业增加收入。靠近旅游景点的珊瑚礁,容易受到频繁人类活动的影响而处于更大的

生存压力之下,其健康状况更应该被关注。西岛位于三亚珊瑚礁国家级自然保护区,是我国国家级 4A 级景区,受人类活动影响大,近些年西岛珊瑚礁退化已受到当地重视并出台了一系列珊瑚礁恢复和保护政策(三亚市自然资源和规划局, 2017, 2020; 海南省自然资源和规划厅, 2023)。有效、快速地获得西岛沿岸珊瑚礁区域的底质变化,对保护措施效果评估和生态维护至关重要。卫星遥感具备大面积、长时序观测识别的优势,然而目前缺乏对近岸小型珊瑚岛礁珊瑚底质的卫星遥感识别分类统一方法,本研究基于时序的 Sentinel-2 卫星影像利用 OBIA 方法对西岛沿岸珊瑚礁底质进行识别分类和覆盖面积变化分析,以实现利用卫星遥感对海南西岛珊瑚礁进行遥感监测,为海南西岛珊瑚礁监测和管理提供方法和数据参考。

1 研究区域概况与研究数据

1.1 研究区域概况

西岛(18.24°N, 109.37°E)位于我国海南三亚湾国家自然保护区(图 1),面积 2.8 km²,地处热带地区,年平均气温 23.4 °C,最低气温高于 17 °C。西岛周围海域拥有丰富的珊瑚资源,但由于社会经济的发展 and 旅游活动的增加,西岛周边自然环境受到干扰,这可能对附近珊瑚礁的生存带来了巨大影响(董栋等, 2015; 黄建中等, 2020)。

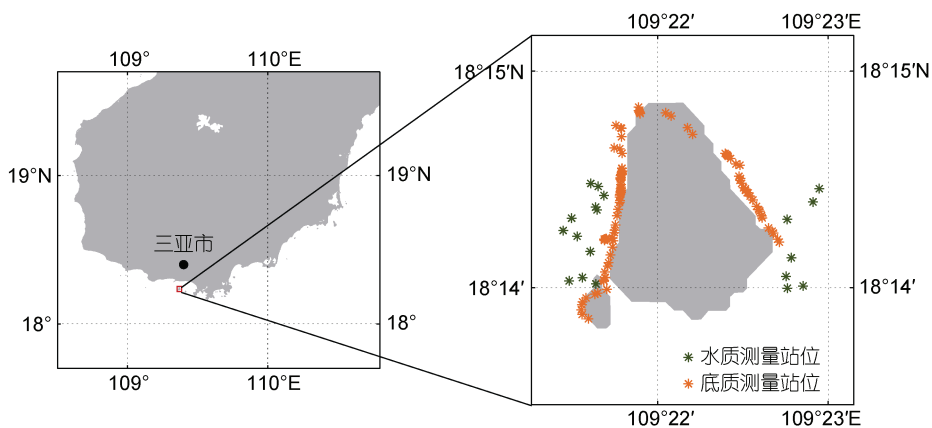


图 1 西岛位置示意图及现场水质和底质测量数据站点分布

Fig.1 Location of Xidao Island and distribution of field measurement sites for water quality and substrates

1.2 研究数据

1.2.1 遥感影像数据 本文选用 Sentinel-2 卫星数据作为珊瑚礁底质分类的影像数据。Sentinel-2A 于 2015 年 6 月 23 日发射, Sentinel-2B 于 2017 年 3 月 7 日发射, 两颗卫星同时运行时重访周期为 5 d。Sentinel-2 卫星搭载的多光谱影像仪(multi-spectral

instrument, MSI)覆盖 13 个光谱波段,可提供空间分辨率为 10、20 和 60 m 的遥感影像。研究选取 10 m 地面分辨率的波段 2 (蓝波段 B, 中心波长 492 nm)、波段 3 (绿波段 G, 中心波长 559 nm)、波段 4 (红波段 R, 中心波长 664 nm)、波段 8 (近红外波段 NIR, 中心波长 832 nm)四个波段的影像对西岛沿海海域进行底

质分类。近红外波段 8 用来区分水体和陆地。珊瑚、沙子、藻类等底质在可见光波段具有一定的可分性 (Hochberg *et al.*, 2003b), 因此利用可见光波段 2、3、4 提取浅水底质信息。

美国国家海洋和大气管理局(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)基于海表面温度(sea surface temperature, SST)数据开发的珊瑚礁白化热点(HotSpot)和周热度(degree heating weeks, DHW)指数产品可以对珊瑚礁白化的发生提供较高准确度的预测 (Goreau *et al.*, 2000; Wellington *et al.*, 2001)。根据 NOAA 珊瑚礁监测(coral reef watch, CRW)官方网站的 5 km 白

化热点数据, 西岛附近海域大约在每年 11 月至次年 4 月的白化热点小于等于 0, 如图 2 所示, 说明在这个时间段内西岛附近的珊瑚礁处于无危险状态, 没有发生白化的趋势, 相较同年 5~10 月, 此时间段内珊瑚面积相对稳定, 因此选择每年 11 月至次年 4 月时间段内的晴空 Sentinel-2 Level-1C 遥感影像作为研究数据, 研究使用的 Sentinel-2 卫星影像信息如表 1。本研究利用 7 幅 Sentinel-2 卫星影像开展, 其中 3 幅在 2017 年 12 月至 2018 年 3 月间、4 幅在 2021 年 11~12 月间采集得到。Sentinel-2 Level-1C 数据下载自欧空局 (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>)。

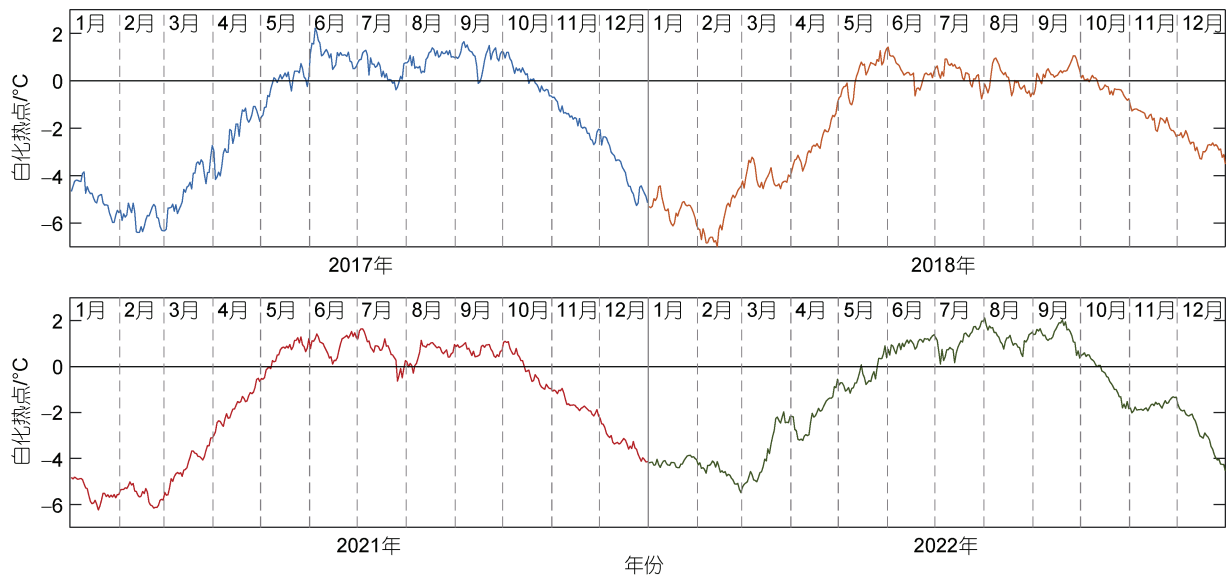


图 2 2017 年、2018 年、2021 年和 2022 年西岛沿海每日白化热点
Fig.2 The daily hotspots around Xidao Island in 2017, 2018, 2021 and 2022

