

文章编号: 1674-5566(2025)04-0821-18

DOI: 10.12024/jsou.20240504559

中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统时空变化及其碳储量评估

刘芳源¹, 陈洁^{1,2}, 高郭平¹

(1. 上海海洋大学 海洋科学与生态环境学院, 上海 201306; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所 资源与环境信息系统国家重点实验室, 北京 100101)

摘要: 为了开展以红树林、盐沼等为代表的海岸带蓝碳生态系统固碳能力研究, 基于多源多时相Landsat遥感影像, 利用随机森林算法, 结合InVEST模型蓝碳模块对我国东海区典型海岸带蓝碳生态系统1992—2022年的时空分布特征以及碳储量开展评估。结果表明: 1992—2022年, 东海区海岸带中养殖区面积>光滩面积>盐沼湿地面积>红树林湿地面积; 水产养殖区在东海区沿海均有分布, 红树林主要分布在泉州湾等地区; 盐沼和光滩主要分布在长江口杭州湾区域; 水产养殖区主要向水体和耕地转化, 光滩主要向水产养殖区和水体转化, 盐沼和红树林主要向水产养殖区转化; 1992—2022年, 东海区典型海岸带蓝碳生态系统总储存量呈总体上升趋势, 平均年增长速率为1.26 Tg C/年, 净碳固定值总量为41.61 Tg C。研究结果可为东海区海岸带制定减排增汇措施, 提高固碳能力, 应对全球气候变化提供决策支持与科学服务。

关键词: 海岸带蓝碳生态系统; 土地覆被; 碳储量; Google Earth Engine; InVEST模型; 东海区

中图分类号: P 76; X 145 **文献标志码:** A

随着大气中CO₂等温室气体浓度的持续攀升, 全球气候变化问题愈发严峻, 灾害频发, 这种趋势不仅对全球生态系统的结构、功能和演变过程产生了深远的影响, 对人类福祉和社会经济的发展造成的冲击也日益加剧。联合国政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental panel on climate change, IPCC)指出, 到2030年全球气候将升高约1.1 °C^[1]。我国高度重视气候变化应对工作, 郑重提出将争取于2030年之前达到CO₂排放量峰值, 并力争在2060年之前实现碳中和目标^[2]。实现该目标的重要前提在于强化节能减排, 降低温室气体排入大气的总量。但我国目前仍是全球CO₂排放量最高的国家, 据估计, 到2030年我国碳排放还将存在近14亿t的巨大缺口, 在此基础上仅靠减排不仅难以实现双碳目标, 还会影响经济的发展, 因此, 提高我国自然生态系统对大气中温室气体的吸收能力势在必行。

提升海岸带蓝碳生态系统的碳固定能力, 对

于加快实现国家“碳达峰、碳中和”目标具有重要意义。据估计, 世界上55%的碳来自海洋, 其中大部分由位于海岸带区域的红树林、盐沼和海草床生态系统固定并储存在植物和土壤中, 这部分碳被称为“海岸带蓝碳”^[3]。广义上的海岸带蓝碳是指盐沼湿地、红树林和海草床等自然生境以及浮游植物、藻类和贝类生物固定的碳^[3]。海岸带蓝碳生态系统(Coastal blue carbon)处于陆地与海洋的交界地带, 以其卓越的固碳效率和巨大的储碳潜力, 在全球及区域层面的碳循环及气候变化适应方面发挥重要作用而受到广泛关注^[4]。然而, 海岸带蓝碳生态系统也对人类活动十分敏感, 是政府制定保护政策和开展生态系统治理工作时优先考虑的重点领域^[5]。目前, 国内外学者已通过实地测量^[6]、实验分析^[7]、调查统计^[8]、遥感反演^[9]和模型模拟^[10]等方法对全球和区域尺度的海岸带生态系统碳储量开展了一定的研究, 但我国全国尺度海岸带蓝碳生态系统碳储量的研

收稿日期: 2024-05-23 修回日期: 2024-09-14

基金项目: 国家自然科学基金青年基金(42301087); 上海市青年科技英才扬帆计划(23YF1416400); 上海市科技创新行动计划软科学研究项目(24692103000)

作者简介: 刘芳源(1997—), 女, 硕士研究生, 研究方向为海岸带变化与蓝碳评估。E-mail: liufangy2010@163.com

通信作者: 陈洁, E-mail: chen-jie@shou.edu.cn

版权所有 ©《上海海洋大学学报》编辑部(CC BY-NC-ND 4.0)

Copyright © Editorial Office of Journal of Shanghai Ocean University (CC BY-NC-ND 4.0)

<http://www.shhydxxb.com>

究尚不全面,且结果的差异较大^[11]。不同区域、不同时间尺度的海岸带蓝碳生态系统固碳能力不同,在全球气候变化日益严峻的背景下,深入探讨我国海岸带蓝碳生态系统的碳储存量,对于准确评估我国海岸带蓝碳生态系统的碳汇功能、优化固碳技术发展至关重要。

我国东海区海岸带地跨上海、浙江、福建三省市,城市化水平高,2023年共有常住人口1.05亿,GDP约占全国总量的12.64%,是我国人口最密集、经济最发达的地区之一,自然资源丰富,渔业和水产养殖产量约占全国的22%,拥有多个海上丝绸之路的重要港口,受到国际国内社会的高度关注^[12]。自改革开放以来,该区域经济发展水平不断提高,频繁的人类活动使海岸带生态系统发生了显著变化。本研究以我国东海区海岸带为研究区,基于谷歌地球引擎(Google earth engine, GEE)云平台提供的Landsat遥感数据,利用随机森林分类方法提取1992、1997、2002、2007、2011、2017和2022年典型海岸带蓝碳生态系统的分布范围,并结合生态系统服务和权衡的综合评估模型(Integrated valuation of ecosystem services and trade-offs, InVEST)估算对应时期的碳储量,以期评价东海区海岸带蓝碳生态系统的固碳能力,为我国制定减排增汇措施及应对全球气候变化提供理论支持与科学服务。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

根据《全国海岸带和海涂资源综合调查简明规程》,海岸带的范围被定义为海岸线内陆侧10 km至海域10~15 m等深线。由于东部沿海地区人类活动剧烈,海岸线变化较快,考虑数据的清晰性和可获取性,本研究以1992年岸线内陆侧10 km为陆边界、2022年10 m等深线为外边界所围的地区作为研究区。研究区域覆盖我国东部海岸带闽粤交界以北、苏沪交界以南区域(23°31'~31°25'N, 117°05'~123°25'E, 图1),研究区域岸线曲折,长度约占我国大陆岸线总长的30%。研究区属亚热带季风气候区,四季分明,冬季,在季风影响下,区域气候呈现出温暖与湿润的特征;

在夏季,则有较为充足的日照和较高的相对湿度。此外,部分面积相对较小且相对距离较远的岛屿未纳入本文中。

1.2 数据来源

1.2.1 遥感数据来源及预处理

使用GEE云平台(<https://code.earthengine.google.com/>)提供的1992—2022年(5年时间间隔)的Landsat系列卫星遥感影像数据(由于2012年影像部分条带丢失,故选用2011年影像数据开展分析),研究区域覆盖全球参考系统(Landsat Worldwide Reference System 2, WRS-2)的18块路径/行(图1)。传感器包括搭载于Landsat 5卫星的专题制图仪(Thematic Mapper, TM)和Landsat 8卫星的陆地成像仪(Operational Land Imager, OLI)。表1总结了本研究使用遥感数据的来源、时间、数量和分辨率等情况。

基于GEE平台,本研究进行了以下预处理:(1)筛选合适数据,选取分类时间;(2)使用CFMask算法生成质量评估波段QA进行去云处理;(3)利用ee.Terrain.hillShadow函数去除地形阴影;(4)用Clip函数裁剪出研究区域;(5)使用normalized Difference算法计算相关植被指数。

1.2.2 碳库数据

由于研究区域范围较大,难以实地取样调查,因此,通过文献调研收集了我国东海区海岸带3个省(直辖市)盐沼、红树林和光滩的生物量、土壤和凋落物的碳密度以及碳累积速率数据,并将汇总整理的结果取平均值得到本研究的碳库参数,如表2所示。

我国海水养殖种类以贝、藻类为主,根据贝类与藻类的固碳机制,海洋养殖贝类的碳汇功能主要体现在贝壳与软体部位所含的碳总量;而藻类固碳则是其藻体内部所含碳量的积累^[15]。据《中国渔业统计年鉴》统计,贝类养殖中,贻贝、扇贝、蛏、蛤和牡蛎的养殖面积占75%以上;藻类养殖中,海带和紫菜的养殖面积占80%以上,因此,表2中水产养殖区的碳库数据根据《中国渔业统计年鉴》发布的贻贝、扇贝、蛏、蛤、牡蛎、海带和紫菜产量结合有关的文献报道^[15-16]的贝、藻类碳储量核算系数计算得出。

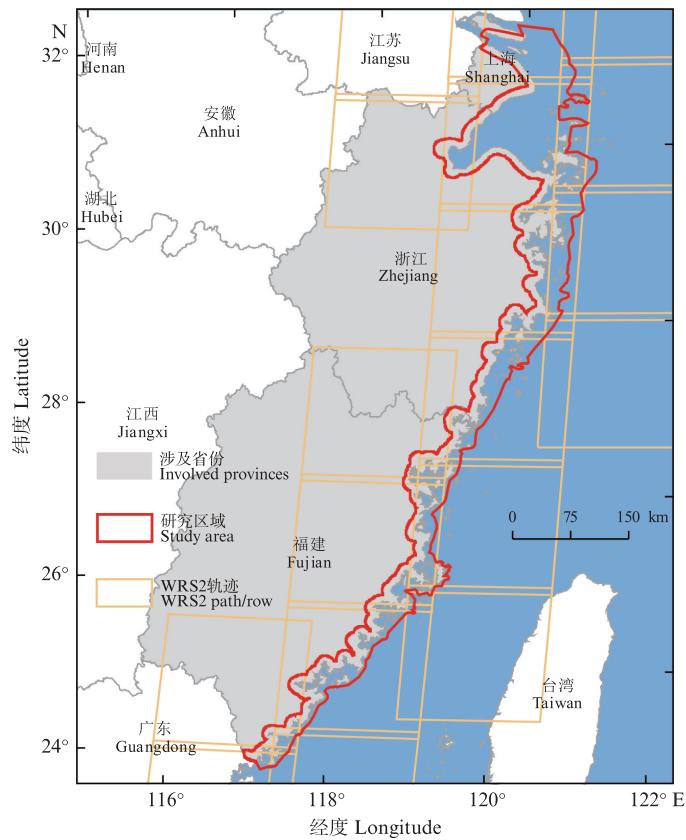


图1 研究区域示意图
Fig. 1 Basic information of remote sensing image

表1 遥感影像基础信息
Tab. 1 Remote sensing image base information

年份 Year	数据源 Data source	传感器 Sensor	分辨率 Resolution/m	波段信息 Wavelength/ μm	选取时间 Select time	图像总数 Total number of images
1992	Landsat 5	TM	30		1.1-12.31	211
1997	Landsat 5	TM	30	Blue: 0.45~0.52, Green: 0.52~0.60, Red:	1.1-12.31	224
2002	Landsat 5	TM	30	0.63~0.69, Nir: 0.77~0.90, Swir1: 1.55~1.75,	1.1-12.31	180
2007	Landsat 5	TM	30	Swir2: 2.08~2.35	1.1-12.31	202
2011	Landsat 5	TM	30		1.1-12.31	159
2017	Landsat 8	OLI	15	Blue: 0.45~0.51, Green: 0.53~0.59, Red:	1.1-12.31	268
				0.64~0.67, Nir: 0.85~0.88, Swir1: 1.57~1.65,		
2022	Landsat 8	OLI	15	Swir2: 2.11~2.29	1.1-12.31	253

注:Blue, Green, Red, Nir和Swir代表Landsat影像的蓝色、绿色、红色、近红外和短波红外波段。

Notes: Blue, Green, Red, Nir, and Swir represent the blue, green, red, near-infrared, and short-wave infrared bands of Landsat images.

