

◆环境科学◆

基于组合植被指数的红树林树种遥感分类与生物碳储量变化研究^{*}唐亮东¹, 张威², 邓沁文², 王英辉^{1,2**}

(1. 广西壮族自治区产业技术研究院, 广西南宁 530201; 2. 广西大学海洋学院, 广西南宁 530004)

摘要:红树林的物种结构对红树林生物碳储量有极大的影响,红树林生物碳储量是核算红树林碳汇能力的重要指标。本研究基于 Sentinel-2 多光谱影像,构建 11 种植被指数组合,针对茅尾海地区红树林优势种无瓣海桑 (*Sonneratia apetala*) 和桐花树 (*Aegiceras corniculatum*) 训练了基于支持向量机 (SVR) 的分类模型,并使用 InVEST 模型计算了 2019—2023 年研究区红树林生物碳储量的变化情况。结果显示,红树林识别指数 (MRI) 与其他植被指数进行组合后能够显著提高无瓣海桑和桐花树的分类精度;2019—2023 年,研究区无瓣海桑和桐花树的总生物碳储量持续增加,年均增长率为 3.02%。由于光学影像无法准确区分无瓣海桑群落和无瓣海桑-桐花树混交群落,本研究结果对红树林混交群落中桐花树群落面积存在一定程度的低估;而在平陆运河工程建设过程中,应对茅尾海地区红树林采取必要的保护措施,并以其他省份红树林蓝碳碳汇交易项目为参考,促进广西蓝碳碳汇的开发利用。

关键词:红树林;遥感;组合植被指数;物种分类;生物碳储量;InVEST 模型

中图分类号: X87 文献标识码: A 文章编号: 1005-9164(2024)03-0541-13

DOI: 10.13656/j.cnki.gxkx.20240910.015

红树林是分布在热带及亚热带地区海岸带上的耐盐性植物群落,具有防风消浪、净化海水和高效固碳等生态服务功能,因此享有“海岸卫士”和“海洋绿肺”的美誉^[1]。另外,红树林还具有发展渔业、旅游业等多元生态产业价值的潜力,有较高的社会经济价值^[2,3]。红树林的生物多样性对全球人类社会的贡

献已经获得广泛重视,在国内外的环境政策中可见度不断提高^[4],我国政府多年来颁布了大量与红树林保护修复相关的法规^[5]。2009 年,联合国环境规划署首先提出“蓝碳”一词,将其定义为由海洋生态系统捕获并储存的碳。红树林是极其重要的蓝碳生态系统,相对于海岸带地区的盐沼湿地与海草床生态系统来

收稿日期: 2024-02-28

修回日期: 2024-05-28

* 广西科技重大专项“无固废与近零碳运河关键技术研发项目”(桂科 AA23062054)和广西高校中青年教师科研基础能力提升项目(2021KY0013)资助。

【第一作者简介】

唐亮东(1966—),男,副研究员,主要从事产业技术和成果转化研究。

【通信作者简介】**

王英辉(1970—),女,教授,主要从事碳减排技术研发及产业化研究,E-mail: wyh@gxu.edu.cn。

【引用本文】

唐亮东,张威,邓沁文,等. 基于组合植被指数的红树林树种遥感分类与生物碳储量变化研究[J]. 广西科学,2024,31(3):541-553.

TANG L D, ZHANG W, DENG S W, et al. Identification and Carbon Stock Change Measurement of Mangrove Species Based on Combined Vegetation Indices [J]. Guangxi Sciences, 2024, 31(3): 541-553.

说,其具有更高的生物碳储量和碳汇能力^[6,7]。广西红树林总面积约 93.3 km², 现已建立保护区的红树林面积占 44.11%^[8,9], 其中主要的红树林保护区包括广西北仑河口国家级自然保护区、广西山口红树林生态国家级自然保护区, 以及广西茅尾海自治区级红树林自然保护区等。针对广西拥有的红树林生态资源, 研究基于遥感的物种识别与生物碳储量监测方法, 对红树林资源的清查和红树林碳汇价值的开发具有重要意义。

复杂的空间结构和恶劣的环境一直是传统红树林调查的难题。遥感具有快速、范围广、不受地形限制和准确度高的特点, 能够弥补野外测量在红树林中的不足, 现已广泛用于海岸带湿地动态变化和物种监测的工作中^[10,11], 诸如 Landsat 系列、Sentinel-2 以及我国高分二号 (GF-2) 等公开的中高分辨率多光谱遥感卫星为物种分类的研究创造了条件^[12-14]。目前, 红树林种间分类的研究大多基于各波段反射率或某一植被指数进行, 分类精度为 75%—90%^[15-19], 因此有学者尝试通过改进数据源和数据处理方法, 或使用新的分类指标来提高分类的精确度。Zhang 等^[20] 改进了双极化合成孔径雷达 (SAR) 的数据处理方法并基于旋转森林 (RoF) 对红树林物种进行分类, 经过验证, 改进后的方法相较于传统双极化 SAR 处理方法, 分类精度提高了 2%—3%。Cao 等^[21] 使用无人机高光谱数据对广东省淇澳岛的红树林进行高精度的物种分类, 并使用衍生植被指数与数字表面模型 (DSM) 数据估测了当地红树林的地上生物量。Yin 等^[22] 使用无人机载激光雷达 (LiDAR) 获取红树林的单木信息, 分析了基于单木信息来提升红树林生物量估测精度的可能性, 认为将无人机载 LiDAR 与地面 LiDAR 数据结合使用能够获取较为完整的红树林结构信息。吴培强等^[23] 融合无人机多光谱与 LiDAR 数据识别红树林优势物种, 并尝试提取红树植物的单木信息, 包括种间类型、单木树高冠幅等, 据此进一步构建了秋茄树 (*Kandelia obovata*)、桐花树 (*Aegiceras corniculatum*)、荳苳 (*Cyperus malaccensis*)、老鼠簕 (*Acanthus ilicifolius*) 和无瓣海桑 (*Sonneratia apetala*) 的空间分布与各物种的异速生长方程。由于红树林位于河口海岸带地区, 各波段光谱复杂性较高, 常出现同物异谱、异物同谱等混淆情况。使用单一植被指数对红树林进行分类的遥感反演方法在一定程度上优化了反演精度, 但仍存在着一定的局限性^[24]。有学者使用归一化差分水体指数 (Nor-

malized Difference Water Index, NDWI)、组合红树林识别指数 (Combined Mangrove Recognition Index, CMRI)、修正型叶绿素吸收反应指数 (Modified Chlorophyll Absorption Ratio Index, MCARI) 等对红树林物种进行分类研究, 红树林物种分类精度从 78.82% 到 92.67% 不等^[25]。

而在红树林生物碳储量方面, 基于遥感数据、现有红树林地图、植被指数和异速生长模型等数据或者方法, 国内外学者对我国及东南亚地区的红树林生物碳储量进行了遥感估算研究^[26-34]。例如: 史娴等^[35] 利用 InVEST 模型对海南岛红树林整体碳储量进行评估, 认为海南红树林总碳储量约为 1 240 000 Mg, 并预测扩种红树林带来的碳增量将达到 0.17 Mg · ha⁻¹。隋玉正等^[36] 利用 InVEST 模型对胶州湾湿地碳储量进行评估, 得出胶州湾海岸带湿地 2017 年的碳储量约为 7.50 × 10⁸ Mg, 并在近 20 年间呈持续上升趋势。但是, 目前大部分红树林生物碳储量研究相关的反演模型的 R 仅为 0.5—0.7, 反演精度仍存在一定的改进空间, 可寻找对生物碳更敏感的光谱波段区域, 或使用雷达等能够获取红树林空间结构的遥感方法来开发更多变量指标以增加生物碳储量的反演精度。

