



中国盐沼蓝碳生态系统受损原因及保护成效评估

王新新¹, 郑玉晗¹, 鞠瑞亭¹, 刘东艳², 吴纪华¹, 聂明¹, 李博^{1*}

1. 复旦大学生命科学学院, 湿地环境保护与生态修复全国重点实验室, 上海长江河口湿地生态系统国家野外科学观测研究站, 生物多样性与生态工程教育部重点实验室, 崇明生态研究院, 上海 200438

2. 华东师范大学, 河口海岸全国重点实验室, 上海 200241

* 联系人, E-mail: bool@fudan.edu.cn

收稿日期: 2025-08-15; 接受日期: 2026-01-05; 网络版发表日期: 2026-03-06

国家自然科学基金(批准号: 32330065和32430065)、国家重点研发计划(批准号: 2022YFF0802400)、上海高校Ⅳ类高峰学科“岛屿大气与生态”联合培育项目(批准号: QN202504)、上海市白玉兰人才计划浦江项目(批准号: 23PJD008)和湿地环境保护与生态修复全国重点实验室青年科学家专项(批准号: SDGZ-QN2025-01)资助

摘要 盐沼湿地是地球上三大蓝碳生态系统之一, 具有强大的碳存储能力, 对缓解全球气候变暖意义重大. 然而, 从国家尺度上解析中国盐沼湿地损失和恢复动态及其对碳汇功能的影响仍相对缺乏. 本研究通过融合野外采样、卫星遥感与机器学习等方法, 系统解析了过去20年间中国滨海盐沼湿地面积和表层土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)的时空演变格局, 重点探讨土地利用变化以及国家保护修复政策的实施对盐沼面积和表层SOC丧失和恢复的影响. 结果表明, 中国滨海盐沼湿地面积呈现显著的“先减后增”演变轨迹, 盐沼丧失主要受养殖塘和农业用地侵占驱动, 而“退塘还湿”“退耕还湿”政策实施推动盐沼面积的恢复. 盐沼面积的净增长对表层SOC的影响尽管存在时空异质性, 但整体表现为累积促进效应. 另外, 国家保护修复政策的实施有效控制了滨海的人类活动干扰, 成为盐沼湿地面积恢复和表层SOC累积的关键驱动力. 这些成果为扩大盐沼保护规模, 并认识盐沼对蓝碳系统的碳贡献提供科学依据, 对进一步完善湿地保护与气候变化应对策略具有重要参考价值.

关键词 滨海盐沼, 面积动态, 土壤有机碳, 湿地恢复, 国家修复政策

滨海盐沼是一种由耐盐生草本植物及低矮灌木构成的复合型滨海湿地生态系统, 分布于陆海过渡带并受到周期性潮汐作用的影响, 呈现出典型的水动力-地貌-生物多界面耦合特征. 尽管其全球面积(约 $5.3 \times 10^4 \sim 7.5 \times 10^4 \text{ km}^2$)仅占陆地总面积的0.036%~0.05%, 但滨海盐沼的沉积物碳埋藏速率极高(约每年 168 g/m^2), 是森林生态系统的40倍. 同时, 其碳封存过程可保持千年尺度的稳定性, 是一种高效持久的海岸

带蓝色碳库^[1,2]. 此外, 作为全球单位面积生态服务价值最高的自然生态系统之一, 滨海盐沼在海岸带的防风护岸、固堤减灾、水质净化、生物多样性保育等方面发挥重要功能^[3], 是应对气候变化、实现“双碳”战略目标至关重要的基于自然的解决方案(nature-based solutions(NbS))^[4,5].

河口海岸是水动力-地貌-生物多界面紧密耦合的区域, 也是全球人口密集与经济活跃的核心地带. 因

引用格式: 王新新, 郑玉晗, 鞠瑞亭, 等. 中国盐沼蓝碳生态系统受损原因及保护成效评估. 中国科学: 生命科学, 2026, 56: 986–1000

Wang X X, Zheng Y H, Ju R T, et al. Assessment of degradation drivers and conservation effectiveness in China's salt marsh blue carbon ecosystem (in Chinese). *Sci Sin Vitae*, 2026, 56: 986–1000, doi: [10.1360/SSV-2025-0267](https://doi.org/10.1360/SSV-2025-0267)

此, 分布于该区域的盐沼生态系统同时承受着气候变化与人类活动的双重压力^[3]. 研究表明, 气候变化(如极端气候事件、海平面上升和全球变暖)是全球盐沼丧失的重要驱动因素^[6,7]; 而筑坝截流、围垦养殖和农业开垦等人类活动进一步干扰盐沼湿地的自然演变过程, 引发景观破碎化、土壤侵蚀和生物多样性丧失等一系列生态环境问题. 这些自然和人为干扰共同影响了盐沼生态系统的碳循环过程^[8,9]. 数据显示, 近20年来全球盐沼面积以约每年0.28%的速率快速减少, 并导致每年约1.6 Mt的碳释放^[10]. 盐沼湿地保护与修复已被列为联合国蓝碳计划的重要任务之一^[11]. 目前, 全球多个区域正通过实施保护修复工程以遏制盐沼湿地面积的萎缩趋势. 然而, 修复后的盐沼湿地是否能够恢复其原有的碳汇功能, 目前仍不明确^[12,13].

盐沼湿地是我国海岸带分布最广的蓝碳生态系统, 北起鸭绿江口南抵北仑河口, 纵跨约20个纬度, 总面积约为1132 km², 集中分布于长江口、黄河口等大型河口三角洲, 其典型植物群落包括芦苇(*Phragmites australis*)、碱蓬(*Suaeda glauca*)、海三棱藨草(*Scripus mariqueter*)、短叶茳芏(*Cyperus malaccensis*)以及外来入侵植物互花米草(*Spartina alterniflora*)^[14,15]. 我国盐沼湿地的总碳储量约为25 Mt, 远高于红树林(6.9 Mt)和海草床(1.4 Mt), 是滨海蓝碳碳库的核心组成部分^[2]. 然而, 自20世纪80年代以来, 在围填海活动的影响, 全国约60%的盐沼湿地遭到破坏^[16]. 随着2012年国家海岸带管控政策的实施, 我国通过一系列生态保护修复工程, 有效促进盐沼的持续恢复, 已成为全球少数实现盐沼面积净增长的国家之一^[13,17].

土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)是盐沼碳封存总量的关键组成部分, 也是维系长周期蓝碳封存的主要途径^[18]. 其中, 表层土壤(0~20 cm)是受人类活动影响最为频繁的区域, 其SOC更容易受到气候变化、人类活动和土地利用变化等因素影响而发生明显变化^[19,20]. 因此, 系统解析盐沼丧失和恢复过程对表层SOC的调控机制, 对完善滨海湿地碳循环理论框架、优化生态修复工程的碳增汇效能评估体系以及指导科学生态修复和管理实践等具有关键意义^[9,18,21]. 受传统地面监测技术限制, 现有研究多集中于辽河口、黄河口、苏北沿海和崇明东滩等热点区域, 而从全国尺度系统揭示盐沼湿地景观格局演变与表层SOC储量耦合关系的研究仍较为缺乏^[22-24]. 尽管

近期有研究开始探讨湿地格局与碳平衡的多尺度互馈机制^[25,26], 但在全中国盐沼时空演变过程及其表层SOC响应的系统建模方面, 仍面临数据同化精度不足等多重挑战.