表2 东海区典型海岸带蓝碳生态系统碳库表
Tab. 2 Carbon pool table of typical coastal blue carbon ecosystems in the East China Sea

类型 Type	碳密度 Carbon density/(t/hm ²)			固碳速率 Carbon sequestration rate/[t/(hm ² ·a)]		
	生物量 Biomass	土壤 Soil	凋落物 Litter	生物量 Biomass	土壤 Soil	凋落物 Litter
盐沼 Salt marshes	12.99	77.72	4.37	10.33	2.30	0.27
红树林 Mangroves	93.30	187.21	2.66	9.04	2.65	-
光滩 Tidal flats	6.07	43.31	7.00	-	0.79	-
水产养殖区 Aquaculture	5.28	7.92	-	0.92	1.15	-

注:东海区典型海岸带蓝碳生态系统的碳库数据由江小芳^[13]、李静泰等^[14]的研究结果计算得出;“-”表示参数经过文献调研未获取到相关数据。

Notes: The carbon pool data of the typical coastal blue carbon ecosystem in the East China Sea is calculated from the results of JIANG^[13] and LI^[14]; “-” indicates that the parameter has not obtained relevant data through literature research.

1.3 研究方法

1.3.1 遥感解译标志

2009年联合国发布的《蓝碳:健康海洋固碳作用的评估报告》中,定义了蓝碳的3大类别:盐沼、红树林和海草床^[17]。受遥感方法限制,海草床的分布区域难以获取。然而,近年来越来越多的研究^[16]表明,贝藻类养殖的固碳作用同样重要。此外,我国的光滩面积广阔,储碳规模不可忽视。因此,本研究提取的东海区典型海岸带蓝碳生态系统包括盐沼、红树林、光滩和水产养殖区。结合谷歌地球卫星图像,基于Landsat卫星假彩色合成(Swir1、Nir、Red波段)建立以上4类地物的遥感解译标志(表3)。

表3 海岸带蓝碳生态系统影像解译标志

Tab. 3 Image interpretation marks of coastal blue carbon ecosystems

类型 Type	解译标志 Interpretation sign	描述 Description
光滩 Tidal flats		位于水陆交界处,色调较暗,纹理均一,深灰褐色
盐沼 Salt marshes		与光滩相邻,表面生长植被,形状不规则,边界清晰,纹理较平滑,深红色
红树林 Mangroves		与光滩相邻,表面生长植被,形状不规则,边界清晰,纹理较平滑,亮红色
水产养殖区 Aquaculture		位于沿海湿地、海湾和近岸海水处,分布集中,形状规则,边界清晰,暗灰色

1.3.2 遥感解译处理

特征是分类的依据。本研究中用于分类的波段为蓝波段、绿波段、红波段、近红外波段和短波红外波段(Landsat 5: Band 1~5、Band 7, Landsat 8: Band 2~7)。选取的光谱指数包括归一化差异植被指数(Normalized difference vegetation index, NDVI),归一化建筑指数

(Normalized difference built-up index, NDBI),增强植被指数(Enhanced vegetation index, EVI),土壤调整植被指数(Soil adjusted vegetation index, SAVI),陆地地表水指数(Land surface water index, LSWI)和修正的归一化差异水指数(Modified normalized difference water index, mNDWI)。NDVI、EVI和SAVI指数与地表植被密切相关,可以反映植被信息^[18];NDBI指数是反映区域建筑用地信息最重要的指数之一^[19];LSWI指数是与植被水分有关的指标^[20];mNDWI指数有效减少了其他地物的干扰,是提取地表水体的最常用指数之一^[19]。利用SRTM DEM数据(30 m×30 m)的坡度和高程作为地形特征;结合亮度、绿度和湿度作为纹理特征;然后将这些特征作为影像的波段进行分类,如表4所示。

表4 影像对象的分类特征

Tab. 4 Classification feature of image objects

特征类型 Feature types	特征变量 Feature variables
光谱指数 Spectral index	NDVI, NDBI, EVI, SAVI, LSWI, mNDWI
光谱波段 Spectral band	蓝波段,绿波段,红波段,近红外波段,短波红外波段
纹理特征 Texture features	亮度,绿度,湿度
地形特征 Terrain features	坡度,高程

1.3.3 土地利用分类算法

GEE平台中可用的分类算法包括分类回归树(Classification and regression tree, CART)、随机森林(Random forest, RF)、支持向量机(Support vector machine, SVM)等。针对各类算法根本原理的差异,每种算法都有其独特的特性。CART算法依托二叉树的逻辑结构,从上至下进行决策操作。该算法既可用于分类也可用于回归,简单直观,但主要适用于规模较小的数据集^[21]。而在多维特征空间中,SVM算法凭借其卓越的模式识别能力,能够有效处理大规模的遥感图像数据集,但是需要选取适当的参数来提升计算效率并降低模型过拟合的风险^[21]。随机森林算法作为一种基于多决策树,通过对抽样数据进行训练得到分类和预测结果的集成学习算法,是目前最常用的分类算法之一,在样本数量要求以及分类精确度方面均展现出较为显著的优势^[22]。在GEE平台中分别利用随机森林算法、SVM算法和CART算法进行分类,选取其中分类

精度最高、最适合研究区域的分类算法。

1.3.4 分类结果验证

为了评估随机森林分类的准确性,本研究采用了内部交叉验证,以谷歌地球高分辨率卫星图像和中国多时期土地利用遥感监测数据集^[23]作为选取训练和验证随机点的参考数据,并将各自的类名分配给这些点,然后随机分割80%进行分类训练,20%验证分类精度。

1.3.5 InVEST 蓝碳模型

采用InVEST模型蓝碳模块估算中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统碳储量。该模型通过模拟碳循环^[10],基于海岸带土地覆被的变化,计算一定时间段内该地区的碳损失或碳捕获量,以此量化其碳储量变化和净碳固定值。

为实现碳储量的估算,模型假定各生态系统在任一时刻均处于碳存量的平衡状态。基于东海区典型蓝碳生态系统及相应的碳库数据估算碳储量的空间分布。表达式如下:

$$C_{xt} = \sum_{j=1}^J A_{xjt} [a_j + b_j + (s_j \times d_j) + l_j] \quad (1)$$

式中: A_{xjt} 为在时间t内栅格单元x的土地覆盖面积; $j = 1, 2, \dots, J$ 为所有生境类型; d_j 为生境j的沉积深度; a_j, b_j, s_j, l_j 为生境j地上、地下、土壤和凋落物碳库储存的碳量。

以初始年份的碳储量为基数,叠加一段特定周期内的碳累积总量,并剔除同一时间跨度的碳排放量,所得差额便是最终长期贮存于土壤中的净碳存储量。净碳固定计算方法如下:

$$V = C_s + C_a - C_l \quad (2)$$

式中: C_s 为碳储存量; C_a 为碳积累量; C_l 为碳损失量。

碳累积(Carbon accumulation)量是指土壤分解过程中以有机质形式持续固存的碳量。碳累积计算方法如下:

$$C_{acc_xj} = \sum_{j=1}^J A_{xjt} (C_{acc_xjt}) \quad (3)$$

式中: C_{acc_xj} 为在时间t内每个栅格单元x中的碳积累量; A_{xjt} 为时间t内栅格单元x中生境j的面积; C_{acc_xjt} 为在时间t内每个栅格单元x中生境j的碳积累量。

碳损失(Carbon loss)是指当海岸带发生退化时,其储存的碳向大气的释放量。计算方法如下:

$$E_z = \sum_{j=1}^J A_{xjt} [b(a_j + b_j) + (s_j \times d_j) + l_j] \quad (4)$$

式中: b 为生物量碳排放百分比; d_j 为受干扰的土层深度。InVEST模型计算输出单位为百万吨二氧化碳当量每公顷(t CO₂e/hm²)。其中,二氧化碳当量(CO₂e)是一种用于比较不同温室气体排放影响的标准化单位,通过将各温室气体排放量乘以其全球变暖潜能值转换为等效的二氧化碳排放量。

2 结果与分析

2.1 分类算法对比分析

在GEE中分别使用随机森林算法、SVM算法和CART算法对7期的浙江海岸带进行分类,3种分类算法的精度评价见表5。3种分类算法总体精度和Kappa系数整体的数值起伏变化较为一致。随机森林分类的平均总体精度和平均Kappa系数分别为89.99%和0.88;CART算法的总体精度平均为85.51%,Kappa系数平均为0.83;SVM算法的平均总体精度为79.84%,Kappa系数平均为0.76。从每期的总体精度和Kappa系数来看,随机森林的总体精度和Kappa系数在三者当中也始终最高。因此,本研究选择随机森林算法进行分类。

基于GEE平台构建随机森林分类器,具体参数设置:决策树的数目为200棵,每个节点的变量数目为4个。

表5 3种算法总体精度(OA)和Kappa(K)系数统计
Tab. 5 Statistics of Overall accuracy (OA) and Kappa coefficient (K) of three algorithms