从生态系统碳密度来看, 全球红树林的平均碳密度为 2.52—230.14 Mg · ha⁻¹, 最大可达 435 Mg · ha⁻¹^[37], 相对于其他陆地森林 (86.3—122.7 Mg · ha⁻¹) 而言拥有较高的碳密度。我国目前正在建设完善碳交易系统, 红树林作为重要的蓝碳碳汇, 拥有较高的碳交易开发潜力^[38]。近几年由于平陆运河建设工程的影响, 茅尾海研究区红树林的物种结构与生物碳储量发生了较大的变化。因此, 本研究以 Sentinel-2 多光谱遥感影像为数据源, 基于多种植被指数组合与监督分类方法对茅尾海红树林树种进行分类, 并对茅尾海研究区红树林 2019—2023 年的生物碳储量及其变化情况进行研究, 拟为当地海洋及林草部门对茅尾海红树林的监测、管理、保护和开发提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

茅尾海位于广西壮族自治区钦州市和防城港市交界, 属于钦州湾海域北部的半封闭式内海。海域面积约 135 km², 年均气温 22.1 °C, 年均降水量 2 104.2 mm, 潮汐类型为不规则全日潮, 平均潮差 250 cm (龙门站), 全年高温多雨、夏长冬短, 为典型

的亚热带季风气候,适宜红树林生长^[39]。茅尾海红树林自然保护区面积约为 18.92 km²,共有红树植物 11 科 16 种,主要优势物种为桐花树与无瓣海桑,其他红树植物包括秋茄树、白骨壤 (*Avicennia marina*)、木榄 (*Bruguiera gymnorhiza*) 以及红海榄 (*Rhizophora stylosa*) 等,部分红树林滩涂混杂生长有茳芏等盐沼植物^[40]。研究区包括茅尾海沿岸以及七十二泾片区沿岸,其间生长有大量成片的人工种植的红树林植物群落(图 1),物种分布呈现较高的规律性,为我国人工红树林种植区的典型代表,具有较高的研究价值^[41]。

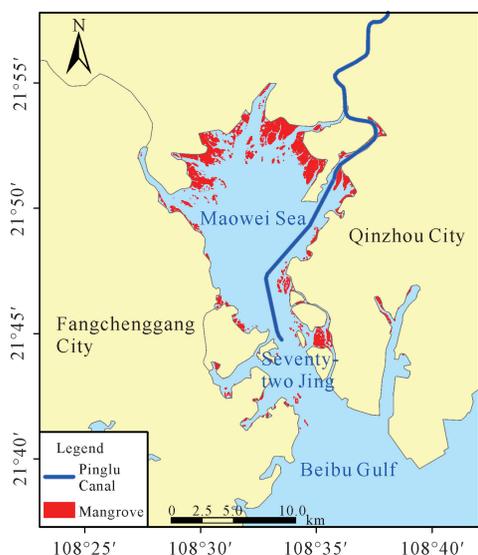


图 1 茅尾海红树林分布范围与研究区示意

Fig. 1 Schematic distribution of mangrove forests and study area in the Maowei Sea

1.2 数据源

本研究采用欧洲航天局(European Space Agency, ESA)发布的 L2A 级 Sentinel-2 多光谱遥感影像数据(<https://dataspace.copernicus.eu/>),使用 2019 年 12 月、2021 年 12 月和 2023 年 12 月共三景遥感影像进行红树林树种分类研究,其中 2019 年的影像用于训练分类器,2021、2023 年的影像用于验证分类模型的精度。选用影像拍摄时间的潮高低于当地平均潮位 250 cm(龙门站),保证绝大部分红树林处于出露水面的状态^[42]。此状态下红树林植被的光谱特征受到水体的影响较小,可保证不同影像之间红树林面积的一致性。实测数据采用广西壮族自治区林业勘测设计院制作的 2019 年森林资源二类调查工作(以下简称“二调”)的林业地类图斑。二调对茅尾海地区的红树林进行了精确至物种类型的调查,并绘制了茅尾海自然保护区红树林范围图与物种分布图,为

茅尾海地区红树林物种分布情况的权威数据。

本研究中生物碳储量指研究区内所有红树生物碳储量之和,碳密度指研究区内单位面积上红树生物碳储量之和。计算生物碳储量的指标主要包括生物量与各物种的生物碳含量。红树林生物量指单位面积红树林群落在单位时间内积累的有机质总量,生物碳含量指某一物种所含碳元素的总质量与该物种生物量的比值。研究区无瓣海桑与桐花树的生物量与生物碳含量数据已有研究测定,同时多地的地方标准也标注了两种物种的生物碳含量取值。因此,在总结前人对茅尾海及其他地区的无瓣海桑和桐花树研究的基础上^[43-46],本研究中设定无瓣海桑的生物量为 93.10—171.80 Mg·ha⁻¹,平均生物量为 118.55 Mg·ha⁻¹,平均碳含量为 45.10%;桐花树的生物量为 38.23—93.04 Mg·ha⁻¹,平均生物量为 47.44 Mg·ha⁻¹,平均碳含量为 42.33%。

1.3 方法

1.3.1 遥感影像预处理

遥感数据的预处理流程主要包括正射校正、辐射定标、大气校正及重采样。正射校正能够消除因卫星传感器误差、大气传输过程和地球曲率造成的影像几何畸变;辐射定标将遥感影像的亮度(DN)值转化为大气表观辐射亮度值;大气校正消除因大气影响产生的辐射误差,将辐亮度数据转变为真实地表反射率数据;重采样将不同空间分辨率图像进行插值处理,能够将低空间分辨率的影像重采样至与高空间分辨率影像相同的空间分辨率。欧洲航天局发布的 L2A 级 Sentinel-2 遥感数据为经过 Sen2cor 处理工具进行正射校正、辐射定标和大气校正后的反射率图像。本研究使用 ESA SNAP 软件与 Sen2res-1.1 插件对 Sentinel-2 影像进行重采样,将 Sentinel-2 影像中 20、60 m 空间分辨率的波段重采样至 10 m 空间分辨率。

1.3.2 植被指数组合与筛选

考虑到单一原始波段信息在红树林物种分类精度上的局限性,本研究在总结前人研究^[47-50]的基础上,选取 4 种植被指数作为红树林树种分类的光谱特征变量:增强植被指数(Enhanced Vegetation Index, EVI)、归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)、归一化红边植被指数(Red-Edge Normalized Difference Vegetation Index, NDVI_{re})、红树林识别指数(Mangrove Recognition Index, MRI)。NDVI 是反映植被生长状况与植被覆盖度最常用的指示因子,被广泛应用于物种分类

研究中。NDVI_{re} 是一种利用红边波段估算植被健康状况的植被指数,其原理是植被进入成熟期后,叶绿素浓度相对较高,因此使用对叶绿素更敏感的红边波段替代红光波段计算 NDVI 指数,更适用于植被生长阶段和健康状况的评估。EVI 指数对 NDVI 中易受大气影响的波段进行优化,其对植被的冠层结构变化更加敏感,在不同物种冠层结构的区分上拥有更

表 1 植被指数及计算公式

Table 1 Vegetation index and calculation formula

植被指数名称 Name of the vegetation index	计算公式 Calculation formula
EVI	$EVI = 2.5 \left(\frac{B_8 - B_4}{B_8 + 6B_4 - 7.5B_2 + 1} \right)$
NDVI	$NDVI = \frac{B_8 - B_4}{B_8 + B_4}$
NDVI _{re}	$NDVI_{re} = \frac{B_6 - B_5}{B_6 + B_5}$
MRI	$MRI = GVI^2 \times TWI$ $GVI = -0.1603B_2 - 0.2819B_3 - 0.4939B_4 + 0.7941B_8 - 0.0002B_{11} - 0.1446B_{12}$ $TWI = 0.0315B_2 + 0.2021B_3 + 0.3102B_4 + 0.1594B_8 - 0.6806B_{11} - 0.6109B_{12}$

Note: B_x represents the reflectance data of each Sentinel-2 band; B_2 is the blue band; B_3 is the green band; B_4 is the red band; B_5 is the red band (704 nm); B_6 is the red band (740 nm); B_8 is the near infrared band; B_{11} is the short-wave (length) infrared (1 600 nm) band; B_{12} is the short-wave (length) infrared (2 190 nm) band.