表 1 本研究使用的 Sentinel-2 卫星影像信息
Tab.1 The Sentinel-2 satellite images used in this study

时间段	图像采集时间(格林威治时间)/年-月-日 T 时:分:秒	潮高 /cm
2017~2018 年	2017-12-24T03:11:31	54
	2018-02-17T03:07:59	50
	2018-03-24T03:05:41	88
2021~2022 年	2021-11-18T03:10:19	112
	2021-12-03T03:11:09	110
	2021-12-13T03:11:31	86
	2021-12-18T03:11:29	82

1.2.2 现场测量数据 本研究人员于 2021 年 10 月 23 日、2022 年 5 月 4 日、2022 年 12 月 16 日前往西岛开展了珊瑚礁水质或底质现场调查。利用 GPS、水下摄像机、多参数水质仪、照相机等采集了经纬度、

水下照片、水质参数(温度、盐度、溶解氧、浊度、深度)、水面照片等数据资料, 并现场采集水样在实验室中测定化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)、溶解无机氮(dissolved Inorganic Nitrogen, DIN)和溶解无机磷(dissolved inorganic phosphate, DIP)。COD 用碱性高锰酸钾法测定。营养盐浓度用德国 SEAL-AA3 连续流动分析仪测定, 其中, 氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)用水杨酸钠法测定, 硝酸盐氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)用铜-镉还原法测定, 亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)用盐酸萘乙二胺法测定, DIP 用磷钼蓝法测定。其中底质分类数据站位一共采集了 132 个, 水质数据站位一共采集了 14 个, 站位分布如图 1 所示, 底质类型包括珊瑚礁、沙地、岩石和沙砾、海藻和海草, 用于后文珊瑚礁底质分类精度验证。站位数量及分类如表 2 所示。

表 2 西岛沿岸现场调查不同底质站位数量
Tab.2 Number of substrate types obtained in field surveys
along the coast of Xidao Island

底质类型	站位数量/个
珊瑚礁	14
沙地	13
岩石和砂砾	80
海藻和海草	25
总计	132

1.2.3 潮汐数据 本文采用的 Sentinel-2 遥感影像

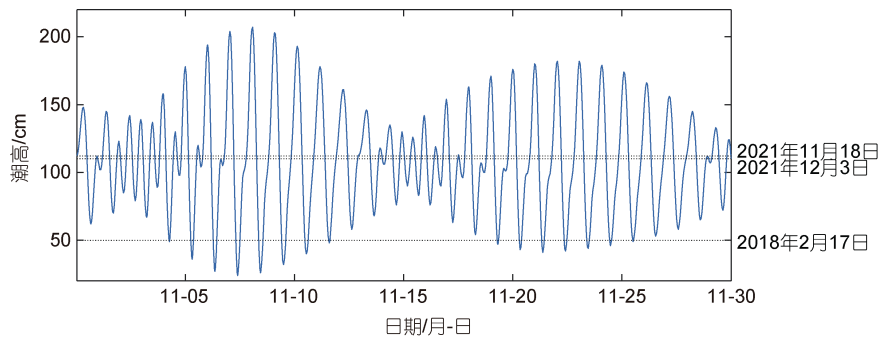


图 3 2021 年 11 月潮汐高度变化曲线

Fig.3 Variations of tides levels in November 2021

注: 3 条灰色实线从上到下依次表示 2021 年 11 月 18 日、2021 年 12 月 3 日、2018 年 2 月 7 日潮高

2 研究方法

2.1 遥感数据预处理

卫星传感器获取的可见光遥感影像通常受到大气、云覆盖等环境因素影响, 因此分类前先对下载的 Sentinel-2 Level-1C 遥感影像进行大气校正和裁剪融合预处理。

首先, 利用 SNAP 软件支持的插件 Sen2Cor (<http://step.esa.int/main/snap-supported-plugins/sen2cor/>) 对本文所用的 7 幅影像进行大气校正得到各波段水体反射率数据, 并使用 ENVI5.3 对大气校正后遥感影像进行裁剪。

然后, 对图像 4 个波段的反射率进行算术平均处理。本文所用 7 幅遥感影像的 4 个波段反射率标准差如图 4a~4d。对于相同波段, 在不同日期获得的遥感反射率数据标准差较大, 说明在不同日期获得的遥感反射率数据数值差异较大。因此, 不同日期获得的遥感图像难以使用相同的参数进行后续的分割和分类操作。

为使不同时期获得的遥感影像的反射率差异尽可能小, 本研究选择了 6 幅晴空影像进行处理, 以获得用于底质识别的遥感图像。利用 2017 年 12 月 24 日、

过境时间均为格林威治时间 03:00 (北京时间 11:00) 左右, 卫星影像获取时间时的潮高信息在表 1 中给出。图 3 以 2021 年 11 月为例, 给出西岛附近三亚港 (18.23°N, 109.49°E) 的一个典型潮汐月变化周期潮高曲线, 本研究所用卫星数据的潮高范围为 50~112 cm, 其中 2018 年 2 月 17 日、2021 年 11 月 18 日、2021 年 12 月 3 日卫星影像时间对应的潮高标在图中作为参考。该潮高数据来自中国海事服务网 (<https://www.cnss.com.cn/html/tide.html>), 潮高基准面在平均海平面下 90 cm。

2018 年 2 月 7 日、2018 年 3 月 24 日获得的 3 幅遥感图像, 分别对波段 2、波段 3、波段 4、波段 8 四个波段的反射率进行算术平均计算, 得到 2018 年初西岛遥感合成图像。对 2021 年 12 月 3 日、2021 年 12 月 13 日、2021 年 12 月 18 日获得的 3 幅遥感图像进行相同处理, 得到 2021 年末西岛遥感合成图像。计算 2018 年初和 2021 年末西岛遥感合成影像对应各波段的标准差, 结果如图 4e~4h。平均值计算处理后, 对于相同波段, 不同时期获得的遥感图像的反射率差异明显减小, 有利于后续使用相同参数对上述两幅图像进行分割及分类操作。