年份 Year	随机森林 RF		支持向量机 SVM		分类回归树 CART	
	OA/%	K	OA/%	K	OA/%	K
1992	90.80	0.89	76.67	0.73	85.28	0.83
1997	88.02	0.86	73.76	0.69	81.44	0.78
2002	92.00	0.91	83.58	0.81	87.71	0.85
2007	88.44	0.86	75.37	0.69	82.86	0.79
2011	87.20	0.85	81.21	0.78	84.27	0.81
2017	90.91	0.89	82.44	0.79	88.11	0.86
2022	92.59	0.91	85.82	0.82	88.89	0.87

2.2 准确性评估

由于研究区地跨3省(直辖市),涉及的遥感影像数据过于庞大,运行随机森林分类器进行图像分类时超过GEE平台的内存限制,因此,将研

究区分为3个部分(上海、浙江和福建),分别运行分类器,再将结果合并。得到分类的总体精度和Kappa系数统计结果如表6所示。总体精度为87.20%~92.59%,均值为89.89%;Kappa系数为0.85~0.91,平均值为0.88,表明本研究分类结果与地面真实数据具有较好的一致性。

表6 1992—2022年总体精度(OA)和Kappa(K)系数统计
Tab. 6 Statistics of Overall accuracy (OA) and Kappa coefficient (K) during 1992—2022

年份 Year	上海 Shanghai		浙江 Zhejiang		福建 Fujian	
	OA/%	K	OA/%	K	OA/%	K
1992	90.80	0.89	90.80	0.89	90.59	0.89
1997	88.02	0.86	88.02	0.86	88.74	0.87
2002	92.00	0.91	92.00	0.91	87.97	0.86
2007	88.44	0.86	88.44	0.86	90.97	0.90
2011	87.20	0.85	87.20	0.85	89.54	0.88
2017	90.91	0.89	90.91	0.89	88.89	0.87
2022	92.59	0.91	92.59	0.91	90.97	0.90

此外,通过与已有研究对比验证的方式,进一步评估分类结果的准确性。将浙江、福建2省的红树林面积以及上海的盐沼面积统计结果与已有研究中红树林与盐沼面积对比(图2)。结果显示总体变化趋势较为相符,但本研究提取的红树林面积相对较大,盐沼面积相对较小。这种情况可能源于技术条件的限制,即历史卫星图像的幅数较少、分辨率较低,导致样本点难以精确选取,同时,不同研究的区域和时间范围存在差异也可能是导致该现象发生的原因。

2.3 中国海岸带蓝碳生态系统面积时空变化

提取1992、1997、2002、2007、2011、2017和2022年中国东海区海岸带土地覆被数据,结果如图3所示。中国东海区海岸带蓝碳生态系统土地覆被类型分布区域差异明显。水产养殖区在东海区沿海均有分布,主要集中在浙江和福建沿海;红树林主要分布在泉州湾、漳江口等地区;盐沼和光滩主要分布在长江口杭州湾区域。

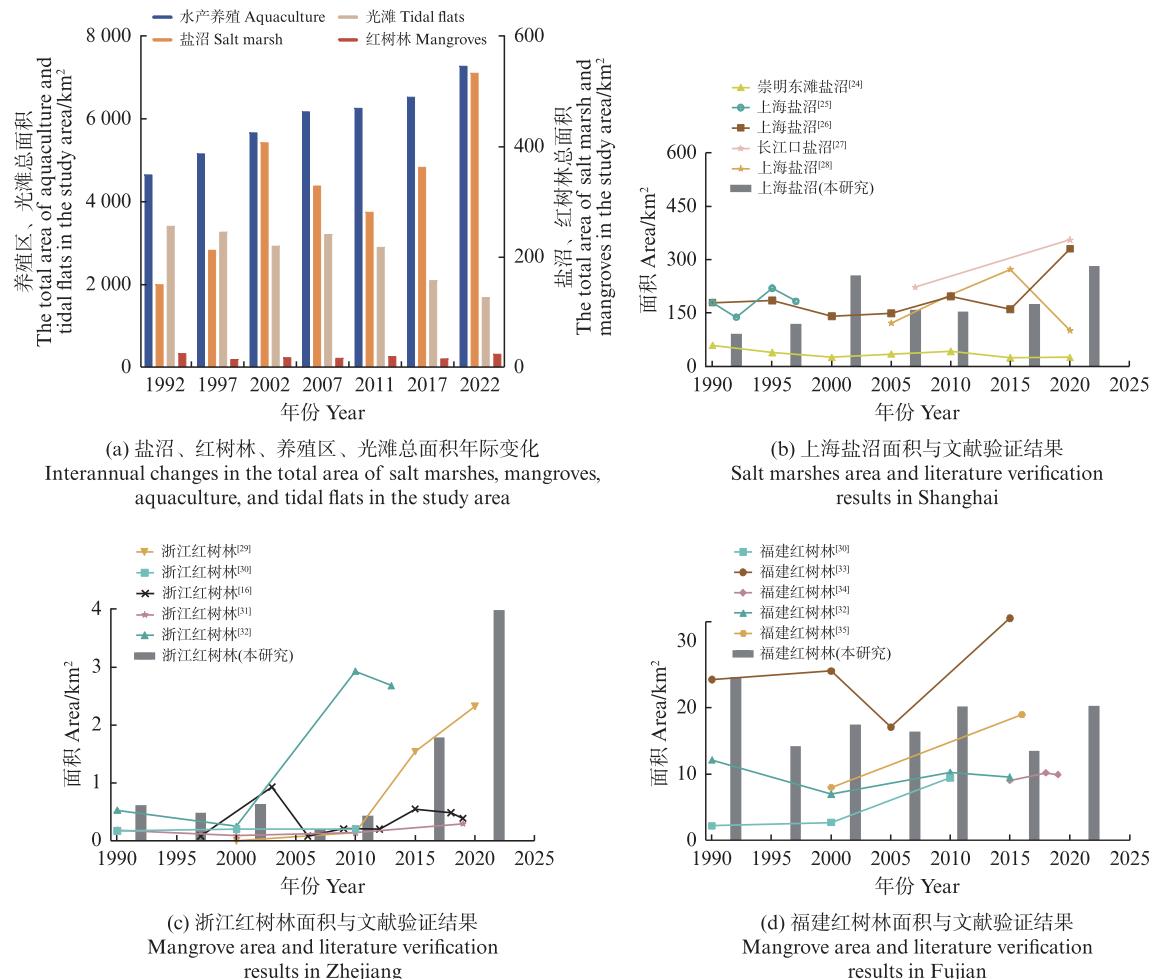


图2 东海区典型海岸带蓝碳生态系统面积变化与文献验证结果

Fig. 2 Area changes of typical coastal blue carbon ecosystems in the East China Sea and literature verification results

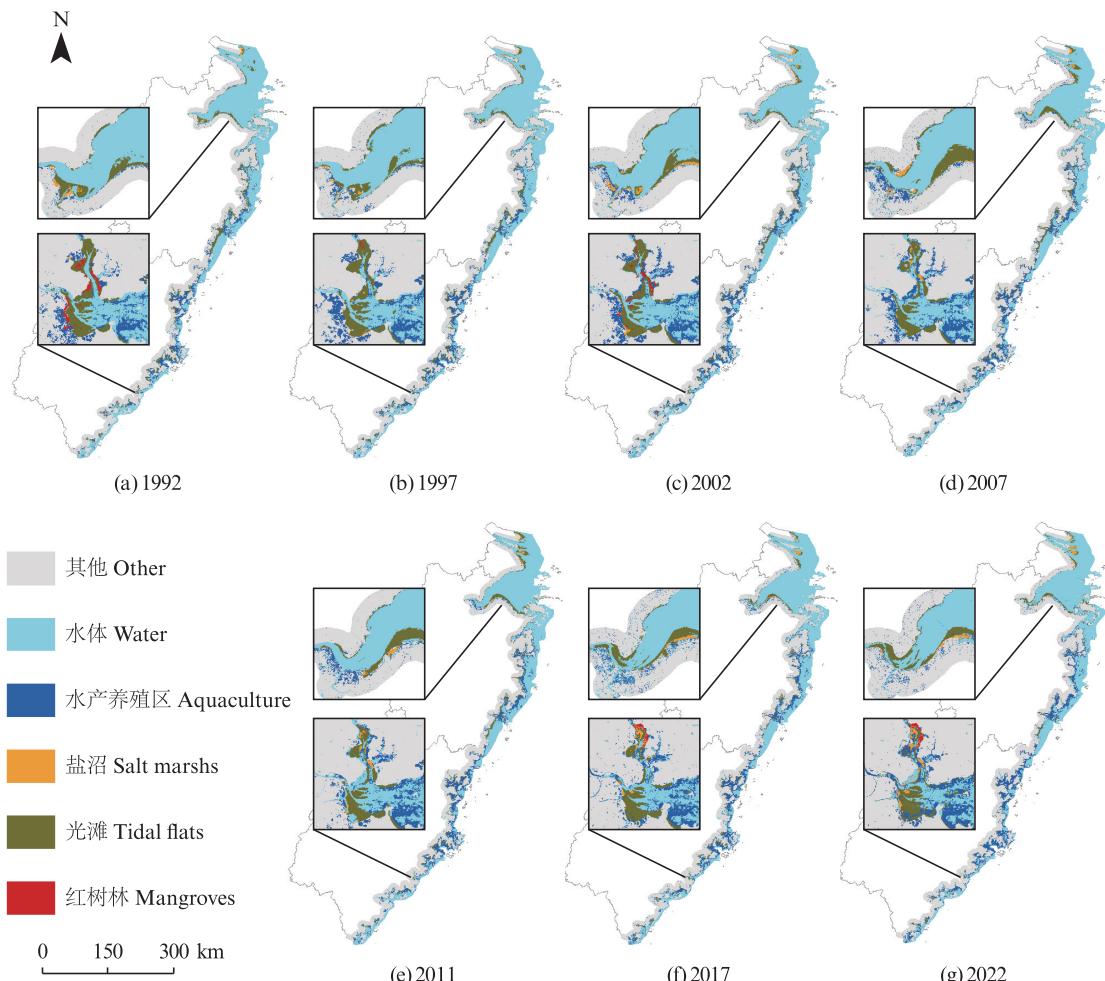


图3 1992—2022年中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统不同土地利用类型时空格局演变

Fig. 3 Spatial-temporal evolution patterns of different land use types of typical coastal blue carbon ecosystems in the East China Sea during 1992—2022