为研究每种植被指数以及植被指数融合对研究区红树林物种的识别性能,找出红树林树种分类的最佳植被指数组合,本研究对 4 种植被指数类型逐一进行组合,构建出基于 2 种植被指数的组合 6 组、基于 3 种植被指数的组合 4 组以及基于 4 种植被指数的组合 1 组,共 11 种红树林树种植被指数组合,各组合具体组成如表 2 所示。

表 2 植被指数组合

Table 2 Vegetation index combinations

组合序号 Combination number	包含的植被指数 Vegetation index included
1	EVI, NDVI
2	EVI, NDVI _{re}
3	EVI, MRI
4	NDVI, NDVI _{re}
5	NDVI, MRI
6	NDVI _{re} , MRI
7	EVI, NDVI, NDVI _{re}
8	EVI, NDVI, MRI
9	EVI, NDVI _{re} , MRI
10	NDVI, NDVI _{re} , MRI
11	EVI, NDVI, NDVI _{re} , MRI

好的性能^[51]。MRI 是基于绿度植被指数 (Greenness Vegetation Index, GVI) 和地形湿度指数 (Topographic Wetness Index, TWI) 的红树林识别指数^[52],最早是基于 Landsat TM 传感器设计的植被指数,本研究将其使用的光谱波段替换为 Sentinel-2 的对应波段,检验其在 Sentinel-2 影像中的分类性能。各指数的计算公式如表 1 所示。

1.3.3 分类与精度评估

根据二调数据统计,茅尾海红树林的优势物种无瓣海桑与桐花树的生长面积占地区的 85% 以上,因此本研究将茅尾海红树林物种分为桐花树、无瓣海桑与其他红树植物 3 类。基于支持向量机 (SVM) 机器学习分类方法训练分类模型,方法的径向基核函数设置中,Gamma 值取 0.4,控制错误的惩罚函数取 100。采用人工判读结合二调图斑判读方法,使用 ENVI 5.6.2 软件提取研究区红树林的分类训练样本,选取 3 种红树类型共 42 245 个像元作为训练样本构建 SVM 训练集。之后,使用此训练集分别对每个植被指数组合进行分类,得到各植被指数组合的分类结果。

使用二调数据作为真实数据验证基于 2019 年遥感影像得到的树种分类结果。获得每类植被指数组合的分类结果后,使用预测得到的树种类型和真实树种数据来构建混淆矩阵以验证每种组合的分类精度。混淆矩阵的精度评价指标包括总体分类精度 (OA) 和 Kappa 系数。OA 指分类正确的样本数占所有样本数的比例,计算公式如下:

$$OA = \frac{TP + TN}{TP + FN + FP + TN}$$

式中, TP 是被模型分类正确的正样本数, FN 是被模型分类错误的正样本数, FP 是被模型分类错误的负样本数, TN 是被模型分类正确的负样本数。

Kappa 系数用于分类结果一致性检验, 具体计算公式如下:

$$\text{Kappa} = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e}$$

式中, P_o 是矩阵的对角线元素之和与所有元素之和的比值, 即矩阵的准确率 (ACC); P_e 是所有分类类别对应的实际数量与预测数量的乘积总和, 再与其样本总数平方的比值。最后, 使用 ArcGIS Pro 软件统计各类型的面积。

1.3.4 碳储量估算

InVEST 模型是美国自然资本项目组开发的一种用以量化多种生态系统服务功能的开源评估模型^[53]。InVEST 模型功能丰富, 在国内大部分地区显示出较高的适用性。模型中的海岸带蓝碳模块可用于定量估算红树林生物、土壤、凋落物等不同碳库的碳储量, 并预测未来的碳增量。因此, 本研究基于茅尾海 2019、2021 和 2023 年的红树林物种分类图, 使用 InVEST 模型分析 2019 至 2023 年无瓣海桑和桐花树的生物碳储量变化情况。

2 结果与分析

2.1 红树树种植被指数组合筛选结果

使用 SVM 模型对 2019 年 12 月的 Sentinel-2 遥感影像进行红树林物种分类, 并使用二调数据对该分类结果进行检验。不同植被指数组合的精度评价结果如图 2 所示。总体来看, 分类精度随着组合内植被指数数量的增加而提升, 包含 4 种植被指数 (EVI、NDVI、NDVI_{re}、MRI) 的组合 11 的分类精度最高 (OA=90.18%, Kappa=0.88)。包含 3 种植被指数的组合可以取得较好的分类精度, 这 4 种组合中包含 MRI 的组合分类效果整体上均较好 (OA>86%, Kappa>0.84), 而缺少 MRI 的组合 7 (EVI、NDVI、NDVI_{re}) 分类精度 (OA=84.67%, Kappa=0.81) 相较于其他同数量植被指数的组合低, 但仍高于仅包含 2 种植被指数的组合。包含 2 种植被指数的组合中, 组合 5 (NDVI、MRI) 的分类精度最高 (OA=81.74%, Kappa=0.79), 其他组合的分类精度总体较低 (76.63%≤OA≤80.59%, Kappa≤0.78)。植被指数组合的分类结果表明, MRI 能够较好地区分无瓣

海桑与桐花树, 同时也能较好地地区分无瓣海桑、桐花树与其他红树植物, 在 4 种植被指数中为关键的特征区分指数。

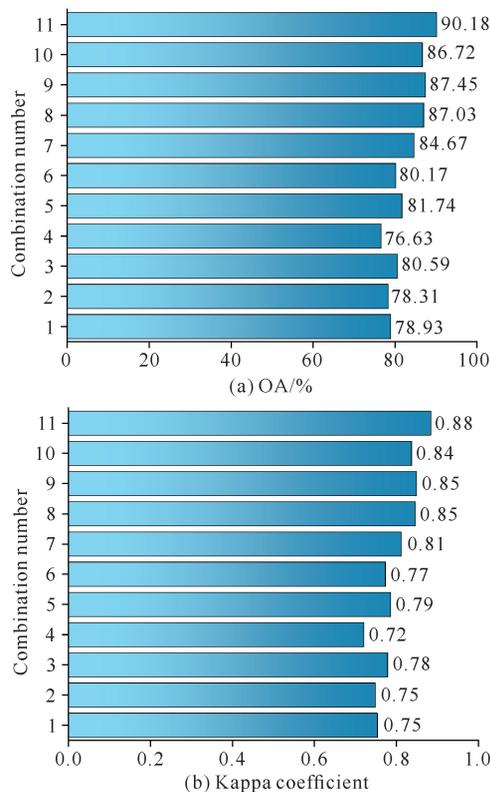


图 2 各组合的 OA 和 Kappa 系数

Fig. 2 OA and Kappa coefficient for each combination

对总体分类精度达到 80% 以上的组合构建混淆矩阵进行验证 (图 3)。从验证结果总体来看, 无瓣海桑被错分为桐花树和其他红树植物的情况相对来说最少, 主要是由于无瓣海桑植株形态属于小乔木型, 与其他灌木和草本的红树植物相比, 在含水量、叶绿素含量上有明显的区分特征, 因此取得了较好的分类精度。从不同植被指数组合的差异来看, 组合 11 (EVI、NDVI、NDVI_{re}、MRI) 的 OA 为 90.18% (图 2), 在所有组合中分类精度最高。组合 8、9、10 对于无瓣海桑的分类精度较好, 但对于桐花树存在一定的错分现象。组合 3、5、6、7 在桐花树的分类中存在较为严重的错分, 较多的桐花树被错分为其他红树植物或者无瓣海桑 (图 3)。综合来说, 整体分类精度随着组合中植被指数数量的增加而提高; 在包含 2、3 种植被指数的组合中, MRI 是较为关键的植被指数, 这与前面精度评价中 OA 和 Kappa 指数呈现出的规律相同。