本研究通过融合多源异构地理空间数据集, 结合野外调查、机器学习与地理统计等技术手段, 建立涵盖盐沼景观格局演化-驱动因子解析-表层SOC响应的系统分析框架. 基于此框架, 量化2002~2020年中国盐沼湿地时空格局演变特征以及湿地内主要的土地利用与覆被(land use and land cover, LULC)变化特征, 进而采用机器学习等方法定量评估盐沼丧失造成的表层SOC损失以及保护修复带来的增量. 研究旨在通过结合滨海围垦动态数据和国家政策调控, 揭示盐沼表层SOC动态变化的关键驱动因子, 从宏观层面为我国滨海蓝碳生态系统的长效管理及碳市场核算体系完善提供科学依据.

1 数据源和方法

1.1 数据源

1.1.1 Landsat遥感影像数据集

首先, 通过Google Earth Engine(GEE)云计算平台获取2002~2020年的Landsat TM/ETM+/OLI地表反射率(surface reflectance, SR)数据集, 并基于GEE内置云评分(Cloud score)和像素质量评估(pixel QA)波段, 剔除研究区域内的云、阴影等无效观测影像. 其次, 通过时间筛选匹配特定变化时段影像, 以及空间镶嵌保障研究全域影像覆盖. 针对每个像元, 以变化发生年份的无云影像为基准, 计算各光谱波段的年度均值作为其光谱特征. 最后, 通过融合多时相无云影像生成高精度光谱特征集, 并逐像元计算植被指数(NDVI, EVI)和水体指数(LSWI, mNDWI)^[13].

1.1.2 盐沼湿地数据集

本研究采用全球10 m空间分辨率盐沼分布图^[5]以精准分析中国盐沼的空间分布特征. 该数据基于Sentinel-2 Level 2遥感影像, 利用随机森林分类模型构建, 并经过标准精度评估方法验证, 其总体精度超过85%, 能够满足对中国滨海盐沼空间分布进行评估的要求. 为定量分析中国滨海盐沼的时间变化特征, 本研究基于30 m空间分辨率的全球潮间带变化数据库(Global

Intertidal Change Database)^[27], 获得了覆盖中国海岸带区域2002~2004, 2005~2007, 2008~2010, 2011~2013, 2014~2016及2017~2019年6个时段的盐沼分布变化数据。基于这些数据, 分析中国滨海盐沼湿地丧失与恢复的空间格局, 并重点解析其变化的关键时间转折点。

1.1.3 土壤有机碳野外采样数据

为建立可靠的表层SOC储量数据集, 本研究通过两种方法获取全国滨海盐沼表层SOC数据。首先, 通过系统整合已发表的文献来收集原位SOC数据, 数据要求需涵盖采样地理坐标、采样时间、表层有机碳含量(soil organic carbon content, SOCC)和土壤容重(soil bulk density, SBD)等关键参数^[28]。利用公式1计算0~20 cm层的土壤有机碳储量(soil organic carbon stock, SOCS)。

$$SOCS = SBD \times SOCC \times ST \times 100 \quad (1)$$

式中: $SOCS$ 为特定深度土壤有机碳储量(g/m^2), SBD 为土壤容重(g/cm^3), $SOCC$ 为有机碳含量(%), ST (soil thickness)为土层厚度(20 cm)。

其次, 本研究于2019~2022年在上海崇明东滩开展了补充野外观测, 采集不同盐沼植物群落的土壤样本。通过整合文献数据与实地测量数据, 本研究最终构建2002~2022年中国盐沼表层SOC综合数据集。该数据集共包含236个土壤样本(其中139个为自主采集, 97个源自文献), 覆盖了碱蓬、芦苇、海三棱藨草和互花米草等我国滨海典型盐沼植物群落。尽管表层SOC数据不足以全面表征土壤碳库总体储量, 但本数据集在模型训练与验证方面具有良好的可靠性, 能够满足中国盐沼表层SOC(0~20 cm)动态分析的需求。

1.1.4 其他数据

本研究基于《中国渔业统计年鉴》收集了沿海各省1990~2020年水产养殖面积数据(<https://www.cafs.ac.cn/info/1397/31337.htm>), 基于清华大学宫鹏教授课题组发布的全国不透水地表数据^[29], 计算得到沿海各省1990~2020年新增不透水地表面积。这两组数据用于表征政策驱动下中国滨海围垦活动的变化。本研究还通过整理已发表的文献^[30~34], 收集与海岸保护、滨海湿地或盐沼保护修复等相关的政策法规信息。此外, 黄河口、长江口和珠江口的河流输沙量数据来自《中国河流泥沙公报》(<http://xxzx.mwr.gov.cn/xxgk/gbjb/>

zghlnsgb/index.html)。

1.2 盐沼湿地变化区域土地利用类型识别

本研究基于Google Earth超分辨率遥感影像, 随机选取建设用地、水产养殖区、滩涂、农田、红树林及海水等多类LULC像元作为训练样本(占地面实况数据的70%)。通过GEE平台构建随机森林分类模型, 整合训练样本与光谱指数、纹理特征等多源分类特征, 实现对盐沼湿地变化像元的精准重分类。该方法通过引入NDVI, mNDWI及短波红外(short wave infrared, SWIR)波段等特征参数, 有效增强模型在高度动态或混合环境下的LULC监测能力^[16]。为评估分类结果的可靠性, 研究基于预留的30%地面实况数据, 采用交叉验证法对LULC分类结果进行精度验证。

1.3 盐沼湿地表层SOC动态估算

本研究基于遥感大数据、云平台和机器学习融合技术, 估算盐沼湿地0~20 cm层的表层SOC。该方法已被广泛应用到陆地生态系统碳储量模拟研究中^[25,35], 其核心是通过整合多源卫星数据(如Landsat TM/ETM+/OLI)与机器学习模型(如随机森林、支持向量机、决策树), 构建精度最优的表层SOC估算框架。具体实施步骤包括: (i) 基于GEE平台获取中国海岸带地区2002~2019年Landsat TM/ETM+/OLI地表反射率影像, 提取盐沼土地利用变化像元的SR特征值。影像筛选标准与自建表层SOC数据集的时间匹配度控制在 ± 15 天内, 确保具有较高的时间一致性^[36]。(ii) 基于Landsat系列影像计算NDVI, EVI, mNDWI以及LSWI等关键植被和水体指数^[13], 通过遥感SR影像特征值、关键植被、水体指数与表层SOC储量的相关性分析, 构建适用于机器学习的多维度数据集。(iii) 以步骤(ii)中构建的多维度数据集为基础, 利用随机森林、支持向量机、决策树等机器学习模型训练SOC, 通过单变量与多变量组合的对比实验, 筛选最优预测因子组合^[35], 确定光谱波段与衍生指数的联合应用方案, 确保模型能精准捕捉盐沼表层SOC的空间异质性。(iv) 通过对比估算值与实测值, 采用决定系数(R^2)、均方根误差(RMSE)、平均绝对误差(MAE)、显著性水平(P 值)等多指标进行模型性能评估。鉴于随机森林算法在处理复杂数据集方面的优势及其在本研究中的最优表现, 最终选定该算法作为核心模型, 构建中国盐沼表层

SOC空间分布数据集. 上述方法实现了中高空间分辨率的多年际表层SOC动态追踪, 能有效揭示中国滨海盐沼碳库的长期演变规律.