由图2a和6个时间段的面积变化情况(表7)可以发现,1992—2022年中国东海区海岸带蓝碳生态系统中,养殖区面积始终最大,光滩面积次之,盐沼湿地面积再次之,红树林湿地面积最小。1992—1997年间,水产养殖与盐沼规模呈增加趋势,面积增长分别为 518.73 和 63.11 km^2 ,而光滩和红树林规模则有所减少。此后10年间,水产养殖规模持续扩大,在1997—2002年及2002—2007年面积增加规模均超过 500 km^2 ,其他3种蓝碳生态系统则呈现波动变化趋势,其中盐沼和红树林面积在1992—1997年增加,在1997—2002年小幅下降,光滩面积在1997—2002年缩小超过 300 km^2 ,而在2002—2007年有所回升。2007年后,水产养殖规

模继续扩张,其中2017—2022年面积增量高达 744.90 km^2 ,反之光滩面积则持续下降,其中2011—2017年面积减少超过 800 km^2 ,盐沼和红树林面积经历了波动变化,总体呈现增加趋势。总体上,30年间,东海区典型海岸带蓝碳生态系统各类型的面积均有不同的变化,其中变化幅度最大的是盐沼(255.64%),变化幅度最小的是红树林(-3.53%)。表明东海区海岸带湿地资源面临严重威胁与破坏,急需开展湿地保护和恢复工作。

土地利用转移矩阵可以反映1992—2022年我国东海区海岸带各土地覆被类型、结构及其之间的转移方向和数量。通过桑基图对土地利用转移情况进行可视化分析,如图4所示。

表7 1992—2022年中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统类型面积的变化

Tab. 7 Changes in area of typical coastal blue carbon ecosystem types in the East China Sea during 1992—2022

类型 Types	面积 Area/km ² (变化率 Rate/%)					
	1992—1997	1997—2002	2002—2007	2007—2011	2011—2017	2017—2022
水产养殖 Aquaculture	518.73 (11.15)	501.76 (9.71)	500.80 (8.83)	88.50 (1.43)	270.92 (4.33)	744.90 (11.41)
盐沼 Salt marshes	63.11 (42.09)	194.60 (91.33)	-78.41 (-19.23)	-48.10 (-14.61)	81.62 (29.03)	170.53 (47.01)
光滩 Tidal flats	-148.31 (-4.34)	-337.45 (-10.33)	286.78 (9.79)	-313.61 (-9.75)	-806.62 (-27.78)	-404.76 (-19.30)
红树林 Mangroves	-10.55 (-41.79)	4.56 (31.04)	-2.63 (-13.67)	4.00 (24.11)	-6.46 (-31.31)	10.18 (71.82)

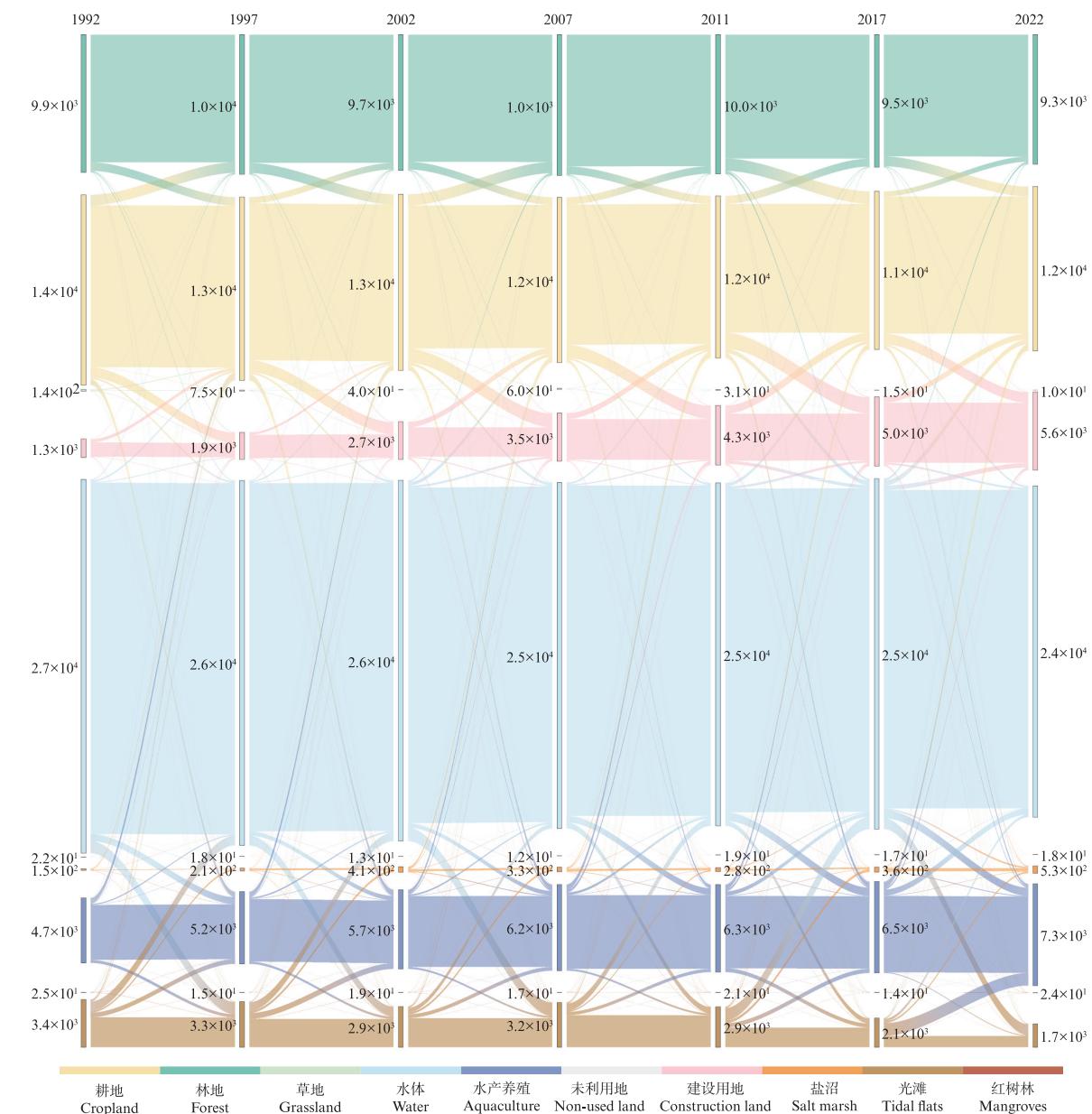
单位:km²Unit:km²

图4 1992—2022年中国东海区海岸带土地利用转移桑基图

Fig. 4 Sankey diagram of coastal land use transfer in the East China Sea during 1992—2022

20世纪90年代以来,东海区海岸带经历了剧烈的土地利用转型(图4),在非蓝碳生态系统中,建设用地持续扩张,由1992年1325.31 km²增长至2022年的5603.81 km²,主要侵占来源为耕地;水体作为主导地类呈现递减趋势,主要转变为水产养殖和光滩;耕地同样呈现下降趋势,主要转化为耕地,少部分转化为水产养殖。在蓝碳生态系统中,水产养殖规模持续上升,由1992年的4650.29 km²增长至2022年的7279.51 km²,主要转化来源包括水体、耕地和光滩,主要转出类型为水体和耕地;与之形成鲜明对比的是光滩面积的不断下降,主要转出为水体、水产养殖和耕地等;盐沼和红树林面积呈现阶段性消长,主要转出类型为水产养殖。总体而言,过去30年间东海区海岸带蓝碳生态系统的主要转换类型为水产养殖与光滩。2011年后,得益于海岸带环境综合整治及系列生态修复工程的实施,海岸带地区围塘养殖、过度开发等问题得到一定程度的控制,盐沼和红树林面积有所增加。

2.4 中国海岸带蓝碳生态系统碳储量时空演变

1992—2022年我国东海区典型海岸带蓝碳生态系统的碳储存结果如图5所示。过去30年间,不同海岸带蓝碳生态系统类型的碳储量呈现了持续增长的趋势,这一现象主要受到碳在生态系统中不断累积的影响。在无人为干扰的情况下,生态系统内部的自主碳积累作用有利于形成稳定而持久的碳汇。即便是海岸带的蓝碳生态系统类型未见明显变动,自然条件下的碳固定作用也始终在稳步推进。1992、1997、2002、2007、2011、2017和2022年碳储存量高值区皆出现在长江口,造成这一格局的原因是区域性芦苇、海三棱藨草、互花米草等高固碳能力的海岸带植被分布所引起的积极生态效应。

1992—2022年间,我国东海区典型海岸带蓝碳生态系统的总碳储存量不断上升,从19.64 Tg C增至57.43 Tg C,年均增长速率为1.26 Tg C/年;单位面积碳储存最大值也在持续上升,从90.00 t CO₂e/hm²增至175.25 t CO₂e/hm²,年均增长速率为2.84 t CO₂e/(hm²·a);但单位年份碳储存的变化量先从1.17 Tg C/年升到1.46 Tg C/年,最后逐渐降至1.29 Tg C/年,说明这30年间东海区典型

海岸带蓝碳生态系统的碳固定能力存在衰弱期。

1992—2022年我国东海区典型海岸带蓝碳生态系统的净碳固定结果如图6。净碳固定量高的区域主要在盐沼、红树林等碳固定能力强的海岸带蓝碳生态系统植被和水产养殖区,主要原因是水产养殖区的面积大、覆盖广,总体碳固定能力强。

1992—2022年间,我国东海区典型海岸带蓝碳生态系统的净碳固定最低值从0降至-102.33 t CO₂e/hm²,总体呈下降趋势,说明东海区海岸带的盐沼、红树林等固碳效率高的蓝碳生态系统类型多退化为光滩等固碳效率低的蓝碳生态系统类型。30年间东海区典型海岸带蓝碳生态系统的年均碳累积量为7.31 Tg C,年均碳排放量为1.15 Tg C,而净碳固定的总量为41.61 Tg C,可见东海区典型海岸带蓝碳生态系统不仅是碳源也是碳汇,且其碳汇作用强于碳源作用。6个时间段内东海区典型海岸带蓝碳生态系统的单位面积净碳固定平均值分别为1.18、1.08、1.48、0.99、1.61、1.30 t CO₂e/hm²,变化波动剧烈,同样的,净碳固定总值分别为5.84、5.32、7.30、4.91、7.96和6.45 Tg C,呈波动变化,说明东海区典型海岸带蓝碳生态系统的碳固定能力也在波动变化。

此外,从时间变化上看(图7a),6个时间段内,上海市、浙江省和福建省典型海岸带蓝碳生态系统的净碳固存总量都始终呈正值状态,5年间净碳固存总量平均为0.63、2.33和3.34 Tg C。三省(市)的碳储量在这30年间都显示出增长趋势,在此期间,上海市、浙江省和福建省典型海岸带蓝碳生态系统碳存储量的年均增长率分别为13.77%、5.91%和6.16%,累计增加量分别为3.76、13.98和20.04 Tg C。