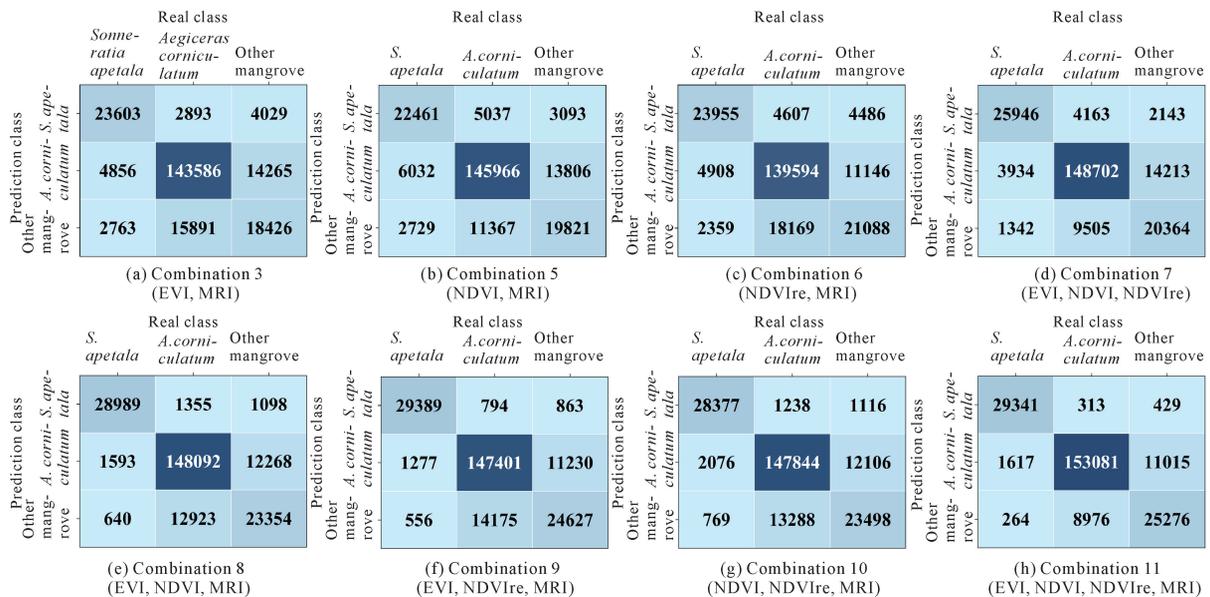


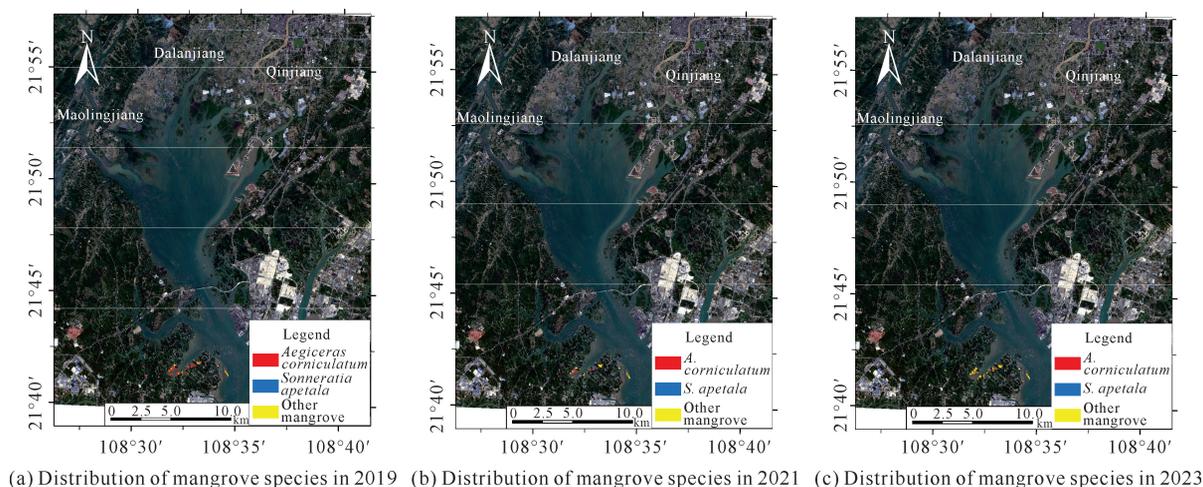
图3 各组合预测结果的混淆矩阵

Fig. 3 Confusion matrix of prediction based on each vegetation index combination

2.2 红树林树种分类结果与物种扩张分析

基于2019、2021和2023年的影像进行红树林物种分类后,制成各年的红树林物种分类结果图(图4),并分析各年无瓣海桑、桐花树和其他红树植物面积占比的变化情况。本研究区总面积共2524.57 ha,各年的分类结果显示:①2019年,研究区内无瓣海桑面积为225.21 ha,占比8.92%;桐花树面积2118.28 ha,占比83.91%;其他红树植物面积181.08 ha,占比7.17%。②2021年,研究区内无瓣海桑面积434.99 ha,占比17.23%;桐花树面积1875.47 ha,占比74.29%;其他红树植物面积214.11 ha,占比8.48%。③2023年,研究区内无瓣海桑面积578.96 ha,占比22.93%;桐花树面积1586.37 ha,占比62.84%;其他红树植物面积359.24 ha,占比14.23%。整体来看,2019至2023年,研究区内无瓣海桑群落面积增加353.75 ha,桐花树群落面积减少531.91 ha,其他红树植物群落面积增加178.16 ha。由于受无瓣海桑的扩张侵占,桐花

树群落面积减少,一部分桐花树群落生长为无瓣海桑-桐花树的混交群落,此类群落表现出的光学特征以无瓣海桑的光学特征为主,因此较难识别其中的桐花树植株。从空间分布上看,茅尾海西北部茅岭江和大榄江河口之间的区域是红树林群落无瓣海桑的主要分布区,此处的红树林群落成片分布,破碎度较低,森林的边缘效应较低,原本处于区域中心的桐花树和其他灌木型红树植物在与乔木型的无瓣海桑竞争中难以获取足够的生长资源,如阳光、温度、养分等,导致其群落逐渐被无瓣海桑侵占而消亡。其余海岸带的红树林群落优势物种以桐花树为主。茅尾海北部钦江河口咸淡水交汇处的红树植物结构较为复杂,物种混交生长情况较多,多为桐花树-秋茄-荳蔻混交群落。钦州港、茅尾海与北部湾连接的海峡处,红树林群落破碎度较高,主要是桐花树等小型灌木红树植物群落。七十二泾片区的红树林群落破碎度较高,主要以桐花树群落为主,未见有无瓣海桑生长于此,因此此处红树林群落构成未发生明显变化。



(a) Distribution of mangrove species in 2019 (b) Distribution of mangrove species in 2021 (c) Distribution of mangrove species in 2023