1.4 滨海围垦面积计算

本研究综合Google Earth超高分辨率影像、Sentinel-2光学卫星和Landsat影像, 在1:50000比例尺下通过目视解译法, 获得1989~2020年逐年的人工岸线(如堤坝、养殖塘、道路等)和基岩海岸作为滨海湿地上界. 为确保提取海岸线的精确性, 在转折弯曲段实施密集采样点布设. 基于人工岸线和基岩海岸, 借鉴全球潮滩数据集算法^[16,27], 以人工岸线和基岩海岸为边界向海洋生成一个50 km宽的缓冲区作为本研究滨海湿地的潜在区域. 然后, 将当年的潜在区域裁剪前一年的区域, 得到当年的围垦范围(公式2)(图1).

$$\text{围垦区域}_i = \text{缓冲区}_i - \text{缓冲区}_{i-1} \quad (2)$$

其中*i*为年份. 获得1990~2020年逐年的围垦区域后, 将围垦区域重投影为Krasovsky_1940_Albers, 以

1989年的滨海湿地上界为基准, 分别计算1990~2020年逐年围垦面积.

2 结果

2.1 中国滨海盐沼湿地面积的时空分布动态

在空间尺度上, 2020年中国滨海盐沼总面积约为1170(710~1320) km², 主要分布于辽河口、黄河口、长江口等大型河口区域及苏北沿岸地区(图2A). 在时间尺度上, 中国滨海盐沼面积呈现显著的“先减少后增加”的演变轨迹(图2B). 具体而言: 2002~2004年, 盐沼丧失面积与恢复面积基本持平, 总丧失面积约为8.23 km²; 2004~2007年, 盐沼恢复面积开始超过净丧失面积, 净增长约20.85 km²; 2008年后进入持续增长阶段: 每两年的净增长分别为65.91 km²(2008~2010年)、43.75 km²(2011~2013年)、60.48 km²(2014~2016年)和55.59 km²(2017~2019年). 2017~2019年, 全国各区域盐沼面积均呈净增长趋势, 其中上海的增势最为明显. 尽

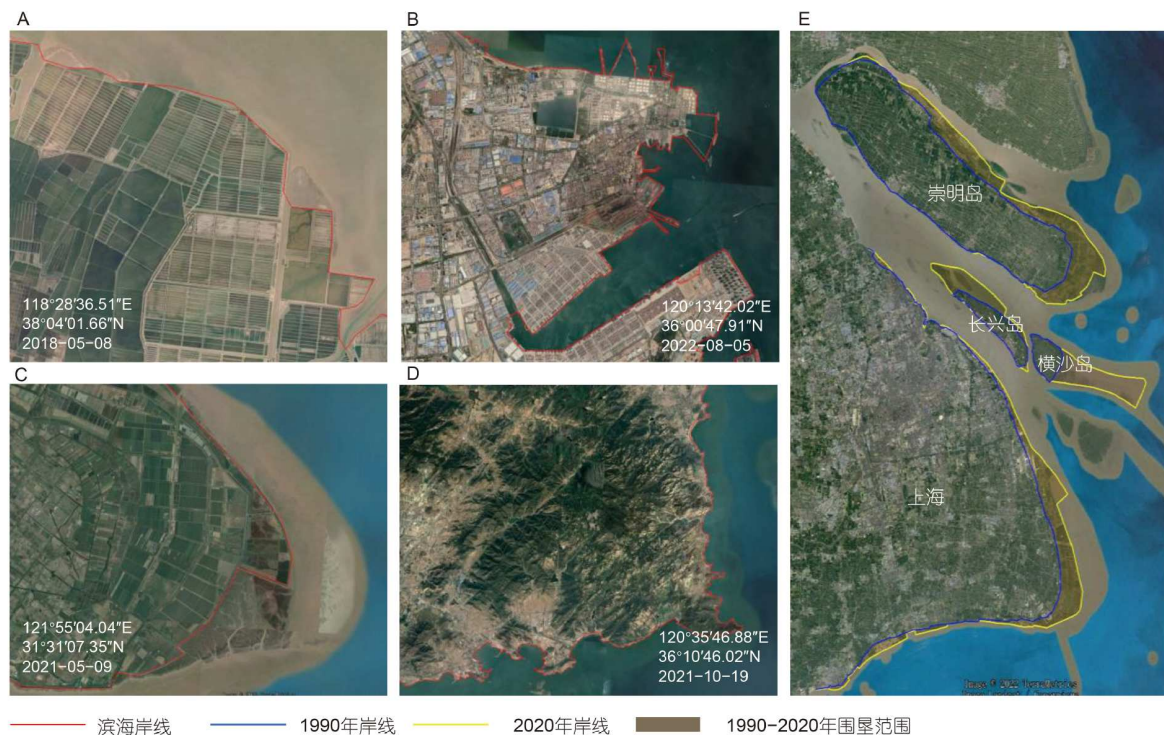


图 1 中国滨海不同岸线类型以及围垦区域示意图. A~D: 4种不同的岸线类型, 依次为养殖塘、港口、道路、基岩海岸; E: 上海市1990~2020年围垦范围

Figure 1 Schematic diagram of different shoreline types and reclamation areas along the Chinese coast. A~D: Four different shoreline types, namely aquaculture ponds, ports, roads, and bedrock coasts; E: reclamation extent in Shanghai from 1990 to 2020