将1992—2022年中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统碳储量变化量大于0的地区定义为“碳汇区”,碳储量变化量小于0的地区定义为“碳源区”,结果如图7b所示。从“碳汇区”和“碳源区”的空间分布上来看,“碳汇区”面积远远大于“碳源区”面积,进一步证明了东海区海岸带蓝碳生态系统的固碳能力,未来随着我国保护和发展蓝碳工作的完善,“碳汇区”面积还将继续增加。

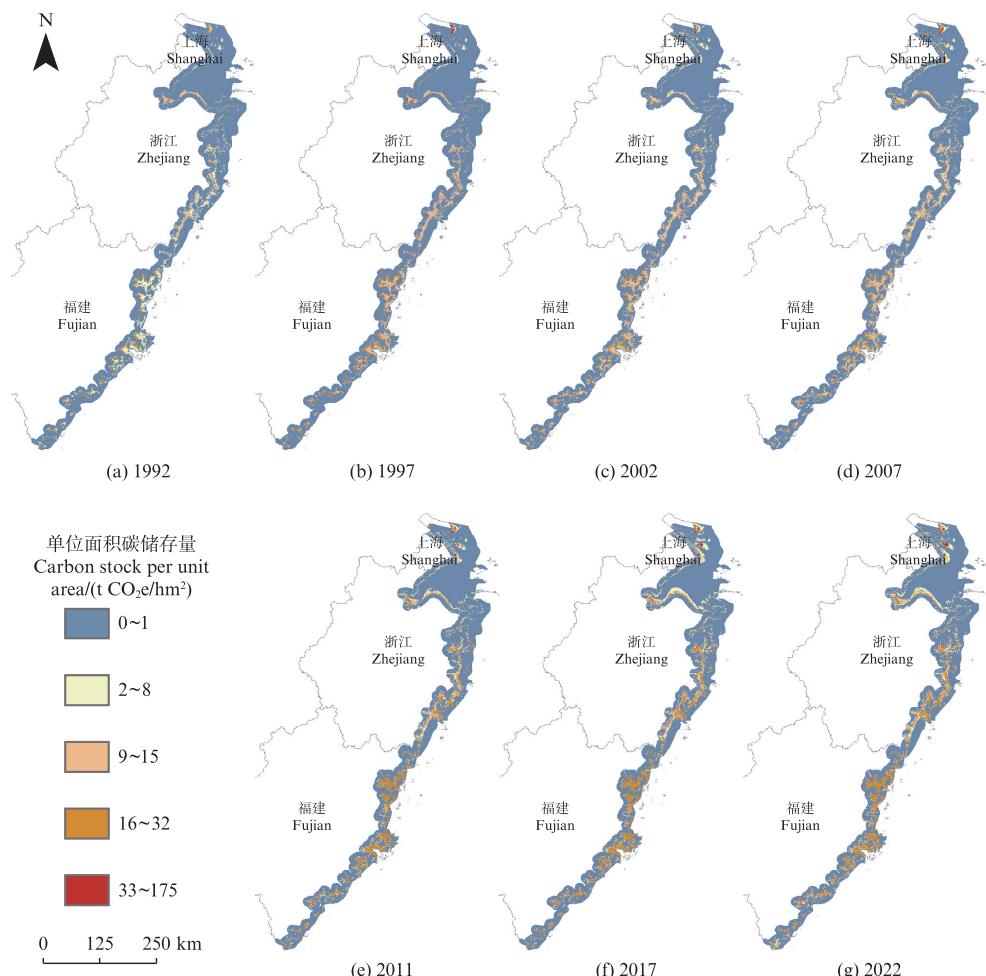


图5 1992—2022年中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统单位面积碳储存空间分布图

Fig. 5 Spatial distribution map of carbon stock per unit area of typical coastal blue carbon ecosystems in the East China Sea during 1992–2022

3 讨论

3.1 InVEST模型敏感性分析

为了检验InVEST模型蓝碳模块的计算结果,本研究进行了敏感性分析。修改运行模型所需的输入数据并观察模型输出结果的变化。根据影响模型结果主要的4个变量,即生态系统类型、生物物理学部分的碳库数据、胁迫碳储存的干扰程度(高级、中级、低级)以及受其干扰导致的碳损失百分比,对模型进行了以下修改:(1)将基年(1992年)光滩74%的面积(代表了光滩中较大的斑块)改变为盐沼;(2)将各生态系统类型的生物量碳密度值乘以100;(3)将某种生态系统类型改变时的所有程度的影响都设置为“高影响干扰”; (4)将光滩“低影响干扰”下的生物量碳库碳损失百分比从30%降至10%,“中影响干扰”下的生物量碳库碳

损失百分比从60%降至30%,“高影响干扰”下的生物量碳库碳损失百分比从100%降至50%。

敏感性分析结果如表8所示。其中,最重要的修改是修改2,即碳库数值的改变,其次是生态系统类型的改变,干扰程度的改变及其受其干扰导致的碳损失的改变对结果的影响较小。与原模型相比,第1种修改下1992和2022年的碳储量增长幅度均大于35%。由于碳库数据的大幅增加,第2种修改下的碳储量结果在1992年增长了2250.00%,在2022年增长了786.64%;第3种修改使2022年的碳储量比原模型略有下降;第4种修改使2022年碳储量小幅增加,但对1992年碳储量的平均值没有影响。敏感性分析的结果表明,最重要的变量是每个库中的碳量,因此模型对输入的碳库数据高度敏感。同样,与碳库高度相关的生态系统类型也会影响模型的鲁棒性。

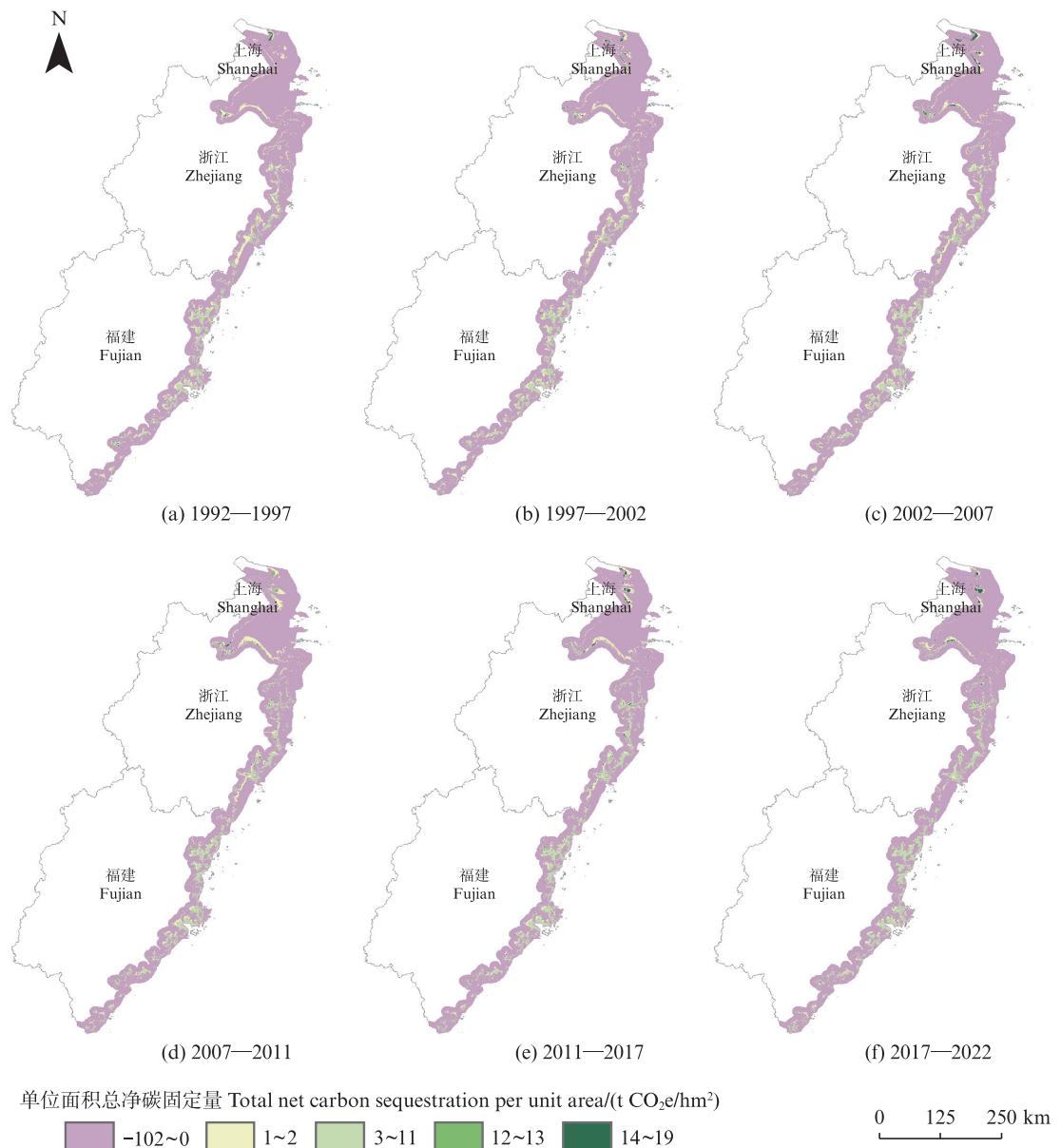


图6 1992—2022年中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统单位面积净碳固定空间分布图
Fig. 6 Spatial distribution map of total net carbon sequestration per unit area of typical coastal blue carbon ecosystems in the East China Sea during 1992—2022

3.2 中国东海区海岸带蓝碳生态系统碳储量变化影响因素

3.2.1 土地利用变化

中国海岸带区域经济水平发达,城市化进程快,建设用地迅速扩张,为了解决在经济快速发展和城镇化扩张过程中产生的人口激增问题,围填海工程得到了蓬勃发展。但同时也显著地改变了海岸带蓝碳生态系统的土地利用格局^[36],进而对该生态系统的碳储存能力产生了重大影响。据估计,受围填海活动影响,我国滨海湿地生态系统服务价值每年损失310亿美元,约占我国海

洋经济总产值的6%^[37]。大规模、高强度的滩涂开发、港口建设等围填海活动,会占据大量的自然湿地,导致其大幅面积缩减,同时也会通过改变土壤的理化性质和生物特性,削弱其碳汇功能。围填海工程还阻碍海陆之间物质的交换,威胁滩涂植物的生长,进而影响植被生物量碳积累过程^[38]。此外,本研究结果表明,1992—2022年内中国东海区海岸带城市化、工业化进程较快,土地利用变化剧烈,水产养殖业发展迅猛,水产养殖面积迅速扩张,主要占用水体和光滩,也使红树林和盐沼明显缩减。近年来,随着湿地保护