图4 茅尾海红树林物种分类结果

Fig. 4 Classification results of mangrove species in the Maowei Sea

2.3 红树林生物碳储量年际变化分析

将红树林物种分类结果与对应树种的平均碳含量输入 InVEST 模型以计算植株的生物碳储量变化情况。结果显示,研究区的无瓣海桑碳密度为 $41.99-77.48 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, 平均碳密度为 $53.47 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$; 桐花树碳密度为 $16.18-39.38 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, 平均碳密度为 $20.08 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (图 5)。研究区无瓣海桑生物碳储量从 $12\,041.09 \text{ Mg}$ 上升至 $30\,954.70 \text{ Mg}$, 桐花树生物碳储量从 $42\,537.93 \text{ Mg}$ 下降至 $31\,856.45 \text{ Mg}$ 。无瓣海桑和桐花树的总生物碳储量在 2019 年为 $54\,579.02 \text{ Mg}$, 2021 年为 $60\,919.17 \text{ Mg}$, 2023 年为 $62\,811.15 \text{ Mg}$, 生物碳储量总体呈上升趋势, 5 年的年均增长率为 3.02% 。碳密度代表了单位面积上的碳储量总量, 是评价单位面积红树林碳汇能力的重要指标。对 2019、2021 和 2023 年研究区红树林平均碳密度的空间分布进行分析发现(图 6), 茅尾海西北部茅岭江和大榄江河口之间的无瓣海桑扩张面积较多, 因此该地区的红树林平均碳密度较其他区域更高; 七十二泾地区的红树林物种变化程度较低, 说明该地区多年来的平均碳密度处于稳定水平。总体来说, 研究区无瓣海桑和桐花树的总生物碳储量有所增加。可以预见, 在保持此变化规律的情况下, 未来研究区红树林的生物碳储量将维持增加的趋势, 对茅尾海地区总蓝碳储量及碳中和项目产生正面的影响。但是, 由于无瓣海桑属于外来物

种, 需要加强对其种群的监测和管控, 避免其造成本土红树植物多样性的下降。

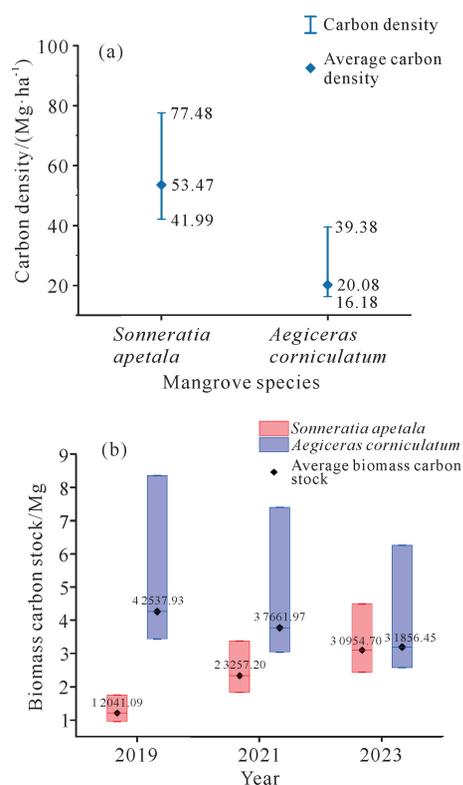


图5 无瓣海桑和桐花树碳密度与生物碳储量

Fig. 5 Carbon density and biomass carbon stock of *S. apetala* and *A. corniculatum*

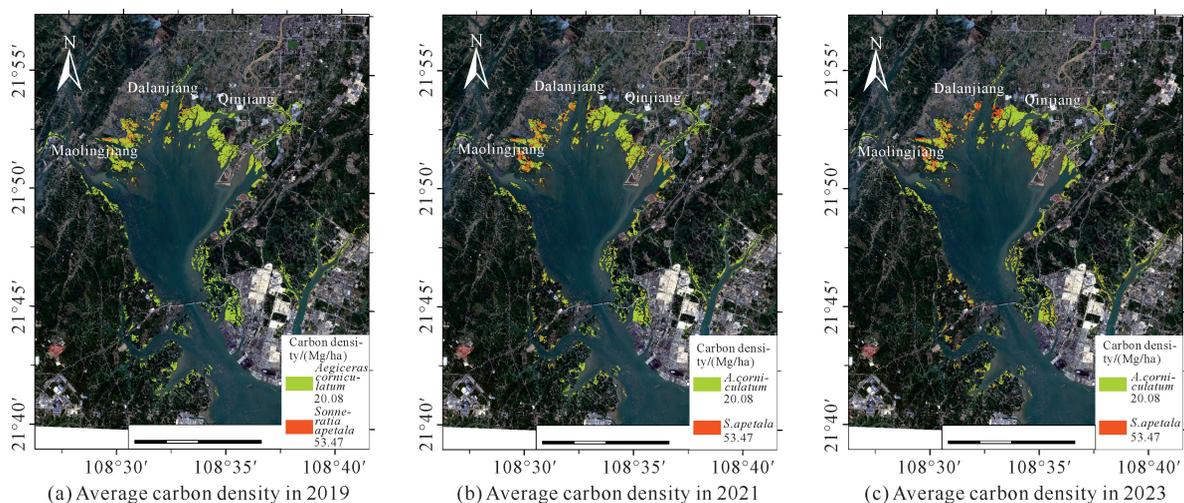


图6 无瓣海桑和桐花树平均碳密度的空间分布

Fig. 6 Spatial distribution of average carbon density in *S. apetala* and *A. corniculatum*

3 讨论

3.1 遥感影像分类精度的影响因素

相较于研究中使用的最多的 Landsat 系列卫星多光谱影像, Sentinel-2 多光谱影像增加了多个红边波段, 这使得基于 Sentinel-2 影像的数据能够组合运算出更多种类的植被指数^[54]。MRI 是针对红树林专门开发的遥感指标, 相较于其他通用植被指数, 其对红树林植物与其他陆生植物的叶绿素含量以及含水量差异有着更好的区分性能。本研究采用的组合植被指数能够同时从叶绿素、含水量、叶片质地等多方面提取物种间的差异, 从而达到更好的分类效果。但是, 本研究的分类方法一定程度上低估了桐花树的面积, 造成这一情况的原因可能如下。

多光谱遥感影像只能获取红树林的冠层信息, 而红树林的林下植被和底质受到冠层遮挡, 光学遥感无法获取其特征信息, 导致在使用多光谱卫星影像分类时会无瓣海桑-桐花树的混交群落错分为无瓣海桑群落。由于红树植物物种间的光谱响应极其相似, 尤其是桐花树与秋茄树等形态类似的灌木型红树植物, 因此单纯依靠植被指数的分类在 OA 到达 85%—90% 后会产生明显的边际效应, 即光学传感器对植被反射的光学信号的敏感性存在饱和点, 在光学信号超过此饱和点后, 传感器无法准确区分光谱信号上的差异^[55], 而本研究分类的最高 OA 为 90.18%, 其余组合的 OA 也在 85% 左右, 可以认为其在一定程度上受到光学遥感的边际效应限制。为解决此原因造成的错分问题, 可采用激光雷达或合成孔径雷达等遥感方法, 获取红树林的垂直空间结构, 反演林下的物种

信息, 进一步提高物种分类的准确度。将地物的光谱特征和纹理特征组合进行分类有一定的改进潜力, Ghorbanian 等^[56]研究表明, 相较于只用前者的分类结果, 使用组合分类的 OA 和 Kappa 系数分别提高 9% 和 0.1, 混淆矩阵分类误差降低 0.5%—1.5%。因此, 在植被指数的基础上加入影像中地物的纹理特征变量可进一步提高红树林物种的分类效果。