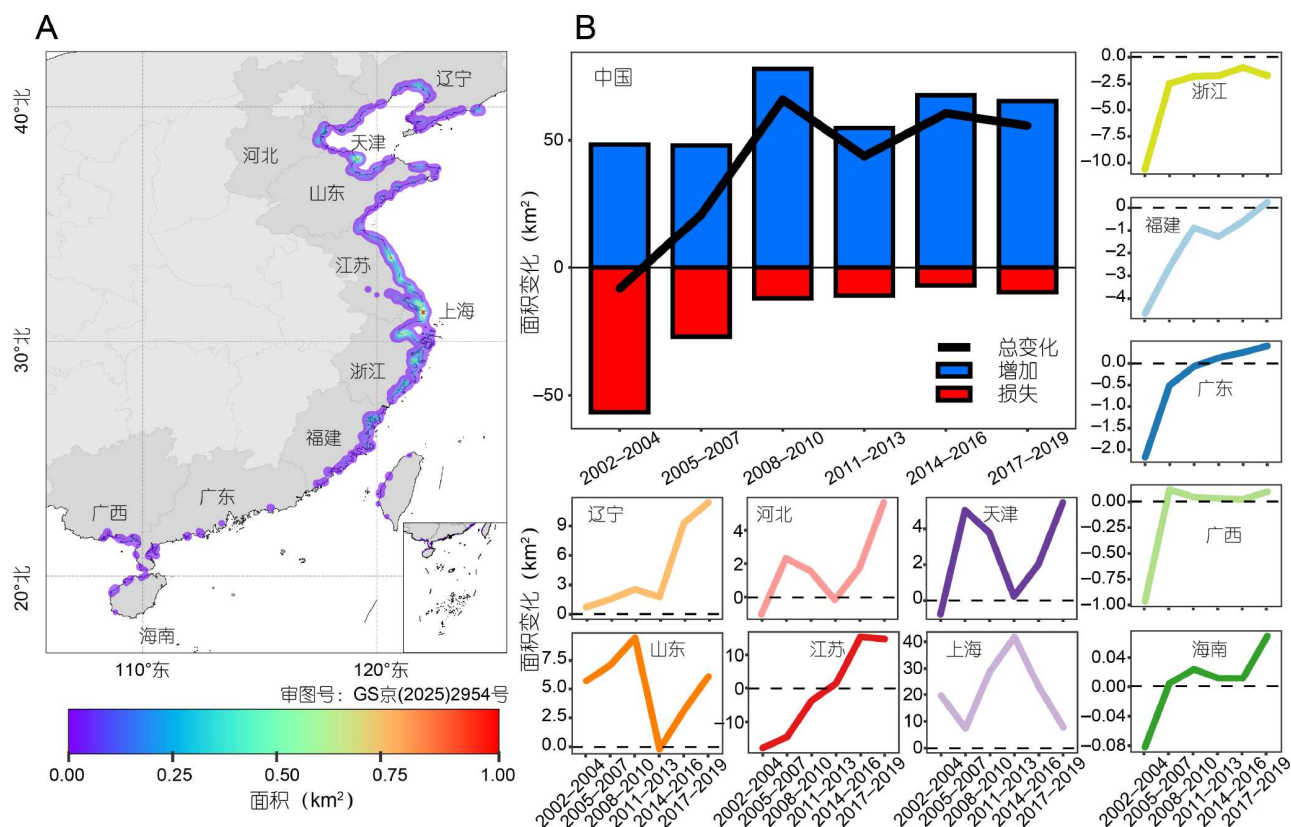


图2 中国盐沼湿地空间分布及面积变化。A: 2020年滨海盐沼1 km网格尺度分布热图; B: 2002~2019年全国和各省滨海盐沼面积变化趋势

Figure 2 Spatial distribution and area changes of salt marshes in China. A: Heat map of coastal salt marsh distribution at 1 km grid scale in 2020; B: trends in coastal salt marsh area changes at national and provincial levels during 2002–2019

管全国盐沼湿地面积整体呈增加趋势, 但局部地区仍存在净丧失现象, 江苏、上海和浙江是面积净丧失最为显著的省份。

2.2 土地利用变化对滨海盐沼湿地面积动态的影响

图3展现了2002~2019年中国滨海盐沼湿地内部LULC变化特征。结果表明, 过去20年, 养殖塘(57%)、农业用地(31%)及建设用地(7%)的增加是导致我国盐沼面积丧失的主要因素。其中2002~2007年为LULC转换的高峰期, 2008~2010年转换速率逐渐减缓, 2014年后趋于稳定(图3A)。盐沼扩张则主要来源于养殖塘(56%)和农业用地(20%)的转化, 其次为海水淹没区(14%)(图3B)。各省滨海盐沼湿地内LULC变化的主导因素存在明显区域差异(图3C和D)。山东、江苏、上海、浙江、福建等省市超过50%的盐沼丧失源于沿海

养殖活动, 而在广东、广西和海南, 该比例超过80%。农业用地侵占导致的盐沼净丧失在江苏和浙江占比超过30%, 在天津、河北和上海约为20%~30%, 南方其他地区则略低, 约为10%~20%。在盐沼扩张方面, 江苏以南省份主要依赖“退塘还林”, 即养殖塘转化为盐沼, 其贡献比例均超过50%, 其中海南省高达84%。此外, 部分省份(尤以北方为主)的盐沼扩张也来源于“退耕还湿”, 占当地LULC变化总量的13%~23%。

2.3 滨海盐沼湿地面积动态对土壤有机碳的影响

总体而言, 近20年间全国盐沼面积的总体变化带来了表层SOC的净增加, 恢复量超过损失量。然而, 不同省份在时空上表现出显著的分异特征(图4)。2004年前, 大部分沿海省市的盐沼湿地均出现表层SOC净丧失, 其中江苏、福建和广西的净丧失量最大; 该时期仅辽宁、山东和上海三省市表现为净增加。2004年后