和海岸带工程建设法律的完善以及建立保护区、生态改造等生态修复措施的实施,养殖区面积扩

张趋势有所缓和,而盐沼和红树林面积稳步增加。

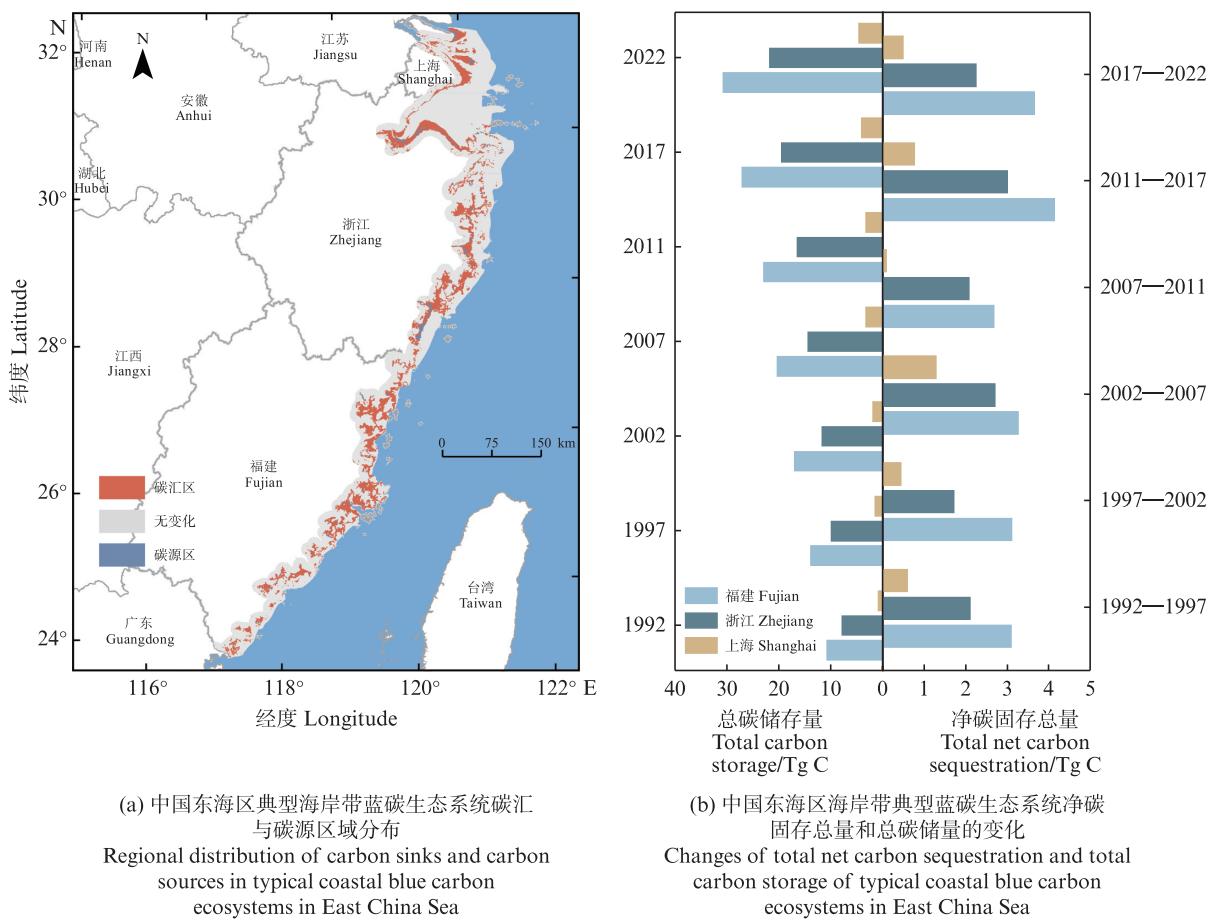


图7 1992—2022年中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统固碳能力的变化

Fig. 7 Changes in carbon sequestration capacity of typical coastal blue carbon ecosystems in East China Sea during 1992—2022

表8 敏感性分析结果
Tab. 8 Results of sensitivity analysis

模型类型 Model type	1992年平均碳储量 Average carbon stock in 1992/(t CO ₂ e/hm ²)	2022年平均碳储量 Average carbon stock in 2022/(t CO ₂ e/hm ²)	1992年相比原模型的增加量 Increase compared with 1992/%	2022年相比原模型的增加量 Increase compared with 2022/%
原模型 Original	0.84 (± 2.48)	2.32 (± 6.15)	-	-
修改1 Modification 1	1.31 (± 4.29)	3.18 (± 9.07)	55.95	37.07
修改2 Modification 2	19.74 (± 58.38)	20.57 (± 60.11)	2 250.00	786.64
修改3 Modification 3	0.84 (± 2.48)	2.28 (± 6.08)	0	-1.72
修改4 Modification 4	0.84 (± 2.48)	2.39 (± 6.23)	0	3.02

3.2.2 气候因素

在气候因素方面,降水和气温是共同影响碳储量变化的重要因素。海岸带位于海洋与陆地相互作用的过渡带,生态环境脆弱,降水和气温对于海岸带蓝碳生态系统碳储量的影响较之陆地生态系统更为重要。降水是影响海岸带蓝碳

生态系统植被生长的关键因子。有研究表明,降水量的改变会影响地表径流量、土壤水盐运移过程等间接影响海岸带土壤碳矿化和碳汇功能^[39]。此外,一些海岸带蓝碳生态系统植被在高盐度的环境条件下,种子萌发率降低,其胚根的生长也受到影响^[40],而充足的降水可以通过降低盐度的

胁迫,从而促进海岸带植被的繁殖。根据 ZHU 等^[41]的研究结果,在气温升高、雨量充沛的环境条件下,互花米草的生长速率达到最大。证明了气温和降水对海岸带蓝碳生态系统植被的生长具有协同作用。然而,降水量过多也会对海岸带蓝碳生态系统植被造成水淹胁迫,使海岸带植物处于水淹的环境,而长期水淹会抑制植物的呼吸作用和光合作用,限制物质与能量的生产,抑制植物的生长、繁殖^[42]。

适宜的气候有益于海岸带蓝碳生态系统植被的生长。研究表明,极端低温天气下海岸带蓝碳生态系统植被保育工作效果较差,红树林等植被幼苗的存活率降低^[43],甚至有成年大树被冻伤死亡,海岸带蓝碳生态系统植被的光合作用能力也会受损,其生长发育受阻^[44],从而影响植被碳储量。因此,在全球变暖背景下,极端低温天气对海岸带蓝碳生态系统分布格局的持续性影响不容忽视。基于连续多年高分影像数据进行计算,可以更加直观地分析气温对海岸带蓝碳生态系统碳储量的定量影响。

3.3 遥感技术在蓝碳核算方面的应用

海岸带蓝碳的监测方法包括现场实测、遥感和数值模拟。受限于数据获取的成本和效率,单纯的现场观测和数值模拟无法满足气候变化研究的要求,需要结合遥感技术。遥感技术作为一种远距离观测手段,在空间范围的覆盖性、数据获取周期等方面展现出独特的优势,遥感技术已日益成为针对蓝碳储量的重要监测手段之一。同时,该技术亦为海岸带蓝碳生态系统的科学研究、管理规划乃至应对气候变化,提供了快速准确的信息保障和决策支持^[45]。

本研究选取的 Landsat 系列卫星遥感影像自 1972 年起便成为全球遥感图像资料中唯一稳定的数据源,被广泛应用于长期的大尺度海岸带监测^[46]。随着计算机科学、人工智能技术以及卫星基础设施的快速发展,更高分辨率的多光谱数据、合成孔径雷达(SAR)数据及机载激光雷达(LiDAR)数据的出现,为大尺度蓝碳监测领域提供了更多的可能^[47]。由于国产卫星发射较晚,历史上的国产卫星遥感数据相对缺乏,过去的应用与研究多以国外卫星数据为主。近年来,我国相继研发了多颗国产陆地观测卫星,实现了高分辨率和高光谱等光学技术的突破,越来越多的国内

学者利用国内高分辨率卫星影像进行地物信息提取^[48]、红树林资源调查^[49]、海水养殖识别^[50]等研究。借助遥感卫星,可以对大尺度范围的碳源汇进行高精度监测、评估各类生态保护和恢复措施所产生的碳汇效应。为了应对气候变化的挑战,国际社会正逐步推进遥感碳观测系统建设^[51]。我国近年在遥感碳监测领域也展现出迅猛发展态势,2016 年成功发射了首颗自主研制的全球大气二氧化碳监测试验卫星 TanSat^[51],而陆地生态系统碳监测卫星(句芒号)的研发和发射,则标志着我国在森林碳汇遥感监测领域的创新,这不仅对于国内生态资源监测、碳储量的精确评估等方面具有极其深远的意义,同时,也为全球气候变化研究提供了重要支撑^[52]。

此外,无人机作为一种便携式遥感监测工具,其起降的灵活性、信息获取的时效性以及精度方面的显著优势有效弥补了卫星遥感在重访周期长、影像分辨率低、易受云层制约和成本高等方面的不足^[10]。近年来,无人机技术在蓝碳科学领域的应用愈显广泛,然而我国这方面的研究资料并不充足^[53]。在 5G 时代的当下,无人机数据传输效率更高。以卫星通信和导航技术集成“天-空-地”通信为基础,通过融合深度学习算法,极大增强了海岸带生态环境监测的动态性、自动化水平和智能化程度^[54]。

3.4 研究不足与展望

使用遥感方法对蓝碳进行量化在促进全球减缓气候变化和保护沿海生态系统方面具有巨大潜力。我国早期遥感卫星图像数据量较少,对海岸带的遥感监测主要依赖于国外遥感图像,随着我国高分辨率遥感卫星技术的进步,国内高分辨率图像数据在海岸带的遥感监测与应用中将占据越来越重要的地位。展望未来,有必要融合运用无人机、数值模拟等数字技术以及多光谱和激光雷达数据,如 GF 数据、Sentinel-2 数据等,进一步发挥遥感技术的优势作用,提高海岸带蓝碳监测的效率,提高海岸带蓝碳评估的准确性,以适应国家发展大局和“一带一路”建设下蓝碳领域发展的新要求与新挑战。