不同潮高情况下获取的遥感影像显著不同, 尤其是水陆分界线差异很大, 为了在不同影像中使用统一的水陆分界线, 选择较高潮高时的数据进行分析, 以获得较高精度的用于水陆分类的遥感图像。本研究对 2021 年 11 月 18 日、2021 年 12 月 3 日获得的 2 幅遥感图像也进行了反射率算术平均处理, 得到 2021 年西岛较高潮高遥感合成图像, 并利用该遥感合成影像识别提取出水体和陆地。然后, 分别利用 2018 年初和 2021 年末西岛遥感合成图像对西岛周边沿岸水体进行了底质分类。

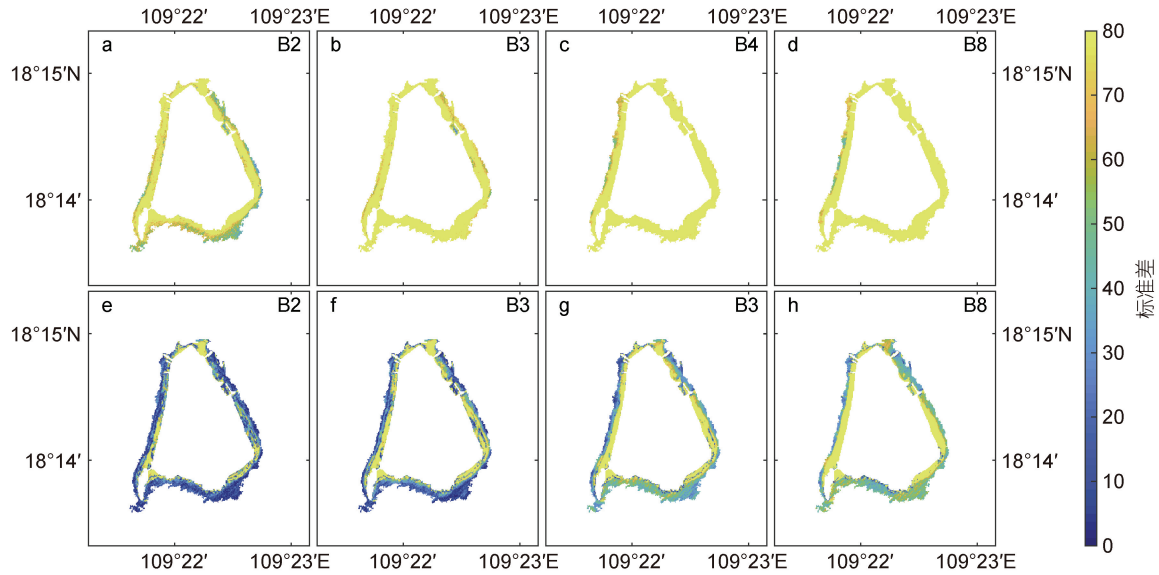


图4 本文所用7幅遥感图像在进行算数平均处理前的波段2、波段3、波段4、波段8的反射率标准差(a~d)和算数平均处理后两幅图像的反射率标准差(e~h)

Fig.4 The standard deviations of reflectance at B, G, R, and NIR bands of total 7 images (a~d, respectively) used in this study before arithmetic average processing and the standard deviations of the reflectance at band2, band3, band4, and band8 of 2 images (e~h, respectively) after arithmetic average processing

2.2 西岛底质识别分类方法

本研究采用 eCognition6.4 软件对 3 幅平均后的影像进行多尺度分割和面向对象分类操作。分割的尺度参数决定了分割对象所能允许的最大差异性, 尺度参数越大越大, 创建的对象就越大。较小的尺度参数不能准确描述水体和陆地的边界, 且分割结果较为破碎, 而较大的尺度参数不能准确描述珊瑚礁区域的地物边界。波段权重同样也会影响分割结果。水体对于近红外光吸收强烈, 增大近红外波段的权重可以提高分割水体和陆地的准确性。而在对水体部分进行分割时, 增大可见光波段的权重可以提高水体中底质分割的准确性。

首先, 本研究在对 2021 年西岛较高潮高遥感图像进行分割时选择了较大的尺度参数(设置尺度参数为 100)和较大的近红外波段权重(波段 2:波段 3:波段 4:波段 8=1:1:1:8)。利用阈值分类算法, 将 NIR 反射率大于等于 0.085 的对象识别为陆地, NIR 反射率小于 0.085 的对象识别为水体。然后, 利用 2018 年初和 2021 年末的两幅西岛遥感合成图像, 对其水体部分进行再分割。再分割时选择了较小的尺度参数(设置尺度参数为 15)和较大的可见光波段权重(波段 2:波段 3:波段 4:波段 8=1:1:1:0)。对再分割后的两幅图像进行阈值分类。本研究提取出波段 2 反射率小于 0.073 的对象为珊瑚礁, 提取出波段 3 反射率大于

0.1 的对象为岩石和沙砾, 提取出波段 4 反射率大于等于 0.045、小于等于 0.073 的对象为海藻和海草, 其他部分为沙地。基于 Sentinel-2 遥感影像的西岛底质识别分类过程如图 5 所示。

2.3 精度分析方法

本文使用生产者精度(producer's accuracy)、用户精度(user's accuracy)、总体精度(overall accuracy)和 Kappa 系数(Kappa coefficient)来评价分类结果。生产者精度表示研究区域内正确分类为某类的样本数与该类实际样本数的比值。生产者精度体现了某个实际类别被正确分类的概率, 生产者精度越高, 说明对该实际类别漏分的情况越少。用户精度表示研究区域内正确分类为某类的样本数与分到该类的样本数的比值。用户精度体现了某个类别的分类结果中正确分类的概率, 用户精度越高, 说明分类结果中错分的情况更少。总体精度表示所有类别中被正确分类的样本数与所有样本数的比值。Kappa 系数用于衡量分类结果与实际类别的一致性。总体精度 P_o 计算方法如下:

$$P_o = \frac{\sum_{ii=1}^m a_{ii}}{n}, \quad (1)$$

其中, m 表示类别数量, a_{ii} 表示每个类别中被正确分类的样本数, n 表示样本总数。Kappa 系数 K 计算方法如下:

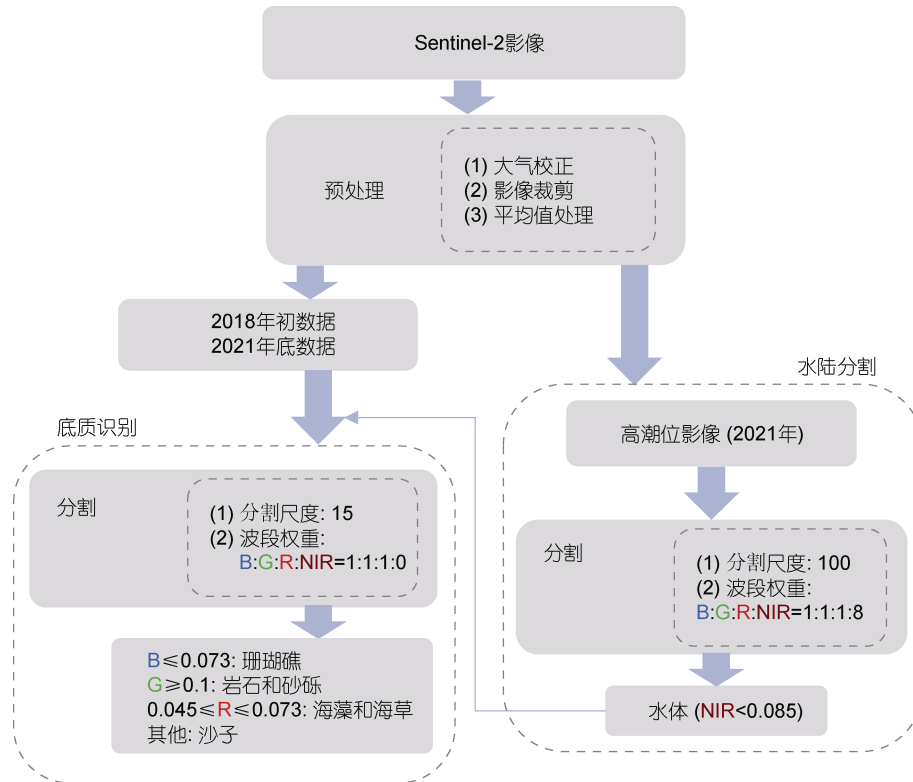


图 5 基于 Sentinel-2 遥感影像的西岛底质识别分类流程图

Fig.5 Flowchart of substrate classification around Xidao Island using Sentinel-2 images
注: B、G、R、NIR 分别代表蓝波段、绿波段、红波段、近红外波段

$$P_e = \frac{\sum_{i=1}^m a_i b_i}{n}, \quad (2)$$

$$K = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e}, \quad (3)$$

其中, P_e 表示偶然一致性, a_i 表示每个类别实际样本数量, b_i 表示每个类别的预测样本数量。

3 结果

3.1 分类结果精度验证

利用 2021 年西岛较高潮高 Sentinel-2 遥感图像进行水陆分类, 分类结果如图 6c 所示。为了方便与本文分类结果对比, 分别在图 6a 和 6b 给出了 2021 年较高潮高遥感影像 NIR 波段灰度图和 2018 年 2 月 17 日较低潮高遥感影像 NIR 波段灰度图。可以明显看到由于海水退潮, 较低潮高图像相比较高潮高图像陆地面积更大。

本研究利用 2018 年初和 2021 年末两个时期的 Sentinel-2 遥感合成图像, 分别进行底质识别分类为珊瑚礁、沙地、岩石和沙砾、海藻和海草四类, 然后将 2021 年末时期的遥感影像分类结果与 2021~2022 年

期间在西岛沿岸的实测数据进行了比较, 计算得到的生产者精度、用户精度、总体精度和 Kappa 系数如表 3 所示。

从表 3 结果可以看到, 岩石和沙砾、沙地分类精度普遍较高, 生产者精度、用户精度和总体精度都超过 84%; 珊瑚礁的生产者分类精度为 78.6%、用户精度为 100%, 因此, 分类结果较为可靠; 相比之下, 海藻和海草的分类精度略低, 生产者分类精度为 72.0%、用户精度为 62.1%。Kappa 系数为 0.71, 表明分类结果与实际类别具有高度的一致性。

3.2 底质分类空间分布和时间变化特征

根据实地调查, 珊瑚礁主要分布于西岛周边 10 m 水深以浅沿岸海域。因此, 选取西岛周边水域面积约 1.73 km² 且水深小于 10 m 的区域(图 7 所有彩色部分)用于计算不同底质面积的比例。西岛底质分类结果如图 7 所示, 不同底质的面积和比例如表 4 所示。

西岛沿岸沙地面积最大, 大部分沙地位于水深较深(>10 m)的区域。其次面积较大的是珊瑚礁、岩石和沙砾。西岛沿岸离陆地最近的底质是岩石和沙砾, 由于潮汐变化这类底质在低潮位时可能会露出水面, 且该区域游客活动频繁, 该区域不适合珊瑚生长。珊

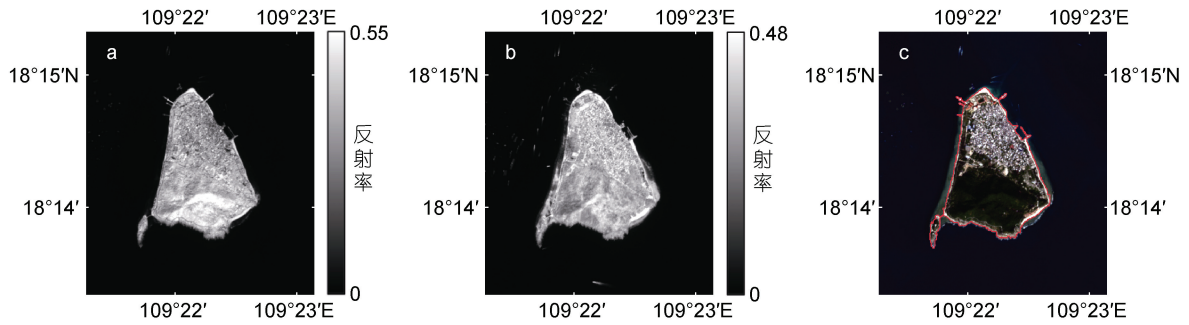


图 6 2021 年较高潮高遥感影像 NIR 波段灰度图(a), 2018 年 2 月 17 日较低潮高遥感影像 NIR 波段灰度图(b), 和本文水陆分类结果 (c)

Fig.6 NIR grayscale image of the high tide level in 2021(a), NIR grayscale image of the low tide level on 17 February 2018 (b), and the water and land classification results (c)

注: c 中红色线为水体与陆地的边界

表 3 基于实地调查数据的遥感影像底质分类精度

Tab.3 The accuracy in classification of remote sensing image substrate based on field data

	生产者精度/%	用户精度/%	总体精度	Kappa 系数
珊瑚礁	78.6	100	83.3%	0.71
沙地	84.6	84.6		
岩石和沙砾	87.5	88.6		
海藻和海草	72.0	62.1		

珊瑚礁主要分布在沙地和岩石沙砾之间, 水深约 3~10 m 的区域。面积最小的是海藻和海草, 主要分布在珊瑚和岩石沙砾之间的区域。

西岛 2018 年初时珊瑚礁总面积约为 0.249 km², 占水体面积 14.4%; 西侧珊瑚礁面积(约 0.189 km², 10.9%) 高于东侧(约 0.060 km², 3.5%)。2021 年末时珊瑚礁总面积约为 0.306 km², 占水体面积 17.7%; 西侧珊瑚礁面积