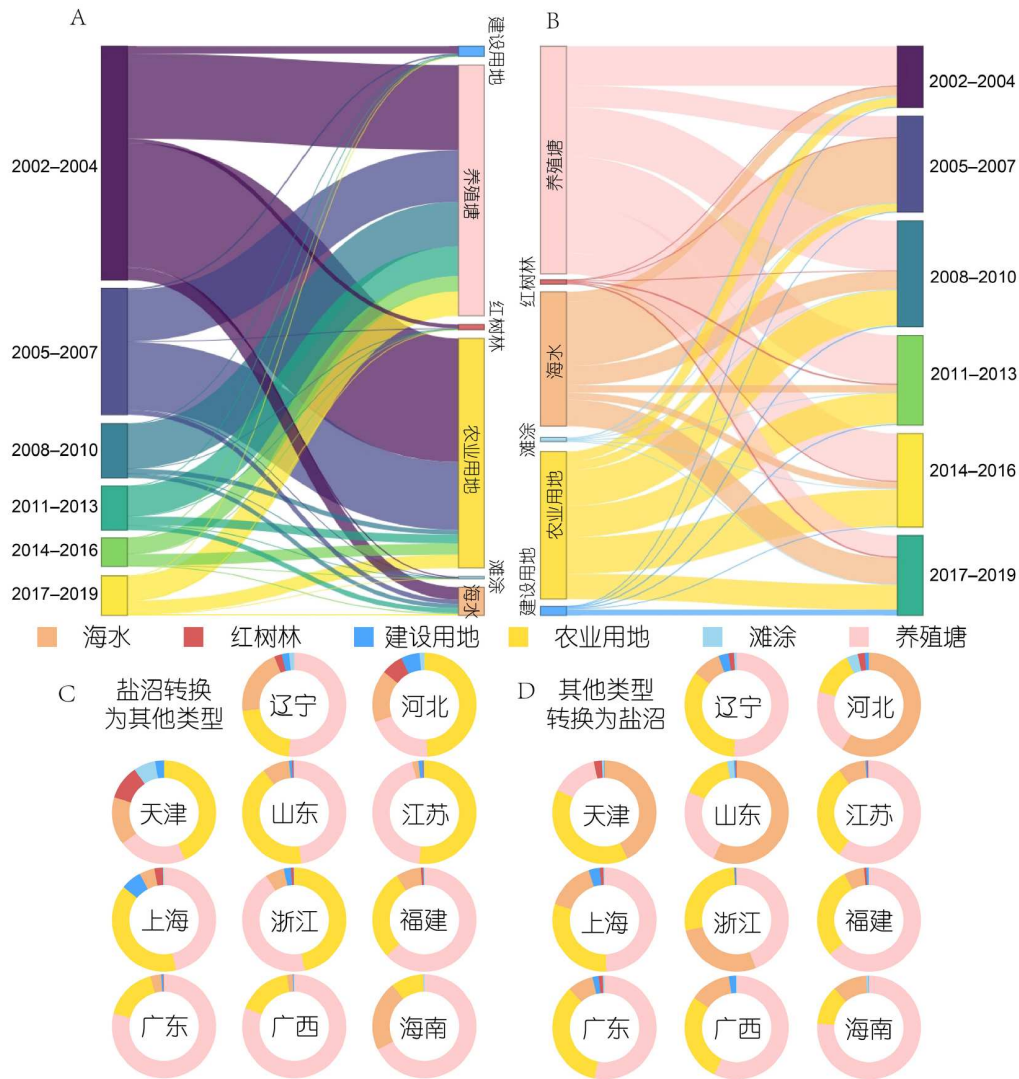


图 3 盐沼与其他土地利用/土地覆盖类型在不同时段的转换关系. A: 导致中国盐沼面积下降的土地利用变化; B: 促进中国盐沼面积增加的土地利用变化; C: 导致中国各省盐沼面积下降的土地利用变化; D: 促进中国各省盐沼面积增加的土地利用变化
Figure 3 Conversion relationships between salt marshes and other land use/land cover types during different periods. A: Land use changes causing the decrease of salt marsh area in China; B: land use changes contributing to the increase of salt marsh area in China; C: land use changes causing the decrease of salt marsh area in different provinces; D: land use changes contributing to the increase of salt marsh area in different provinces

(2005~2007年), 沿海各省表层SOC的丧失趋势开始放缓, 辽宁、河北和天津开始转为碳增加. 2008~2010年起, 各省表层SOC的恢复速率明显加快, 上海和浙江表现尤为突出. 然而, 福建和广西在该阶段尚未实现净增加, 分别迟至2011~2013和2014~2016年才转为净增长. 至2017~2019年, 所有省份的盐沼湿地表层SOC均呈现净增加. 其中, 辽宁、浙江和上海的增幅最大; 江苏和福建两省早期积累的SOC丧失被近期增长所抵消, 实现趋势逆转.

2.4 中国保护修复政策对滨海人类活动及盐沼恢复的影响

滨海盐沼湿地的时空动态分布与围垦活动密切相关(图5). 结果表明, 中国滨海总围垦面积在1990~1999年处于相对稳定阶段, 未呈现明显扩张趋势; 而在2000~2012年则快速增加(速率约为每年41 km², $P<0.05$), 随后迅速下降, 速率达每年148 km²($P<0.05$) (图5A). 作为滨海围垦的主要利用方式, 水产养殖与建设用地面积的变化呈现出明显的阶段性. 其中, 我国

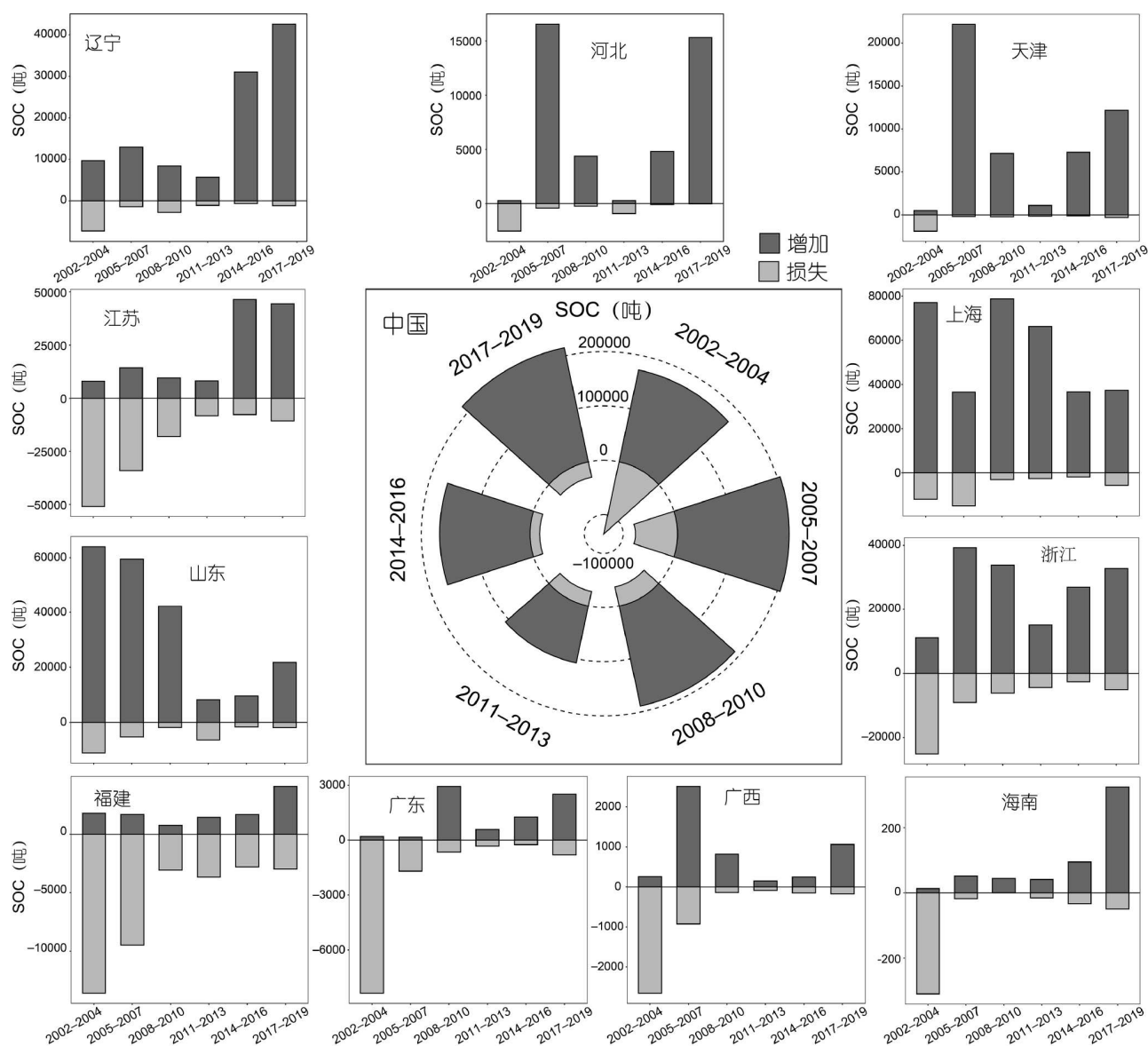


图4 不同省份滨海盐沼湿地表层土壤有机碳损失与增益随时间的变化

Figure 4 Loss and gain of surface SOC in coastal salt marsh wetlands of 11 provinces

滨海水产养殖面积在1984~2012年快速扩张($P<0.01$), 随后在2013~2018年转为快速下降($P<0.05$). 水产养殖面积在2012~2014年达到峰值, 之后缓慢减少, 至2018年较峰值下降约16.3%(图5B). 此外, 2012年后各滨海省份的新增不透水地表面积也呈现快速下降趋势(图5C). 为探究保护修复政策驱动下围垦变化对盐沼恢复的影响, 本研究对盐沼面积与围垦、水产养殖及不透水地表面积进行相关分析(图5D). 结果显示, 2012年后盐沼面积与其余三者均呈显著相关

($P<0.05$), 表明围垦面积的快速下降有效促进盐沼湿地面积的恢复.