本研究使用了 Landsat 5/8 全年影像数据,通过计算中位数图像以尽可能消减云层和阴影的干扰。然而,在数据采集期间,任何土地覆盖的变化都可能影响结果的准确性。此外,据相关研

究揭示,季节变化会影响分类的精度^[55]。因此,在未来的研究中可以选择特定月份的图像,使分类精度更高。

最后,本研究中存在少数红树林与盐沼分类错误,导致分类结果不正确。未来随着海岸带地面监测点的增多,可以缩小研究尺度,结合卫星遥感技术与碳密度等实地调查资料,更精确地实现区域海岸带蓝碳生态系统及其碳储量变化的动态监测,为海岸带高效管理和海岸带蓝碳生态系统的建设提供依据。

4 结论

在自然环境和人类活动的多重影响下,中国东海区海岸带蓝碳生态系统近年来的碳储量发生了显著的变化。本研究利用Landsat系列遥感影像,采用随机森林分类法得到中国东海区海岸带蓝碳生态系统1992—2022年的土地覆被图,并进行了土地利用变化分析。在此基础上,结合碳库数据,利用InVEST模型蓝碳模块计算得到相应年份中国东海区海岸带蓝碳生态系统碳储量。主要研究结论如下。

(1) 1992—2022年,中国东海区典型海岸带蓝碳生态系统面积和结构发生显著变化。这期间,面积变化幅度最大的是盐沼,达到255.64%;变化幅度最小的是红树林,为-3.53%。东海区海岸带蓝碳生态系统中,水产养殖区主要向水体和耕地转化,光滩主要向水产养殖区和水体转化,盐沼和红树林主要向水产养殖区转化,表明东海区海岸带人类活动剧烈,围垦建田、围塘养殖等开发活动致使滨海湿地遭到破坏。

(2) 1992—2022年,我国东海区海岸带土地利用活动剧烈,但其典型海岸带蓝碳储存量依然巨大,平均37.92 Tg C。东海区典型海岸带蓝碳生态系统单位年份平均碳储存量和净碳固存总量波动变化,表明这期间东海区典型海岸带蓝碳生态系统固碳能力变化剧烈。

(3) 我国东海区典型海岸带蓝碳生态系统的净碳固定值总量为41.61 Tg C,且“碳汇区”面积远远大于“碳源区”面积,说明东海区海岸带蓝碳生态系统既是碳汇也是碳源,但其碳汇作用远大于碳源作用。

过去30年间东海区海岸带土地利用活动频繁,致使海岸带蓝碳生态系统的碳固定能力呈现

出明显的波动特征,尽管如此,该区域的蓝碳储量存量仍旧庞大。海岸带区域又是人类活动频繁的区域,面临着盲目开垦、环境污染及资源过度利用等多重威胁,因此迫切需要对该区域土地利用结构进行优化。具体措施包括:应该保护盐沼与红树林湿地,划设自然保护区;对已受损的海岸带蓝碳生态系统结合考虑当地环境、社会经济水平等情况尽快进行生态恢复;同时开发海岸带资源,限制水产养殖区域和建设用地过度扩张,在提高海岸带蓝碳储量的同时助力沿海地区社会经济可持续发展。

作者声明本文无利益冲突。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2021: the physical science basis [R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.
- [2] QIN Y, ZHOU M, HAO Y T, et al. Amplified positive effects on air quality, health, and renewable energy under China's carbon neutral target [J]. Nature Geoscience, 2024, 17(5): 411-418.
- [3] 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.
- TANG J W, YE S F, CHEN X C, et al. Coastal blue carbon: concept, study method, and the application to ecological restoration [J]. Science China Earth Sciences, 2018, 61(6): 637-646.
- [4] LOVELOCK C E, ADAME M F, BRADLEY J, et al. An Australian blue carbon method to estimate climate change mitigation benefits of coastal wetland restoration [J]. Restoration Ecology, 2023, 31(7): e13739.
- [5] 王子豪,徐鑫溢,陈庆锋,等.人类活动对黄河三角洲湿地碳排放的影响研究进展[J].湿地科学,2024, 22(2): 310-326.
- WANG Z H, XU X Y, CHEN Q F, et al. Research progress on impacts of human activities on carbon emissions in the Yellow River Delta wetlands [J]. Wetland Science, 2024, 22(2): 310-326.
- [6] 张子鸣,王艺杰,王莹,等.珠江口红树林湿地土壤碳的分布特征和影响因素研究[J].环境科学学报,2023, 43(1): 297-306.
- ZHANG Z M, WANG Y J, WANG Y, et al. Distribution patterns and influencing factors of soil carbon storage in mangrove wetland at the Pearl River Estuary [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(1): 297-306.
- [7] 杨慧荣,方畅,高均超,等.红树林沉积物微生物空间分布特征及碳汇能力评估[J].中山大学学报(自然科学版),2023, 62(2): 28-36.

- YANG H R, FANG C, GAO J C, et al. Spatial distribution features of microorganisms and assessment of carbon sink capability in mangrove sediments [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2023, 62(2): 28-36.
- [8] PENDLETON L, DONATO D C, MURRAY B C, et al. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems[J]. *PLoS One*, 2012, 7(9): e43542.
- [9] 谢家颖, 张钊, 周稳, 等. 基于无人机多光谱遥感的海岛植被碳储量估算研究——以洞头大竹峙岛为例[J]. *海洋学研究*, 2023, 41(4): 84-93.
- XIE J Q, ZHANG Z, ZHOU W, et al. Research of carbon storage assessment of island vegetation based on UAV multispectral remote sensing: a case study of Dazhuzhi Island in Dongtou [J]. *Journal of Marine Sciences*, 2023, 41(4): 84-93.
- [10] GONZÁLEZ-GARCÍA A, ARIAS M, GARCÍA-TISCAR S, et al. National blue carbon assessment in Spain using InVEST: current state and future perspectives [J]. *Ecosystem Services*, 2022, 53: 101397.
- [11] 杜明卉, 李昌达, 杨华蕾, 等. 海岸带蓝碳生态系统的碳库规模与投融资机制[J]. *海洋环境科学*, 2023, 42(2): 294-301.
- DU M H, LI C D, YANG H L, et al. Carbon pool and financing mechanism of coastal blue carbon ecosystems [J]. *Marine Environmental Science*, 2023, 42(2): 294-301.
- [12] 田鹏, 王中义, 李加林, 等. 东海区大陆海岸带高强度开发的时空特征及驱动机制[J]. *地理研究*, 2023, 42(1): 156-171.
- TIAN P, WANG Z Y, LI J L, et al. Spatiotemporal characteristics and driving mechanism of high-intensity development of continental coastal zones in the East China Sea[J]. *Geographical Research*, 2023, 42(1): 156-171.
- [13] 江小芳. 中国红树林植被和土壤碳储量及其影响因子[D]. 厦门: 厦门大学, 2020.
- JIANG X F. The biomass and soil carbon stocks and their influencing factors of mangrove forests in China [D]. Xiamen: Xiamen University, 2020.
- [14] 李静泰, 闫丹丹, 么秀颖, 等. 中国滨海湿地碳储量估算[J]. *土壤学报*, 2023, 60(3): 800-814.
- LI J T, YAN D D, YAO X Y, et al. Carbon storage estimation of coastal wetlands in China [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(3): 800-814.
- [15] 孙康, 崔茜茜, 苏子晓, 等. 中国海水养殖碳汇经济价值时空演化及影响因素分析[J]. *地理研究*, 2020, 39(11): 2508-2520.
- SUN K, CUI X X, SU Z X, et al. Spatio-temporal evolution and influencing factors of the economic value for mariculture carbon sinks in China [J]. *Geographical Research*, 2020, 39(11): 2508-2520.
- [16] 向爱, 瑞小伟, 李家胜. 中国沿海省份蓝碳现状与能力评估[J]. *资源科学*, 2022, 44(6): 1138-1154.
- XIANG A, CUAI X W, LI J S. Assessment of the status and capacity of blue carbon in China’s coastal provinces [J]. *Resources Science*, 2022, 44(6): 1138-1154.
- [17] NELLEMANN C, CORCORAN E, DUARTE C M, et al. Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: rapid response assessment[R]. Arendal: United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, 2009.
- [18] AJI M A P, KAMAL M, FARDA N M. Mangrove species mapping through phenological analysis using random forest algorithm on Google Earth Engine [J]. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 2023, 30: 100978.
- [19] ZHANG F Y, GAO Y G. Composite extraction index to enhance impervious surface information in remotely sensed imagery [J]. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 2023, 26(1): 141-150.
- [20] ZHANG Q, ZHANG G L, XIAO X M, et al. Unraveling the spatial-temporal patterns of typhoon impacts on maize during the milk stage in Northeast China in 2020 [J]. *European Journal of Agronomy*, 2024, 156: 127169.
- [21] JOHNSTON-GONZÁLEZ R, COCA O, DUQUE D, et al. Tracking changes in extent and distribution of tropical coastal covers using simple semi-supervised classification [J]. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 2022, 27: 100822.
- [22] BIAU G. Analysis of a random forests model[J]. *Journal of Machine Learning Research*, 2012, 13: 1063-1095.
- [23] 徐新良, 刘纪远, 张树文, 等. 中国多时期土地利用遥感监测数据集(CNLUCC) [DB/OL]. [2018-07-02]. <https://www.resdc.cn/DOI/DOI.aspx?DOIID=54>.
- XU X L, LIU J Y, ZHANG S W, et al. Remote sensing data set of multi-period land use monitoring in China (CNLUCC) [DB/OL]. [2018-07-02]. <https://www.resdc.cn/DOI/DOI.aspx?DOIID=54>.
- [24] 胡正云. 长江口重要湿地生态系统格局变化研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2022.
- HU Z Y. Study on the change of the wetland ecosystem pattern in the Yangtze Estuary [D]. Shanghai: East China Normal University, 2022.
- [25] 黄华梅. 上海滩涂盐沼植被的分布格局和时空动态研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2009.
- HUANG H M. A research on spatial - temporal dynamics of salt marsh vegetation at the intertidal zone in Shanghai [D]. Shanghai: East China Normal University, 2009.
- [26] 张婷玉. 上海市近40年滨海湿地时空格局及其驱动机制[D]. 上海: 华东师范大学, 2023.
- ZHANG T Y. Spatial-temporal pattern and driving mechanism of coastal wetlands in Shanghai over the past