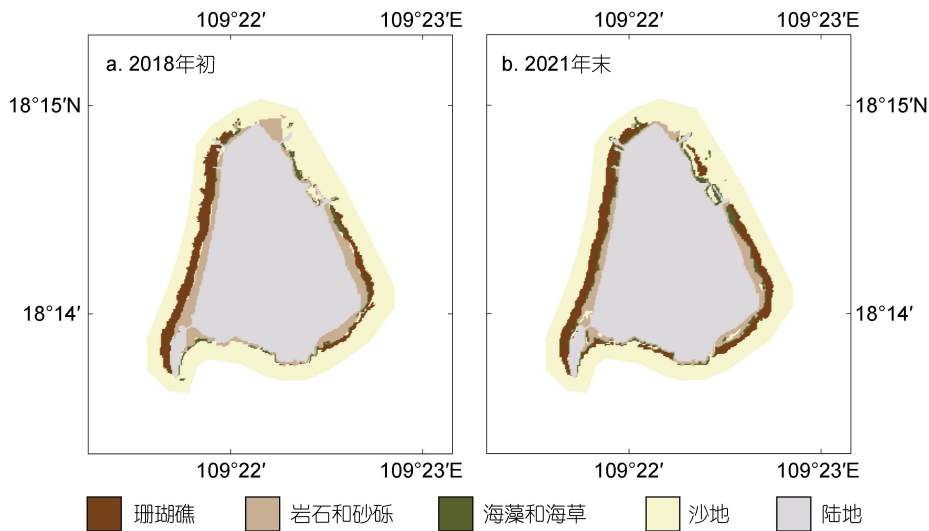


图 7 基于 Sentinel-2 影像得到的 2018 年初(a)和 2021 年末(b)西岛底质分布

Fig.7 Substrate distributions derived from Sentinel-2 data around Xidao Island at the beginning of 2018 (a) and the end of 2021 (b)

表 4 基于 Sentinel-2 遥感影像的西岛两个时期的底质面积及比例

Tab.4 Area and proportion of substrates around Xidao Island based on Sentinel-2 images in two time periods

时期	珊瑚礁面积/km ²	珊瑚礁比例/%	沙地面积/km ²	沙地比例/%	岩石和沙砾面积/km ²	岩石和沙砾比例/%	海藻和海草面积/km ²	海藻和海草比例/%
2017 年 12 月 ~2018 年 3 月	0.249	14.4	1.109	64.1	0.314	18.2	0.058	3.3
2021 年 12 月	0.306	17.7	1.092	63.1	0.228	13.2	0.104	6.0

(约 0.196 km², 11.3%)高于东侧(约 0.110 km², 6.4%)。西岛东西两侧珊瑚礁分布不均, 西侧珊瑚礁覆盖情况均优于东侧, 尤其东北侧珊瑚覆盖程度较低。从 2018 年初至 2021 年末, 西岛西侧珊瑚礁面积变化很小, 增加了 0.007 km² (0.4%), 东侧珊瑚礁面积增加较多, 为 0.050 km² (2.9%)。

4 讨论

吴钟解等(2012)在 2006~2009 年用断面监测法在西岛若干站点用水下摄像机获得了活珊瑚、死珊瑚、砂质、礁石的图像并在计算机上进行判读, 计算它们的覆盖度, 指出 2006 年西岛珊瑚礁覆盖度为 47.31%, 2009 年下降至 35.90%。黄建中等(2020)在 2018 年 4 月用截线样条法在西岛 10 个站点用水下摄像机获得了多种活珊瑚、死珊瑚、礁石、沙砾和其他生物及底质的图像并在计算机上进行判读, 计算活珊瑚的覆盖度, 指出 2018 年西岛珊瑚礁覆盖度为 13.6%。本研究利用 Sentinel-2 遥感影像通过底质分类得到 2018 年初珊瑚礁覆盖面积 0.249 km², 2021 年末 0.306 km²。可以看出, 西岛活珊瑚自 2006~2018 年有退化趋势, 2018 年至 2022 年有恢复趋势。

西岛从 2000 年 1 月至 2021 年 7 月的日平均海表面温度如图 8。日平均海表面温度数据来自 NOAA 提

供的最优插值海温分析数据(optimum interpolation 1/4 degree daily sea surface temperature analysis, version 2)。该时间段内西岛日平均海表面温度在 20.3~31.4 °C 之间波动, 年平均海表面温度在 26.2~27.4 °C 之间波动。一般认为, 造礁珊瑚生长的水温要在 18 °C 以上, 最适宜的水温范围是 25~30 °C (施祺等, 2007)。因此, 尽管西岛年平均温度范围适宜珊瑚礁生长, 该海域 5~9 月的水温升高可能会威胁珊瑚礁的生存, 尤其是 2006~2018 年间, 2006 年、2011 年、2014~2017 年都出现过海表面温度明显超过珊瑚适宜生长温度的时期, 其中 2016 年中有三个月(6~8 月)出现了较长时间的海表面温度持续较高的情况, 可能一定程度上导致了珊瑚礁退化现象。在 2018~2021 年间海表温度变化幅度相对较小, 2019~2021 年每年海表面温度超过 30 °C 的时间比较短暂, 此时间段内珊瑚生长的温度压力较小, 珊瑚礁可能存在一定程度的恢复。此外, 2017 年底, 为开展珊瑚礁保护和生态修复工作, 三亚西岛珊瑚培育实验中心建成并投入使用。近几年来, 三亚珊瑚礁保护区利用西岛珊瑚礁培育实验中心对珊瑚种苗进行培育, 在西岛及周围海域(鹿回头和小东海海域)投放珊瑚种苗近万余株。较小的温度压力和人工种植珊瑚可能是 2018 年以来珊瑚礁有所恢复的原因。

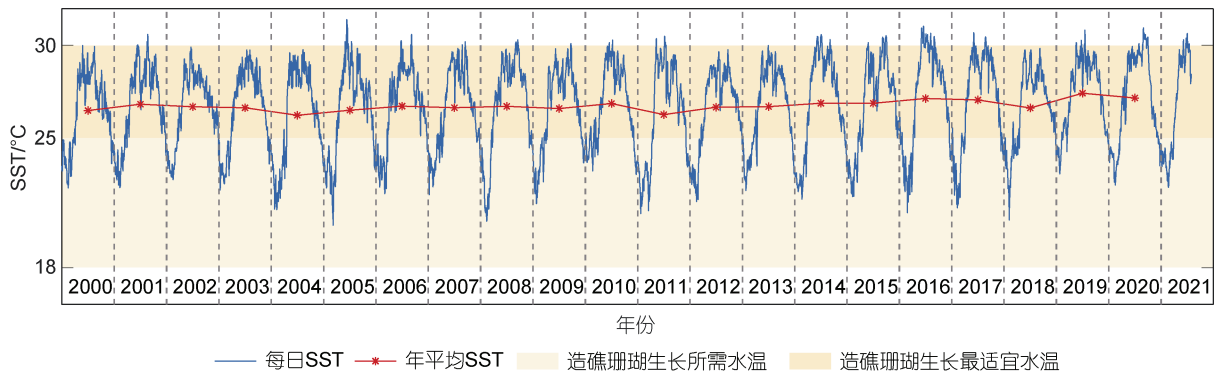


图 8 2000 年 1 月 1 日至 2021 年 7 月 31 日西岛地区日平均海表面温度
Fig.8 Daily SST around Xidao Island from 1 January 2000 to 31 July 2021