但在提取地物纹理特征上, Sentinel-2 影像仍存在着一定的局限性, 其最高 10 m 的分辨率依然难以提取单木尺度的纹理信息和不同树种的纹理特征。由于自然情况下无瓣海桑植株高于桐花树植株, 因此光学卫星遥感影像对无瓣海桑-桐花树混交林存在着一定的误分情况, 从而低估了桐花树的面积。为解决这一问题, 可采用更高空间分辨率的遥感影像, 如 WorldView-2 和 GF-2 的亚米级空间分辨率多光谱影像^[57]; 此外, 因其灵活性和更低成本的特点, 无人机遥感在环境复杂的红树林生态系统中能更好地获取高时空分辨率的遥感影像, 所以可采用无人机低空遥感的方式获取高精度的红树林光学影像^[21, 58-60]。

另外, 红树林的光谱特征通常随着潮位高低的变化而变化, 这意味着在使用单幅遥感影像时, 红树林物种分类精度很大程度上取决于当时的潮位。由于遥感卫星运行机制的限制, 基本无法在同一潮汐周期内拍摄到高潮和低潮时的遥感影像, 这对基于卫星遥感影像的物种分类方法是一个亟待解决的问题。反之, 如果能够充分利用同一潮汐周期内红树林淹没和出露情况引起的红树林光谱特征变化, 将能提高红树林物种的分类精度^[20]。而前述提及的无人机遥感便是一种非常好的解决方法。基于同一潮汐周期内的

无人机遥感影像开发新型的红树林植被指数,可完整地解释由于潮差引起的红树林光谱特征变化,在红树林以及其他生态系统的物种分类研究中有极高的应用潜力^[61]。

3.2 自然变化和运河工程对红树林面积和碳储量的影响

截至目前,二调数据仍是研究区最权威和精细的红树林物种分布数据。虽然 2019 至 2023 年茅尾海红树林总面积有一定的扩张,但是新生幼龄红树林的碳汇能力和生物碳储量都较低,导致真实数据可能存在一定的高估情况,因此将研究区固定为二调的红树林图斑范围,且不考虑新生幼龄红树林的生物碳储量情况。根据 2019 至 2023 年红树林的群落交替演变趋势来看,未来茅尾海地区的桐花树单一群落将朝着无瓣海桑-桐花树混交群落和桐花树-其他红树植物群落发展。从群落发展来看,无瓣海桑生物量的增加将使得茅尾海地区的碳密度增加,使得茅尾海红树林的生物碳储量上升。但由于无瓣海桑属于外来物种,应当对其种群进行严格的管控,避免出现本土物种减少的情况。

平陆运河工程是目前在建的建设工程。运河入海口段穿过茅尾海海域,其中包含大片的红树林,工程施工将对红树林乃至茅尾海生态环境带来影响。对于因工程建设损失的红树林,运河工程将以人工补种的方法补偿其生态损失,但考虑到人工种植的红树植物成活率不高,且人工红树林的生态效益低于天然林,根据相关指南需按 3 倍以上的面积进行种植才能达到自然状态下成熟红树林的碳汇水平。因此,运河修建后,茅尾海地区红树林的物种结构将产生较大的变化,这对茅尾海地区红树林的固碳能力与生物碳储量将产生较大的影响。此外,运河修建期间,钦江的泥沙搬运量将有一定程度的提高,排入茅尾海的泥沙有一部分将堆积在海湾中,从而形成更大面积的滩涂区域,这些滩涂区域将可能成为红树林新的适生区^[62,63],使得茅尾海的红树林在未来有更大的扩张空间。在运河建设过程中,可以定期监测茅尾海地区的滩涂地貌变化以及航道区域的红树林变化情况,以了解运河建设前后茅尾海地区红树林的生物碳储量变化与碳汇能力变化。

3.3 茅尾海红树林碳汇价值的开发潜力

目前,许多沿海国家已经认识到蓝碳的发展潜力与经济价值。我国已发布“21 世纪海上丝绸之路沿线国家蓝碳合作计划”倡议,拟建立蓝碳保护的合作

机制,推动国际社会在蓝碳保护和开发方面达成共识。广东“湛江红树林造林项目”是国内首个蓝碳碳汇交易项目,预计在 2015—2055 年二氧化碳减排量可达 16 000 Mg。造林项目交易的全部收益将用于保持项目区的红树林生态系统处于健康状态。随着泉州市洛阳江红树林碳汇交易项目、深圳市福田红树林自然保护区第一监测期内红树林保护碳汇交易项目等红树林碳交易项目的落地^[64,65],各地陆续出台了诸如《广东省红树林碳普惠方法学(2023 年版)》《海南红树林造林/再造林碳汇项目方法学》等红树林碳汇调查方法学^[66],推动红树林蓝碳交易市场发展。目前,广西蓝碳市场还处于探索阶段,相关碳汇核算方法并未确定,而茅尾海红树林具有极大的碳汇开发价值。本研究明确了茅尾海红树林的边界,基于遥感技术计算了 2019 至 2023 年红树林生物碳储量的变化情况,为未来广西开展红树林碳汇核算探索了试验方法。

4 结论

本研究基于 Sentinel-2 遥感数据计算得到 4 种植被指数,构建了 11 种植被指数组合方式进行无瓣海桑、桐花树以及其他红树植物的分类研究,并基于分类结果计算茅尾海研究区无瓣海桑、桐花树 2019 至 2023 年的生物碳储量变化情况,得出以下 3 点结论。

①相较于直接使用波段运算或者使用单植被指数进行分类,多植被指数组合有效提高了分类精度。基于 NDVI、NDVI_{re}、EVI 和 MRI 4 种指数组成的组合植被指数分类方法,相较于基于 2 种或 3 种同类植被指数的组合分类精度提高了 13.55%—2.73%。在 4 种植被指数中,MRI 对无瓣海桑和桐花树的分类性能较好,相较无 MRI 的植被指数组合,加入 MRI 后组合的分类精度提高了 2.79%—5.11%。

②2019 至 2023 年,研究区内无瓣海桑群落面积增加 353.75 ha,桐花树群落面积减少 531.91 ha,其他红树植物群落面积增加 178.16 ha。无瓣海桑是外来引进物种,其对生长空间的竞争力高于本土原生物种,且为乔木形态的植株,在对阳光、水分的生长资源竞争中相较于小乔木和灌木的红树植物占据优势。因此,其在 2019 至 2023 年不断扩张并侵占桐花树群落的生长空间,使得无瓣海桑-桐花树混交群落面积不断增加,最终造成位于群落下层的桐花树因无法获取足够的阳光与营养物质而死亡。

③2019至2023年,研究区红树林的总生物碳储量增加了8 232.13 Mg,研究区无瓣海桑群落的扩张是研究区红树林生物碳储量增加的主要动力,其主要扩张区域位于茅尾海西北部的茅岭江和大榄江河口之间。研究区桐花树面积呈逐年下降趋势,但总体来说依然是茅尾海地区红树林的主要优势物种。虽然无瓣海桑的扩张能够增加研究区的总生物碳储量,但是无瓣海桑属于外来物种,需要加强对种群监测和管控,避免造成本土红树植物多样性的下降。