- 40 years [D]. Shanghai: East China Normal University, 2023.
- [27] 史宇晓. 长江口盐沼植被总初级生产力格局动态及其影响因素[D]. 上海: 华东师范大学, 2022.
- SHI Y X. Pattern dynamics of total primary productivity of salt marsh vegetation on the Yangtze Estuary and its influencing factors [D]. Shanghai: East China Normal University, 2022.
- [28] 杨芷璇. 基于涡度协方差与卫星遥感的长江口典型盐沼湿地总初级生产力估算研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2023.
- YANG Z X. Estimation of gross primary productivity of the salt marsh wetlands in the Yangtze Estuary by integrating eddy covariance and satellite remote sensing [D]. Shanghai: East China Normal University, 2023.
- [29] 吴伟志, 赵志霞, 杨升, 等. 浙江省红树林分布和造林成效分析[J]. 热带海洋学报, 2022, 41(06): 67-74.
- WU W Z, ZHAO Z X, YANG S, et al. The mangrove forest distribution and analysis of afforestation effect in Zhejiang Province [J]. Journal of Tropical Oceanography, 2022, 41(06): 67-74.
- [30] 吴培强, 张杰, 马毅, 等. 近20年来我国红树林资源变化遥感监测与分析[J]. 海洋科学进展, 2013, 31(03): 406-414.
- WU P Q, ZHANG J, MA Y, et al. Remote sensing monitoring and analysis of the changes of mangrove resources in China in the past 20 years [J]. Advances in Marine Science, 2013, 31(03): 406-414.
- [31] 王浩, 任广波, 吴培强, 等. 1990—2019年中国红树林变迁遥感监测与景观格局变化分析[J]. 海洋技术学报, 2020, 39(05): 1-12.
- WANG H, REN G B, WU P Q, et al. Analysis on the remote sensing monitoring and landscape pattern change of mangrove in China from 1990 to 2019 [J]. Journal Of Ocean Technology, 2020, 39(05): 1-12.
- [32] 贾明月. 1973—2013年中国红树林动态变化遥感分析[D]. 长春: 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 2014.
- JIA M M. Remote Sensing analysis of China's mangrove forests dynamics during 1973 to 2013 [D]. Changchun: Northeast Institute of geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, 2014.
- [33] 李晓俞, 张东水, 马宇, 等. 1990—2015年间四省红树林变化监测及其驱动力分析[J]. 地理空间信息, 2020, 18(2): 76-80.
- LI X Y, ZHANG D S, MA Y, et al. Mangrove dynamic monitoring and driving force analysis in four provinces from 1990 to 2015 [J]. Geospatial Information, 2020, 18(2): 76-80.
- [34] 郑强, 徐金鑫, 陈佳欣, 等. 福建省海洋碳汇现状及潜力分析[J]. 海峡科学, 2023, (1): 33-36.
- ZHENG Q, XU J X, CHEN J X, et al. Analysis of the current status and potential of marine carbon sinks in Fujian Province [J]. Straits Science, 2023, (1): 33-36.
- [35] 王武霞. 南海沿岸红树林30年时空变化分析[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2017.
- WANG W X. Spatio-temporal analysis of mangrove along the south China sea for 30 years [D]. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2017.
- [36] 崔子奥, 高郭平, 陈洁. 上海海岸带演变及生态系统服务价值变化[J]. 上海海洋大学学报, 2024, 33(2): 409-423.
- CUI Z A, GAO G P, CHEN J. Coastal zone evolution and ecosystem service value change in Shanghai [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2024, 33 (2) : 409-423.
- [37] MA Z J, MELVILLE D S, LIU J G, et al. Rethinking China's new great wall [J]. Science, 2014, 346 (6212) : 912-914.
- [38] 宋红丽, 刘兴土. 围填海活动对我国河口三角洲湿地的影响[J]. 湿地科学, 2013, 11(2): 297-304.
- SONG H L, LIU X T. Effect of reclamation activities on wetlands in Estuarine Delta in China [J]. Wetland Science, 2013, 11(2): 297-304.
- [39] 李雪, 董杰, 李培广, 等. 降雨量和降雨时间共同调控黄河三角洲典型盐沼湿地土壤碳矿化[J]. 应用生态学报, 2021, 32(2): 581-590.
- LI X, DONG J, LI P G, et al. Co-regulation of rainfall amount and timing on soil carbon mineralization in a typical salt marsh of the Yellow River Delta, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021, 32(2) : 581-590.
- [40] MATSUDA R, YAMADA K, HAYASAKA D, et al. Effects of salinity, temperature, and immersion conditions on seed germination of invasive *Spartina alterniflora* Loisel (smooth cordgrass) in Japan [J]. Regional Studies in Marine Science, 2023, 57: 102738.
- [41] ZHU X D, MENG L X, ZHANG Y H, et al. Tidal and meteorological influences on the growth of invasive *Spartina alterniflora*: evidence from UAV remote sensing [J]. Remote Sensing, 2019, 11(10): 1208.
- [42] WANG Y S, GU J D. Ecological responses, adaptation and mechanisms of mangrove wetland ecosystem to global climate change and anthropogenic activities [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2021, 162: 105248.
- [43] 伍红雨, 杜尧东. 1961-2008年华南区域寒潮变化的气候特征[J]. 气候变化研究进展, 2010, 6(3): 192-197.
- WU H Y, DU Y D. Climatic characteristics of cold waves in south China in the period 1961-2008 [J]. Climate Change Research, 2010, 6(3): 192-197.
- [44] 陈鹭真, 王文卿, 张宜辉, 等. 2008年南方低温对我国

- 红树植物的破坏作用[J]. 植物生态学报, 2010, 34(2): 186-194.
- CHEN L Z, WANG W Q, ZHANG Y H, et al. Damage to mangroves from extreme cold in early 2008 in southern China [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2010, 34(2): 186-194.
- [45] 沈昕颖, 杨红, 王春峰, 等. 基于遥感图像的1990—2020年盐城海岸带湿地景观时空动态变化[J]. 上海海洋大学学报, 2022, 31(4): 972-983.
- SHEN X Y, YANG H, WANG C F, et al. Dynamic changes of wetland landscape in the coastal zone of Yancheng from 1990 to 2020 based on remote sensing images[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2022, 31(4): 972-983.
- [46] ZHENG Y H, TAKEUCHI W. Estimating mangrove forest gross primary production by quantifying environmental stressors in the coastal area[J]. Scientific Reports, 2022, 12(1): 2238.
- PHAM T D, HA N T, SAINTILAN N, et al. Advances in Earth observation and machine learning for quantifying blue carbon [J]. Earth-Science Reviews, 2023, 243: 104501.
- [48] QIAN H Y, BAO N S, MENG D T, et al. Mapping and classification of Liao River Delta coastal wetland based on time series and multi-source GaoFen images using stacking ensemble model [J]. Ecological Informatics, 2024, 80: 102488.
- [49] 马云梅, 吴培强, 任广波. 基于高分影像光谱特征的广西海岸带红树林精细分类与制图[J]. 地球信息科学学报, 2021, 23(12): 2292-2304.
- MA Y M, WU P Q, REN G B. Fine classification and mapping of mangroves in Guangxi coastal zone based on spectral characteristics of GF images[J]. Journal of Geo-information Science, 2021, 23(12): 2292-2304.
- [50] 董迪, 王跃, 魏征, 等. 基于Sentinel-2A和GF-1B遥感数据的海岸带水产养殖识别方法比较[J]. 应用海洋学报, 2024, 43(1): 64-74.
- DONG D, WANG Y, WEI Z, et al. A comparative study on coastal aquaculture pond identification based on Sentinel-2A and GF-1B remote sensing data [J]. Journal of Applied Oceanography, 2024, 43(1): 64-74.
- [51] 刘良云, 陈良富, 刘毅, 等. 全球碳盘点卫星遥感监测方法、进展与挑战[J]. 遥感学报, 2022, 26(2): 243-267.
- LIU L Y, CHEN L F, LIU Y, et al. Satellite remote sensing for global stocktaking: methods, progress and perspectives [J]. National Remote Sensing Bulletin, 2022, 26(2): 243-267.
- [52] 刘坤, 张慧, 孔令辉, 等. 陆地生态系统碳汇评估方法研究进展[J]. 生态学报, 2023, 43(10): 4294-4307.
- LIU K, ZHANG H, KONG L H, et al. An overview of terrestrial ecosystem carbon sink assessment methods towards achieving carbon neutrality in China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(10): 4294-4307.
- [53] 冯家莉, 刘凯, 朱远辉, 等. 无人机遥感在红树林资源调查中的应用[J]. 热带地理, 2015, 35(1): 35-42.
- FENG J L, LIU K, ZHU Y H, et al. Application of unmanned aerial vehicles to mangrove resources monitoring [J]. Tropical Geography, 2015, 35(1): 35-42.
- [54] TANG G Y, NI J J, ZHAO Y H, et al. A survey of object detection for UAVs based on deep learning [J]. Remote Sensing, 2024, 16(1): 149.
- [55] PRATICÒ S, SOLANO F, DI FAZIO S, et al. Machine learning classification of mediterranean forest habitats in Google Earth Engine based on seasonal sentinel-2 time-series and input image composition optimisation [J]. Remote Sensing, 2021, 13(4): 586.

Spatiotemporal changes and carbon storage assessment of typical coastal blue carbon ecosystems in the East China Sea

LIU Fangyuan¹, CHEN Jie^{1,2}, GAO Guoping¹

(1. College of Oceanography and Ecological Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China)

Abstract: In order to study the carbon sequestration capabilities of coastal blue carbon ecosystems represented by mangroves, salt marshes, etc., this paper uses multi-source and multi-temporal Landsat images, Random Forest algorithms, and InVEST model blue carbon module to evaluate the spatiotemporal distribution characteristics and carbon storage of typical coastal blue carbon ecosystems in the East China Sea during 1992–2022. The results show that: during 1992–2022, in the East China Sea coastal zone, the aquaculture area>tidal flats area>salt marshes area>mangroves area; aquaculture are distributed along the coast of the East China Sea, mangroves mainly distributed in Quanzhou Bay and other areas; salt marshes and tidal flats are mainly distributed in the Yangtze River Estuary-Hangzhou Bay; aquaculture are mainly transformed into water and cultivated land, and tidal flats are mainly transformed into aquaculture and water, salt marshes and mangroves are mainly transformed into aquaculture; during 1992–2022, the typical coastal blue carbon storage in the East China Sea showed an overall upward trend, with an average annual growth rate of 1.26 Tg C/a; the total net carbon sequestration value is 41.61 Tg C. The study results can provide decision-making support and scientific services for the East China Sea coastal zone to formulate measures to reduce emissions and increase sinks, improve carbon sequestration capabilities, and respond to global climate change.

Key words: coastal blue carbon ecosystems; land cover; carbon storage; Google Earth Engine; InVEST model; East China Sea