黄建中等(2020)的研究表明 2018 年西岛东侧和南侧珊瑚礁处于严重退化状态, 东侧部分海域珊瑚覆盖率从 2011 年的近 40%降至 2018 年的不足 4%。而西侧珊瑚礁则处于健康或轻微退化状态。该研究显示的 2018 年珊瑚分布情况与本文在同时期的识别结果较为一致。西岛珊瑚礁出现明显的退化, 且东西两侧退化程度不同, 西侧珊瑚礁几乎未受影响。为进一

步分析西岛东西两侧珊瑚礁分布差异原因, 本文利用实测水质数据结合营养状态综合指数(E)给出西岛附近海水的富营养化状况。

$$E = \frac{\text{COD} \times \text{DIN} \times \text{DIP} \times 10^6}{4500}, \quad (4)$$

其中, COD 表示化学需氧量浓度, DIN 表示无机氮浓度, DIP 表示无机磷浓度, 单位均为 mg/L, 当 $1 \leq E \leq 3$

时水体为轻度富营养化, $3 < E \leq 9$ 时为中度富营养化, $E > 9$ 时为重度富营养化。

根据本研究现场调查数据, 西岛西侧某些站位海水轻度富营养化 ($1 < E < 2$), 海水未发现富营养化 ($E = 0.6$)。西岛西侧水体浊度大约是 1.95~2.74 NTU, 比东侧(6.54~9.84 NTU)更加清澈。因此, 西岛东侧水体浊度较高, 西侧水体轻度富营养化。西岛北侧和东侧是游客潜水活动及水上娱乐项目的主要活动场所, 这可能是造成该区域珊瑚覆盖率低的原因; 西侧网箱养殖业可能是西侧水体轻微富营养化的原因, 这也可能限制珊瑚覆盖率的增加(Bell, 1992; Fabricius, 2011; Duprey *et al*, 2016; Hall *et al*, 2018)。长期持续的珊瑚礁旅游活动, 以及西岛附近网箱养殖活动, 可能都直接或间接地影响或破坏了该海域珊瑚礁生态系统健康, 引起了西岛东侧和北侧珊瑚礁退化加剧。根据董栋等(2015)、黄建中等(2020)对西岛的现场调查同样表明西岛东侧受人类活动影响比西侧更大。但本研究 2021 年末监测结果表明该退化有恢复趋势。

本文使用 Sentinel-2 遥感数据将西岛珊瑚礁区域的底质分类为 4 个类别, 无论在类别数量和精度上都与前人在其他地区的分类情况有差距。这是因为珊瑚礁遥感识别分类的精度会受到许多因素的影响, 比如水体浊度和遥感影像地面分辨率。Hochberg 等(2003b)的辐射传输模拟结果表明浑浊水体(chl *a* 1 $\mu\text{g/L}$, 碳酸盐沉积物浓度 3 mg/L)下棕色造礁珊瑚的光学探测深度约为 5 m。西岛附近珊瑚主要分布在 3~10 m 水深(chl *a* 0.1~0.4 mg/L , 浊度 1.95~9.84 NTU)的区域, 浑浊水体中超过 5 m 水深的珊瑚可能无法在本研究中被全部识别。

本研究利用空间分辨率为 10 m 的 Sentinel-2 影像, 将西岛近岸底质分为 4 类, 准确率为 83.3%。本研究中提取的 4 种底质的典型遥感光谱如图 9 所示。珊瑚礁在 B 波段的低反射率使其容易与其他底质区分, 但有少量稀疏珊瑚礁难以被 10 m 地面分辨率的卫星识别。海藻与海草相对较低的分类准确率来自于岩石和砂砾的错分。根据现场调查, 海藻与岩石颜色相近, 且许多海藻生长在岩石附近, 导致错分情况较多; 生长在岩石附近的某些海藻或海草由于面积较小, 在 10 m 空间分辨率的遥感图像中容易被识别为岩石, 降低了分类精度。采用更高分辨率的遥感影像可以减少混合底质像素, 从而提高小面积底质的分类精度(Brodie *et al*, 2018; Kovacs *et al*, 2018)。

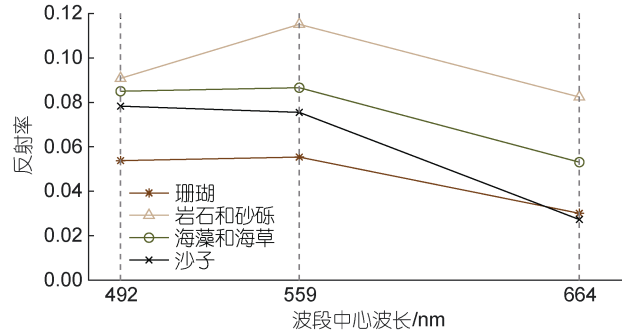


图 9 Sentinel-2 卫星大气校正后影像获得的 4 种底质的典型可见光波段光谱反射率

Fig.9 Typical reflectance spectra in the visible band of the 4 substrates from atmospheric corrected Sentinel-2 data around Xidao Island

需要指出的是, 本研究中目前未考虑珊瑚覆盖度的季节性差异。研究选择的原始遥感影像采集时间集中于冬季, 主要考虑到冬季时西岛地区海表面温度较低, 不会给珊瑚带来白化压力, 珊瑚礁处于稳定状态, 且该季节相较于其他时段可利用的晴空遥感数据较多, 有助于解析西岛底质分布信息。吴钟解等(2012)的研究未提及实地调查季节, 黄建中等(2020)在 2018 年 4 月对西岛地区展开现场调查。因此, 在和文献研究比较时可能受到季节差异影响, 本研究主要进行年际变化差别分析, 未来有待于利用更多数据进行更小时间尺度上的变化分析。

5 结论

本文以中国南海海南岛南侧附近的西岛作为研究区域, 利用 10 m 空间分辨率的 Sentinel-2 影像提取 2018 年初和 2021 年末两个时期的西岛珊瑚礁分布信息, 采用面向对象的分割及分类方式, 确定适合西岛的分割尺度及波段权重, 基于阈值分类方式提取西岛珊瑚礁区域, 完成了以下工作:

(1) 本研究利用 10 m 地面分辨率的 Sentinel-2 遥感影像采用面向对象的阈值分类方法对研究区域的珊瑚礁、沙地、岩石和砂砾、海藻和海草等 4 种海底底质信息成功进行识别提取, 分类精度可达到 83.3%。