3 讨论

3.1 中国盐沼湿地面积和表层SOC的时空动态分析

滨海盐沼湿地不仅具备极高的生态服务价值, 还面临气候变化与人类活动的双重压力, 其分布特征以

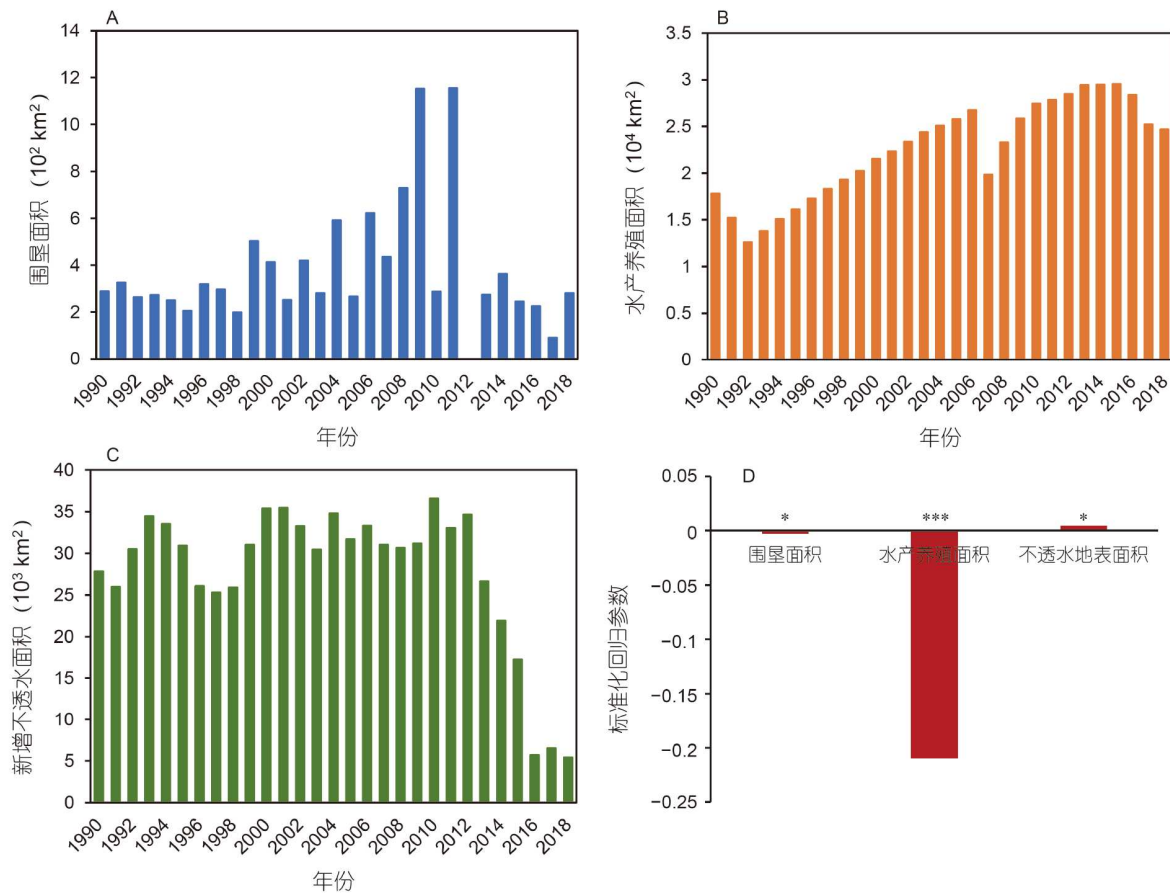


图 5 中国滨海人类活动强度及其与盐沼面积变化的关系. A: 滨海围垦面积变化; B: 滨海养殖塘面积变化; C: 滨海新增建设用地面积变化; D: 中国盐沼面积与围垦、水产养殖以及不透水地面积的关系. 其中, ***和*表示模型变量在 $P<0.001$, $P<0.05$ 时显著

Figure 5 Human activities along China's coastal zone and their relationship with changes in salt marsh area. A: Changes in coastal reclamation area; B: changes in coastal aquaculture pond area; C: changes in newly added impervious surface area along the coastal zone; D: relationship between salt marsh area in China and reclamation, aquaculture pond, and impervious surface areas. ***, and * indicate that the model variables are significant at $P<0.001$ and $P<0.05$, respectively

及碳汇功能的时空动态已成为研究热点^[10,25,37,38]. 特别是在中国海岸带区域, 受“先围垦后保护”政策的影响, 盐沼湿地已发生显著变迁^[26]. 本研究基于全球 30 m 分辨率潮间带变化数据库, 获取了覆盖中国海岸带区域 6 个时段的盐沼分布变化数据^[16]. 该数据集融合了约 116 万张 Landsat 卫星影像, 并结合影响滨海生态系统分布的环境变量(如温度、坡度和海拔), 采用三阶段分类法构建而成, 旨在: (i) 估算全球滨海湿地的分布范围(涵盖盐沼、滩涂和红树林生态系统), (ii) 识别研究期间的变化趋势, 以及(iii) 推断滨海湿地变化事件所对应的生态系统类型与发生时间. 该数据集整体分类精度超过 85%, 已在区域及全球尺度的

滨海湿地动态及其影响研究中得到广泛应用^[1,10,21]. 因此, 本研究获取的滨海盐沼湿地数据集分类精度可靠、时间跨度较长, 能够满足中国盐沼湿地长时间序列动态变化分析的需求.

量化盐沼湿地表层 SOC 丧失和恢复动态, 对认识蓝碳系统的碳汇贡献以及优化湿地保护与气候变化应对策略具有重要意义^[2]. 与以往基于 IPCC 准则的盈亏平衡法不同^[39], 本研究突破传统碳计量框架, 创新性地耦合遥感数据与机器学习算法, 构建了能够融合时空异质性的表层 SOC 动态解析体系, 可以有效捕捉其复杂变化. 传统方法通常假定 LULC 转换导致的土壤碳排放在一年的时间内完成, 如 2014 年的 IPCC 报告设定盐沼

丧失碳排放系数为每年每公顷7.9 Mg, 恢复碳汇系数为每年每公顷-0.91 Mg^[40]。这类假设忽略表层SOC的空间分异特征, 难以准确解析大尺度下的动态演变规律。本研究实现了对表层SOC动态的精确构建与解析, 系统揭示各类转换过程的时空碳效应, 为理解盐沼与表层SOC变化的驱动机制提供新范式。