参考文献

- [1] 程少强,陈雪芹,刘佳,等. 广西海岸带开发利用变化监测的专题分析[J]. 测绘通报, 2021(S1):83-85.
- [2] FRIESS D A, ROGERS K, LOVELOCK C E, et al. The state of the world's mangrove forests: past, present, and future [J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2019, 44(1):89-115.
- [3] 裘晟,叶勇. 红树林湿地模型研究进展[J]. *生态学杂志*, 2020, 39(4):1330-1337.
- [4] 李瑞利,杨芳,王辉,等. 红树林保护与修复标准发展现状及对策[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2022, 58(5):916-928.
- [5] 黄凡非,唐丽丽,李瑞利. 近四十年来中国大陆红树林保护与恢复措施的生态效益分析[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2023, 59(5):813-822.
- [6] 唐剑武,叶属峰,陈雪初,等. 海岸带蓝碳的科学概念、研究方法以及在生态恢复中的应用[J]. *中国科学(地球科学)*, 2018, 48(6):661-670.
- [7] CHARLES S P, KOMINOSKI J S, ARMITAGE A R, et al. Quantifying how changing mangrove cover affects ecosystem carbon storage in coastal wetlands [J]. *Ecology*, 2020, 101(2):e02916.
- [8] WU B, ZHANG W S, TIAN Y Q, et al. Characteristics and carbon storage of a typical mangrove island ecosystem in Beibu Gulf, South China Sea [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2022, 13(3):458-465.
- [9] 罗新正,孟宪伟. 基于相对海平面变化的广西茅尾海红树林面积稳定性评估[J]. *海洋环境科学*, 2022, 41(6):881-887.
- [10] PHAM T, YOKOYA N, BUI D, et al. Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: opportunities and challenges [J]. *Remote Sensing*, 2019, 11(3):230.
- [11] MAURYA K, MAHAJAN S, CHAUBE N. Remote sensing techniques: mapping and monitoring of mangrove ecosystem: a review [J]. *Complex & Intelligent Systems*, 2021, 7(6):2797-2818.
- [12] LUO Y M, LIAO M H, YAN J, et al. Development and demonstration of an artificial immune algorithm for mangrove mapping using landsat TM [J]. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 2013, 10(4):751-755.
- [13] ZHANG H, XIA Q, DAI S, et al. Mangrove forest mapping from object-oriented multi-feature ensemble classification using Sentinel-2 images [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10:1243116.
- [14] 马云梅,吴培强,任广波,等. 基于国产高分遥感的人工种植红树林种间分类方法研究:以广西茅尾海红树林为例[J]. *海洋技术学报*, 2019, 38(4):1-8.
- [15] RODRIGUES F H, CERRI R I, DE ANDRADE KOLYA A, et al. Comparison of vegetation indices and image classification methods for mangrove mapping at semi-detailed scale in southwest of Rio de Janeiro, Brazil [J]. *Remote Sensing Applications-Society and Environment*, 2023, 30:100965.
- [16] VALDERRAMA-LANDEROS L, FLORES-DE-SANTIAGO F, KOVACS J M, et al. An assessment of commonly employed satellite-based remote sensors for mapping mangrove species in Mexico using an NDVI-based classification scheme [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2017, 190(1):23.
- [17] 高常军,甄佳宁,沈震,等. 基于WorldView-2卫星影像的红树物种种群识别方法研究[J]. *湿地科学*, 2023, 21(5):627-636.
- [18] 阮胜权,王新广,李勃燃. 基于资源卫星数据面向对象的红树林提取研究[J]. *测绘与空间地理信息*, 2021, 44(1):96-98.
- [19] 蒙良莉,凌子燕,蒋卫国,等. 基于Sentinel遥感数据的红树林信息提取研究:以广西茅尾海为例[J]. *地理与地理信息科学*, 2020, 36(4):41-47.
- [20] ZHANG H S, WANG T, LIU M F, et al. Potential of combining optical and dual polarimetric SAR data for improving mangrove species discrimination using rotation forest [J]. *Remote Sensing*, 2018, 10(3):467.
- [21] CAO J J, LENG W C, LIU K, et al. Object-based mangrove species classification using unmanned aerial vehicle hyperspectral images and digital surface models [J]. *Remote Sensing*, 2018, 10(1):89.
- [22] YIN D M, WANG L. Individual mangrove tree measurement using UAV-based LiDAR data: possibilities and challenges [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2019, 223:34-49.
- [23] 吴培强,任广波,张程飞,等. 无人机多光谱和LiDAR

- 的红树林精细识别与生物量估算[J]. 遥感学报, 2022, 26(6):1169-1181.
- [24] THAKUR S, MONDAL I, GHOSH P B, et al. A review of the application of multispectral remote sensing in the study of mangrove ecosystems with special emphasis on image processing techniques [J]. *Spatial Information Research*, 2020, 28(1):39-51.
- [25] 赵阳, 田震, 李尉尉, 等. 基于 Sentinel-2 MSI 影像与面向对象相结合的红树林树种精细化分类方法研究[J]. *海洋通报*, 2023, 42(3):352-360.
- [26] WICAKSONO P, DANOEDORO P, HARTONO H, et al. Preliminary work of mangrove ecosystem carbon stock mapping in small island using remote sensing: above and below ground carbon stock mapping on medium resolution satellite image [C]//Proc. SPIE 8174, *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XIII*, 81741B. SPIE: Bellingham, 2011, 8174:408-417.
- [27] WICAKSONO P, DANOEDORO P, HARTONO, et al. Mangrove biomass carbon stock mapping of the Karimunjawa Islands using multispectral remote sensing [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2016, 37(1):26-52.
- [28] PHAM L T H, BRABYN L. Monitoring mangrove biomass change in Vietnam using SPOT images and an object-based approach combined with machine learning algorithms [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2017, 128:86-97.
- [29] PHAM T D, YOSHINO K, LE N N, et al. Estimating aboveground biomass of a mangrove plantation on the Northern coast of Vietnam using machine learning techniques with an integration of ALOS-2 PALSAR-2 and Sentinel-2A data [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2018, 39(22):7761-7788.
- [30] LI Z, ZAN Q J, YANG Q, et al. Remote Estimation of mangrove aboveground carbon stock at the species level using a low-cost unmanned aerial vehicle system [J]. *Remote Sensing*, 2019, 11(9):1018.
- [31] 姜刘志, 杨道运, 梅立永, 等. 深圳市红树植物群落碳储量的遥感估算研究[J]. *湿地科学*, 2018, 16(5):618-625.
- [32] ANAND A, PANDEY P C, PETROPOULOS G P, et al. Use of hyperion for mangrove forest carbon stock assessment in bhitarakanika forest reserve: a contribution towards blue carbon initiative [J]. *Remote Sensing*, 2020, 12(4):597.
- [33] MENG Y C, GOU R K, BAI J K, et al. Spatial patterns and driving factors of carbon stocks in mangrove forests on Hainan Island, China [J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2022, 31(9):1692-1706.
- [34] RIJAL S S, PHAM T D, NOER'AULIA S, et al. Mapping mangrove above-ground carbon using multi-source remote sensing data and machine learning approach in Loh Buaya, Komodo National Park, Indonesia [J]. *Forests*, 2023, 14(1):94.
- [35] 史娴, 聂堂哲, 熊千, 等. 基于 InVEST 与 MaxEnt 模型的海南岛红树林生态系统碳储量增量预估 [J]. *热带生物学报*, 2023, 14(3):298-306.
- [36] 隋玉正, 陈小璇, 李淑娟, 等. 海岸带蓝碳时空演变及其服务价值评估: 以胶州湾为例 [J]. *资源科学*, 2019, 41(11):2119-2130.
- [37] KAUFFMAN J B, ADAME M F, ARIFANTI V B, et al. Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients [J]. *Ecological Monographs*, 2020, 90(2):e01405.
- [38] 俞虹帆, 施志源. 红树林碳汇交易的市场化及其实现路径[J]. *林草资源研究*, 2023(5):20-28.
- [39] 刘永泉, 凌博闻, 徐鹏飞. 谈广西钦州茅尾海红树林保护区的湿地生态保护[J]. *河北农业科学*, 2009, 13(4):97-99, 102.
- [40] 黄雪松, 陈燕丽, 莫伟华, 等. 近 60 年广西北部湾红树林生态区气候变化及其影响因素[J]. *生态学报*, 2021, 41(12):5026-5033.
- [41] 马云梅, 吴培强, 潘良浩, 等. 基于 GF-2 影像的广西茅尾海红树林物种分类及盖度估算分析[J]. *海洋科学*, 2019, 43(6):60-70.
- [42] 梁高都, 田义超, 吴彬, 等. 广西北部湾典型海岛红树林的结构特征、空间格局及种间种内关联性 [J]. *生态学报*, 2022, 42(17):7244-7255.
- [43] TIAN Y C, HUANG H, ZHOU G Q, et al. Above-ground mangrove biomass estimation in Beibu Gulf using machine learning and UAV remote sensing [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 781:146816.
- [44] 胡懿凯, 徐耀文, 薛春泉, 等. 广东省无瓣海桑和林地土壤碳储量研究[J]. *华南农业大学学报*, 2019, 40(6):95-103.
- [45] 杜中曼, 马文明, 周青平, 等. 基于遥感技术的植被识别方法研究进展[J]. *生态科学*, 2022, 41(6):222-229.
- [46] 叶思敏. 泉州湾河口湿地桐花树的植被碳密度及分布特征[J]. *泉州师范学院学报*, 2015, 33(2):18-20.
- [47] 李雨秦, 左小清, 李洪忠. 基于 WorldView-2 的红树林种群分类: 以深圳湾为例 [J]. *软件*, 2020, 41(4):134-138.
- [48] 王煜森, 李胜, 东春宇, 等. 多特征参数支持的红树林遥