(2) 分析得到 2018 年初和 2021 年末两个时期的西岛珊瑚礁覆盖面积分别为 0.249 km^2 和 0.306 km^2 , 这个时间段珊瑚礁覆盖面积增加了 3.3%。西岛沿岸海域珊瑚礁覆盖面积空间变化不同, 其西侧珊瑚礁面积变化不大, 2018 年初为 0.189 km^2 , 2021 年末为 0.196 km^2 , 期间增加 0.4%; 东侧珊瑚礁有恢复趋势, 2018 年初为 0.060 km^2 , 2021 年末为 0.110 km^2 , 期间

增加 2.9%。

研究结果表明本文利用 OBIA 方法和 Sentinel-2 数据可以在研究区域实现较好底质信息识别,可帮助管理人员了解西岛海域珊瑚礁的分布及变化,并为西岛海域珊瑚礁保护及修复提供依据,对于海南岛近岸水质类似的区域,如东锣岛、西鼓岛等区域的珊瑚礁底质识别和监测有参考价值。

参 考 文 献

- 三亚市自然资源和规划局, 2017. 海南省珊瑚礁和砗磲保护规定[EB/OL]. (2017-08-15)[2023-06-08]. <http://zgj.sanya.gov.cn/zgjsite/bmwjxx/201708/e6fc21f9a84f4cf98087f45ce2387808.shtml>.
- 三亚市自然资源和规划局, 2020. 三亚市潜水活动珊瑚礁生态损失补偿办法[EB/OL]. (2020-12-11)[2023-06-08]. <http://zgj.sanya.gov.cn/zgjsite/fggwxx/202012/07f137313e2a4d3e92a6b4673f0f2430.shtml>.
- 万佳馨, 任广波, 马毅, 2019. 基于 WorldView-2 和 GF-2 遥感影像的赵述岛礁坪底质变化研究[J]. 海洋科学, 43(10): 43-54.
- 马珍妮, 宋妍, 邹亚荣, 等, 2022. 基于深度学习的西沙永乐群岛珊瑚礁遥感信息提取[J]. 应用海洋学学报, 41(4): 644-654.
- 王丽荣, 余克服, 赵焕庭, 等, 2014. 南海珊瑚礁经济价值评估[J]. 热带地理, 34(1): 44-49.
- 吴柯, 杨帆, 徐莹, 2022. 基于多时间序列 Landsat-8 遥感影像的珊瑚礁白化监测[J]. 地质科技通报, 41(5): 181-189.
- 吴虹蓉, 朱岚巍, 施冬, 2022. 面向对象的三亚珊瑚礁底质信息提取[J]. 测绘通报, (9): 63-67.
- 吴钟解, 王道儒, 叶翠信, 等, 2012. 三亚珊瑚变化趋势及原因分析[J]. 海洋环境科学, 31(5): 682-685.
- 余克服, 张光学, 汪稔, 2014. 南海珊瑚礁: 从全球变化到油气勘探——第三届地球系统科学大会专题评述[J]. 地球科学进展, 29(11): 1287-1293.
- 张睿, 孙若愚, 曹蜚, 等, 2022. 珊瑚礁生态系统中的汞循环研究进展[J]. 地球与环境, 50(3): 426-438.
- 陈云浩, 冯通, 史培军, 等, 2006. 基于面向对象和规则的遥感影像分类研究[J]. 武汉大学学报·信息科学版, 31(4): 316-320.
- 岳子琳, 朱卫东, 邱振戈, 等, 2022. 南海珊瑚岛礁地貌遥感识别研究[J]. 海洋科学, 46(4): 67-80.
- 施祺, 赵美霞, 张乔民, 等, 2007. 海南三亚鹿回头造礁石珊瑚生长变化与人类活动的影响[J]. 生态学报, 27(8): 3316-3323.
- 海南省自然资源和规划厅, 2023. 海南省自然资源和规划厅关于印发《海南省珊瑚礁生态保护修复三年行动方案(2023~2025 年)》的通知[EB/OL]. (2023-01-10)[2023-06-08]. http://lr.hainan.gov.cn/xxgk_317/0200/0202/202301/t20230113_3345516.html.
- 黄建中, 魏宇衡, 顾志峰, 等, 2020. 海南西岛珊瑚群落变化及其影响因素[J]. 热带海洋学报, 39(6): 103-113.
- 黄荣永, 余克服, 王英辉, 等, 2019. 珊瑚礁遥感研究进展[J]. 遥感学报, 23(6): 1091-1112.
- 董栋, 李新正, 王洪法, 等, 2015. 海南岛三亚珊瑚礁区大型底栖动物群落特征[J]. 海洋科学, 39(3): 83-91.
- ASNER G P, MARTIN R E, MASCARO J, 2017. Coral reef atoll assessment in the South China Sea using Planet Dove satellites [J]. Remote Sensing in Ecology and Conservation, 3(2): 57-65.
- BECK M W, LOSADA I J, MENÉNDEZ P, *et al*, 2018. The global flood protection savings provided by coral reefs [J]. Nature Communications, 9(1): 2186.
- BELL P R F, 1992. Eutrophication and coral reefs—some examples in the Great Barrier Reef lagoon [J]. Water Research, 26(5): 553-568.
- BRODIE J, ASH L V, TITTLE I, *et al*, 2018. A comparison of multispectral aerial and satellite imagery for mapping intertidal seaweed communities [J]. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 28(4): 872-881.
- CAPOLSINI P, ANDRÉFOUËT S, RION C, *et al*, 2003. A comparison of Landsat ETM+, SPOT HRV, Ikonos, ASTER, and airborne MASTER data for coral reef habitat mapping in South Pacific islands [J]. Canadian Journal of Remote Sensing, 29(2): 187-200.
- DA SILVEIRA C B L, STRENZEL G M R, MAIDA M, *et al*, 2021. Coral reef mapping with remote sensing and machine learning: a nurture and nature analysis in marine protected areas [J]. Remote Sensing, 13(15): 2907.
- DAVENPORT J, DAVENPORT J L, 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 67(1/2): 280-292.
- DO NASCIMENTO ARAÚJO P V, DO AMARAL R F, 2016. Mapping of coral reefs in the continental shelf of Brazilian Northeast through remote sensing [J]. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 16(1): 5-20.
- DUPREY N N, YASUHARA M, BAKER D M, 2016. Reefs of tomorrow: eutrophication reduces coral biodiversity in an urbanized seascape [J]. Global Change Biology, 22(11): 3550-3565.
- EAKIN C M, SWEATMAN H P A, BRAINARD R E, 2019. The 2014-2017 global-scale coral bleaching event: insights and impacts [J]. Coral Reefs, 38(4): 539-545.
- FABRICIUS K E, 2011. Factors determining the resilience of coral reefs to eutrophication: a review and conceptual model [M] // DUBINSKY Z, STAMBLER N. Coral Reefs: An Ecosystem in Transition. Dordrecht, Netherlands: Springer: 493-505.
- GOREAU T, MCCLANAHAN T, HAYES R, *et al*, 2000. Conservation of coral reefs after the 1998 global bleaching event [J]. Conservation Biology, 14(1): 5-15.
- HALL E R, MULLER E M, GOULET T, *et al*, 2018. Eutrophication may compromise the resilience of the Red Sea coral *Stylophora pistillata* to global change [J]. Marine Pollution Bulletin, 131: 701-711.
- HALPERN B S, FRAZIER M, POTAPENKO J, *et al*, 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean [J]. Nature Communications, 6: 7615.