3.2 人类活动对中国盐沼湿地面积和SOC的影响

中国海岸带是全球高强度人地交互作用的典型区域, 人类活动长期是盐沼湿地格局与功能演变的关键胁迫因子^[13,41]。在“蓝色粮食安全”战略与新型城镇化建设双重影响下^[42], 以养殖、城市建设和农业为主要用途的围垦成为中国盐沼丧失的主要驱动因素^[43]。依据2001年国务院批准的《全国海洋功能区划》, 至2020年全国规划年均围填海289 km², 累计超5780 km²^[17]。大规模围填海工程导致长江三角洲(含江苏、上海、浙江)等区域的滨海湿地大量转化为农、渔和建设用地^[44]。此外, 海岸带土地利用变化还会引发地下水位下降, 加剧盐沼植被面积锐减与功能退化^[45]。城镇化进程中线性基础设施网络(如堤坝、蓄水设施及道路等)的生态阻隔效应, 进一步加剧生境破碎化, 威胁海岸带湿地生态安全^[46]。

近十年来政策驱动的保护与修复则成为中国盐沼恢复的主导力量。中国滨海保护修复相关的政策法规随着经济社会的发展呈现明显的阶段性, 从20世纪90年代的“环境保护”萌芽期, 过渡到2007年前的“可持续发展”规划期, 再到2007年后的“生态文明”战略建设期^[47]。其中, “生态文明”建设阶段又逐步形成梯次推进的多尺度制度框架: (i) 2007~2014年“试点期”。2007年党的十七大报告将“建设生态文明”作为全面建设小康社会的新要求, 推动了2008年国家层面的“退塘还湿”和“退耕还湿”试点工程, 并于2012年将“生态文明建设”纳入中国特色社会主义事业“五位一体”总体布局。2014年国家印发的《全国生态环境保护规划(2013-2020年)》首次启动生态红线保护行动并划定湿地生态系统的“生态红线”, 旨在扭转中国滨海湿地持续丧失的趋势。(ii) 2015以来“治理期”。2015年国家海洋局印发的《国家海洋局海洋生态文明建设实施方案(2015-2020年)》, 启动“蓝湾整治”“南红北柳”等滨海湿地修复工程。2016年《海岸线保护与利用管理办法》和《围填海管控办法》以及2018年国务院发布

的《关于加强滨海湿地保护严格管控围填海的通知》, 通过围填海历史遗留问题清单制管理, 重构生态安全格局-蓝色经济协同发展路径^[3,13,48]。这些政策措施共同强化国家层面盐沼湿地生态系统的保护与修复, 有效促进其面积和表层SOC的持续恢复(图2和4)。本研究明确保护修复政策与盐沼湿地修复工程在面积与碳汇方面的双重增益效应。这表明在政策创新层面, 将盐沼湿地纳入气候行动策略, 有助于充分发挥其碳抵消与碳增汇功能, 切实支撑“双碳”战略目标的实现^[2,38]。

3.3 中国盐沼湿地保护和恢复存在的问题及应对措施

尽管国家层面的保护修复政策在盐沼湿地格局与功能恢复方面成效显著, 但仍面临多重挑战。首先, 中国南北经济发展差异显著, 南方以水产养殖经济为主, 北方农业基础较好, 这导致湿地恢复路径呈现“南方退塘、北方退耕”的格局。然而, 南方“退塘”补偿标准通常高于北方“退耕”, 可能加剧区域间的生态公平性问题^[49]。其次, 主要河口受大型水库和水坝影响, 输沙量急剧减少, 盐沼向海扩张陷入“沉积物饥饿”困境, 限制了其自然扩展的趋势^[50](图6A~C)。与红树林和海草床相比, 盐沼修复受关注程度较低, 其修复面积不到历史退化面积的10%^[38]。在华南沿海省份, 由于红树林在滨海湿地中占主导地位, 形成红树林-盐沼生态位竞争的景观替代模式。在气候变化与人为干预共同作用下, 盐沼斑块化加剧, 进一步威胁碳库的稳定性^[51]。此外, 盐沼恢复过程涉及有机物与养分循环的重建。目前蓝碳修复主要依赖植被恢复以促进养分吸收、分解和固碳, 未来还需加强微生物群落功能重建、沉积物化学环境改善及水文连通性恢复, 从而实现更全面的生态系统功能修复^[8,52]。

入侵植物互花米草的扩张为中国滨海蓝碳贡献了约2.3 Mt SOC, 在海岸带碳增汇方面具有积极作用^[23,53]。然而, 其快速入侵与蔓延严重挤压本地物种的生存空间, 威胁土著生态系统的生物多样性与功能。为遏制其扩散、修复受损滨海生态系统, 中国于2022年启动《互花米草防治专项行动计划(2022-2025)》^[54,55]。截至2025年11月, 全国970 km²互花米草清除任务全面完成(<https://www.news.cn/politics/20251113/cc9fa955787f40cf92bb7a662f24069a/c.html>)。