- 感信息提取:以广东省为例[J]. 自然资源遥感, 2024, 36(1):95-102.
- [49] 王凤霞,李屹,夏卓异,等. 基于 Sentinel-2A 的红树林提取机器学习方法比较[J]. 测绘地理信息, 2023, 48(3):79-81.
- [50] WANG T, ZHANG H S, LIN H, et al. Textural-spectral feature-based species classification of mangroves in mai po nature reserve from worldview-3 imagery [J]. Remote Sensing, 2016, 8(1):24.
- [51] ZHANG X H, TIAN Q J. A mangrove recognition index for remote sensing of mangrove forest from space [J]. Current Science, 2013, 105(8):1149-1154.
- [52] PANDEY P C, ANAND A, SRIVASTAVA P K. Spatial distribution of mangrove forest species and biomass assessment using field inventory and earth observation hyperspectral data [J]. Biodiversity and Conservation, 2019, 28(8):2143-2162.
- [53] 张徐,李云霞,吕春娟,等. 基于 InVEST 模型的生态系统服务功能应用研究进展[J]. 生态科学, 2022, 41(1):237-242.
- [54] LUO Y M, OUYANG Y, ZHANG R C, et al. Multi-feature joint sparse model for the classification of mangrove remote sensing images [J]. ISPRS International Journal of Geo-Information, 2017, 6(6):177.
- [55] 沈小雪,张志,翟朝阳,等. 海岸带红树林范围与种类识别精度的荟萃分析[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2022, 58(1):135-146.
- [56] GHORBANIAN A, ALI AHMADI S, AMANI M, et al. Application of artificial neural networks for mangrove mapping using multi-temporal and multi-source remote sensing imagery [J]. Water, 2022, 14(2):244.
- [57] WAN L M, ZHANG H S, LIN G H, et al. A small-patched convolutional neural network for mangrove mapping at species level using high-resolution remote-sensing image [J]. Annals of GIS, 2019, 25(1):45-55.
- [58] 姜玉峰,齐建国,陈博伟,等. 基于无人机高光谱影像和机器学习的红树林树种精细分类[J]. 遥感技术与应用, 2021, 36(6):1416-1424.
- [59] 王青青,朱俊利,任广波,等. 基于 DJI 精灵 4 多光谱版无人机的红树林精细分类[J]. 遥测遥控, 2023, 44(3):123-130.
- [60] TIAN Y C, ZHANG Q, HUANG H, et al. Aboveground biomass of typical invasive mangroves and its distribution patterns using UAV-LiDAR data in a subtropical estuary: Maoling River Estuary, Guangxi, China [J]. Ecological Indicators, 2022, 136:108694.
- [61] 李雨秦,左小清,李洪忠. 基于随机森林的红树林种群可分性度量研究:以深圳湾为例[J]. 陕西理工大学学报(自然科学版), 2020, 36(2):64-70, 92.
- [62] 阎琨,庞国涛,李伟. 广西茅尾海潮间带表层沉积物有机物特征及来源分析[J]. 海洋环境科学, 2022, 41(2):303-308.
- [63] 杨世伦,李明. 长江入海泥沙的变化趋势与上海滩涂资源的可持续利用[J]. 海洋学研究, 2009, 27(2):7-15.
- [64] 陈晓斌,郭晋,曾盛,等. “双碳”背景下海洋碳汇交易与金融支持探析[J]. 福建金融, 2023(4):46-50.
- [65] 陆日,王晨,陈烨,等. 红树林保护碳汇项目碳信用计量方法:以深圳市福田红树林保护区为例[J]. 林业科学, 2023, 59(3):44-53.
- [66] 董敬明,刘子飞,陈丽梅. 我国海洋碳汇交易政策、实践及展望[J]. 中国科学院院刊, 2024, 39(3):519-527.

Identification and Carbon Stock Change Measurement of Mangrove Species Based on Combined Vegetation Indices

TANG Liangdong¹, ZHANG Wei², DENG Songwen², WANG Yinghui^{1,2**}

(1. Guangxi Institute of Industrial Technology, Nanning, Guangxi, 530201, China; 2. School of Marine Sciences, Guangxi University, Nanning, Guangxi, 530004, China)

Abstract: The species composition of mangrove forests significantly affects the biomass carbon stock of mangrove ecosystems, and thus the change in biomass carbon stock serves as an important indicator for assessing mangrove carbon sequestration. Utilizing Sentinel-2 multispectral imagery, this study constructed 11 vegeta-

tion index combinations. A Support Vector Regression(SVR)-based classifier was trained for the dominant mangrove species, *Sonneratia apetala* and *Aegiceras corniculatum*, in the Maowei Sea area. Subsequently, the InVEST model was employed to calculate the changes in biomass carbon stock of mangroves in the study area from 2019 to 2023. The results indicated that the combination of Mangrove Recognition Index(MRI) with other vegetation indices significantly improved the identification accuracy for *S. apetala* and *A. corniculatum*. Furthermore, from 2019 to 2023, the overall biomass carbon stock of *S. apetala* and *A. corniculatum* in the study area kept increasing, with an average annual growth rate of 3.02%. Due to the limitations of optical imagery in accurately distinguishing between pure *S. apetala* stands and mixed *S. apetala*-*A. corniculatum* communities, this study may have underestimated the actual area occupied by *A. corniculatum* within mixed mangrove communities. Therefore, it is recommended that appropriate protective measures be implemented for the mangrove forests in the Maowei Sea area during the construction of the Pinglu Canal project. Furthermore, drawing on the experience of blue carbon offset trading projects in other provinces can facilitate the development and utilization of blue carbon sequestration in Guangxi.

Key words: mangrove; remote sensing; combined vegetation indices; species identification; biomass carbon stock; InVEST model

责任编辑:米慧芝



微信公众号投稿更便捷

联系电话:0771-2503923

邮箱:gxxk@gxas.cn

投稿系统网址:<http://gxxk.ijournal.cn/gxxk/ch>