- HALPERN B S, WALBRIDGE S, SELKOE K A, *et al*, 2008. A global map of human impact on marine ecosystems [J]. *Science*, 319(5865): 948-952.
- HAMEL M A, ANDRÉFOUËT S, 2010. Using very high resolution remote sensing for the management of coral reef fisheries: review and perspectives [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 60(9): 1397-1405.
- HOCHBERG E J, ATKINSON M J, 2003a. Capabilities of remote sensors to classify coral, algae, and sand as pure and mixed spectra [J]. *Remote Sensing of Environment*, 85(2): 174-189.
- HOCHBERG E J, ATKINSON M J, ANDRÉFOUËT S, 2003b. Spectral reflectance of coral reef bottom-types worldwide and implications for coral reef remote sensing [J]. *Remote Sensing of Environment*, 85(2): 159-173.
- KOVACS E, ROELFSEMA C, LYONS M, *et al*, 2018. Seagrass habitat mapping: how do Landsat 8 OLI, Sentinel-2, ZY-3A, and Worldview-3 perform? [J]. *Remote Sensing Letters*, 9(7): 686-695.
- LAI S, LOKE L H L, HILTON M J, *et al*, 2015. The effects of urbanisation on coastal habitats and the potential for ecological engineering: a Singapore case study [J]. *Ocean & Coastal Management*, 103: 78-85.
- LI J W, KNAPP D E, SCHILL S R, *et al*, 2019. Adaptive bathymetry estimation for shallow coastal waters using Planet Dove satellites [J]. *Remote Sensing of Environment*, 232: 111302.
- LUBIN D, LI W, DUSTAN P, *et al*, 2001. Spectral signatures of coral reefs: features from space [J]. *Remote Sensing of Environment*, 75(1): 127-137.
- MASON R A B, SKIRVING W J, DOVE S G, 2020. Integrating physiology with remote sensing to advance the prediction of coral bleaching events [J]. *Remote Sensing of Environment*, 246: 111794.
- MUMBY P J, EDWARDS A J, 2002. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy [J]. *Remote Sensing of Environment*, 82(2/3): 248-257.
- MUMBY P J, SKIRVING W, STRONG A E, *et al*, 2004. Remote sensing of coral reefs and their physical environment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3/4): 219-228.
- PHINN S R, ROELFSEMA C M, MUMBY P J, 2012. Multi-scale, object-based image analysis for mapping geomorphic and ecological zones on coral reefs [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 33(12): 3768-3797.
- ROELFSEMA C, PHINN S, JUPITER S, *et al*, 2013. Mapping coral reefs at reef to reef-system scales, 10s–1000s km², using object-based image analysis [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 34(18): 6367-6388.
- SETIAWAN K T, WINARSO G, IBRAHIM A, *et al*, 2022. Analysis of classification methods for mapping shallow water habitats using SPOT-7 satellite imagery in Nusa Lembongan Island, Bali [J]. *International Journal of Remote Sensing and Earth Sciences*, 19(1): 11-20.
- SULLY S, BURKEPILE D E, DONOVAN M K, *et al*, 2019. A global analysis of coral bleaching over the past two decades [J]. *Nature Communications*, 10(1): 1264.
- WAHIDIN N, SIREGAR V P, NABABAN B, *et al*, 2015. Object-based image analysis for coral reef benthic habitat mapping with several classification algorithms [J]. *Procedia Environmental Sciences*, 24: 222-227.
- WELLINGTON G M, GLYNN P W, STRONG A E, *et al*, 2001. Crisis on coral reefs linked to climate change [J]. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 82(1): 1-5.
- WHITE E, MOHSENI F, AMANI M, 2021. Coral reef mapping using remote sensing techniques and a supervised classification algorithm [J]. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 2(4): 028.
- WILKINSON C, SALVAT B, 2012. Coastal resource degradation in the tropics: does the tragedy of the commons apply for coral reefs, mangrove forests and seagrass beds [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6): 1096-1105.
- XU H, LIU Z, ZHU J S, *et al*, 2019. Classification of coral reef benthos around Ganquan Island using WorldView-2 satellite imagery [J]. *Journal of Coastal Research*, 93(S1): 466-474.
- XU J P, ZHAO J H, LI F, *et al*, 2016. Object-based image analysis for mapping geomorphic zones of coral reefs in the Xisha Islands, China [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 35(12): 19-27.
- YU K F, 2012. Coral reefs in the South China Sea: their response to and records on past environmental changes [J]. *Science China Earth Sciences*, 55(8): 1217-1229.

IDENTIFICATION OF CORAL REEFS AND THEIR VARIATION AROUND XIDAO ISLAND, HAINAN, DECIPHERED FROM SENTINEL-2 SATELLITE IMAGES

ZHOU Ya-Jun^{1,2}, HE Ming-Jun^{1,2}, LIU Cong², HE Shuang-Yan^{1,2,4}, JIANG Qing-Yan^{1,2},
HAN Yu³, CHEN Dong^{1,2}, LI Pei-Liang^{1,2}

(1. Ocean College, Zhejiang University, Zhoushan 316021, China; 2. Hainan Institute, Zhejiang University, Sanya 572024, China;
3. Yazhou Bay Innovation Institute, Hainan Tropical Ocean University, Sanya 572024, China; 4. Zhejiang Key Laboratory of Ocean
Observation-Imaging Testbed, Zhoushan 316021, China)

Abstract Coral reefs are one of the most significant ecosystems in the ocean, and they play an essential role in preserving marine biodiversity, regulating marine climate, and developing tourism economy. In recent years, due to global climate change and increased human disturbance, coral reefs in the South China Sea deteriorate rapidly. Taking coral reefs of Xidao Island, Hainan Province, South China as an example, we extracted coral reef substrates in object-based image analysis (OBIA) method from Sentinel-2 time-serial satellite images in 10-m spatial resolution, and analyzed the change of the reef area of Xidao Island in two periods: December 2017 ~ March 2018 and December 2021. The classification results in the end of 2021 were verified with field survey data, and the total classification accuracy and Kappa coefficient were 83.3% and 0.71, respectively. By comparing the classification results from two separate periods, we discovered that the coral coverage on the west side of Xidao Island showed no obvious variation, while it presented a recovery trend on the east. This study implied that an integrated application of 10-m spatial resolution satellite images and OBIA classification method, to some extents, can meet the requirement of information extraction related to coral monitoring and variation detection on a regional scale, and the monitoring results can provide a reference for coral conservation and restoration on Xidao Island and other small islands and reefs around Hainan Island.

Key words coral reef; Sentinel-2 image; Xidao Island; substrate identification; remote sensing monitoring