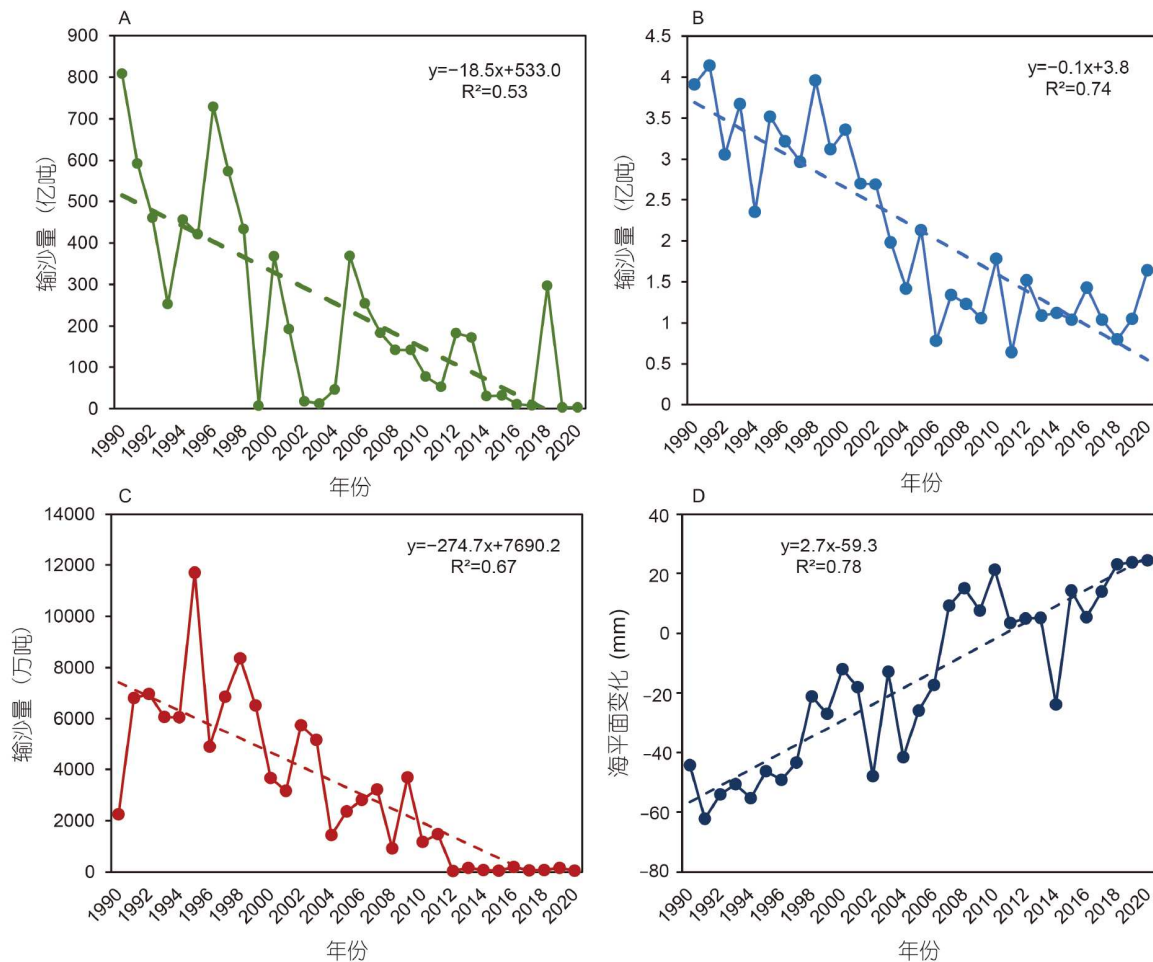


图 6 1990~2020年中国三大河口输沙量变化以及中国海平面变化. A: 黄河口利津站输沙量变化; B: 长江口大通站输沙量变化; C: 珠江口东江博罗站输沙量变化; D: 中国海平面变化

Figure 6 Changes in sediment discharge from China's three major estuaries and sea level changes in China between 1990 and 2020. A: Changes in sediment discharge at Lijin Station in the Yellow River Estuary; B: changes in sediment discharge at Datong Station in the Yangtze River Estuary; C: changes in sediment discharge at Boluo Station in the Dongjiang River of the Pearl River Estuary; D: sea level changes in China

然而,治理后的盐沼湿地仍面临一系列生态挑战.首先,互花米草清除显著削弱了湿地碳汇能力.与互花米草相比,修复后的原生盐沼(芦苇与海三棱藨草)净 CO_2 吸收量分别下降35.6%和77.4%,部分治理区甚至由碳汇转为碳源,本土植被恢复未能完全弥补其碳汇损失^[56].其次,互花米草治理与本土盐沼恢复进程存在明显滞后,短期内原生植被难以有效重建,导致海滩抗侵蚀能力下降,本土盐沼与滩涂受侵蚀风险上升^[57].此外,除治过程中大规模机械作业扰动了原生动植物栖息环境,改变湿地原生地貌,引发表层沉积物流失与土壤有机碳下降,加剧土壤盐渍化;同时,潮沟系统受干扰导致水文连通性改变,进一步造成沉积

速率降低与碳储存潜力丧失^[58].

除了人类活动干扰,气候变化也通过显著改变盐沼湿地的温度、土壤水分和盐度等关键环境因子,深刻影响原有湿地生态系统的组成与结构,进而调控植物群落的演替方向与进程,最终重塑其碳循环过程^[59].研究表明,气候变化可能通过提升植被净初级生产力,促进全球盐沼湿地碳埋藏速率的增加.然而,随着中国近海海平面快速上升(图6D),大量盐沼面临淹没风险,气候变化对湿地固碳的正面效应可能因此被削弱甚至逆转^[8,60].此外,在气候变化驱动下,河口海岸带极端气候事件(如风暴潮、极端降水与干旱)频率显著增加,不仅加剧湿地的环境压力,也对其固碳功能产生复杂、

长期且动态的影响^[61,62]。然而, 极端气候如何影响滨海盐沼的关键碳过程, 以及将如何改变其未来的碳源汇格局, 目前仍无明确结论。

为实现中国滨海盐沼湿地的可持续发展, 未来需在协调沿海地区经济发展与湿地保护的基础上, 尽快制定并实施盐沼生态系统保护行动计划, 设立保护区和保护网络, 为其长期保育与可持续利用提供制度保障^[15]; 互花米草治理完成后, 宜优先选用适应当地气候与土壤条件的高固碳本土植物(如芦苇、碱蓬等), 在恢复原生生态系统的基础上实现碳收益最大化^[11,58]; 此外, 需系统评估海岸侵蚀、风暴潮等海洋灾害的发生概率与影响程度, 建立长期预警监测体系, 定期巡查并防范互花米草二次入侵, 巩固治理成效, 为扩大盐沼保护恢复规模与提升碳收益提供理论支撑与技术基础^[57,63]。在探究盐沼湿地固碳功能对气候变化的响应时, 应综合考虑气候变化及其衍生效应(如海平面上升、极端气候事件频发等)的多重影响, 构建长期动态模拟预测模型, 准确模拟区域尺度上极端气候对碳循环过程的影响, 揭示固碳能力的时空演变规律与未来趋势, 为应对日益加剧的极端气候提供科学依据。

3.4 本研究存在的不确定性

本研究在估算表层SOC变化时, 假设当盐沼转为其他土地利用类型时表层SOC发生损失, 而在盐沼扩张时表层SOC增加, 并通过比较土地覆盖转变前后遥感反演得到的SOC储量进行定量估算。该假设主要关注LULC导致的SOC变化, 而未考虑连续的生物地球化学过程, 也未包含同一土地覆被类型在不同时间点的SOC自然波动^[23]。此外, 由于地下SOC过程更为复杂且时间尺度更长, 在大范围空间上难以精确量化^[64], 本研究未涉及深层土壤SOC储量的变化, 因此可能低估了LULC对总碳储量的实际影响。另外, 与成熟盐沼系统相比, 恢复或新建盐沼通常具有较低的初始碳封存速率, 且其SOC累积受到沉积物输入、植被演替、

水文条件和微生物活动等多种因素影响^[7,21]。然而, 现有基于多光谱的遥感手段难以准确识别初始碳封存速率的差异, 也难以有效评估多源干扰对监测结果的影响。此外, SOC样本的分布与精度是影响遥感反演结果的关键。本研究, 半数以上的训练数据集集中于长江口与黄河口, 这可能为数据稀疏区域的模拟结果带来不确定性。未来, 通过构建更全面密集的SOC样本量, 并引入具备更高时空分辨率的高光谱或雷达传感器, 结合植被类型、冠层结构和盐沼年龄等关键参数, 将更全面的生态与生物物理复杂性纳入大尺度SOC评估体系, 从而构建能够区分早期演替系统与成熟系统碳封存能力差异的评估模型。

4 结论

本研究发现, 截至2020年, 中国滨海盐沼总面积约为1170(710~1320) km², 主要集中分布于长江口、黄河口等关键区域。过去20年间, 盐沼面积呈现出显著的“先减少后增加”演变趋势。养殖塘、农业用地和建设用地扩张是导致盐沼丧失的主要因素, 而南方省份的“退塘还湿”与北方省份的“退耕还湿”则成为面积恢复的主要来源。尽管盐沼SOC的变化存在时空与类型异质性, 但湿地面积的总体恢复推动了SOC的净增长。其中, “退塘还湿”在2002~2004年贡献最大(约 1.23×10^5 t) 而“退耕还湿”在2008~2010与2014~2016年两个阶段的碳增益最为显著(分别固存 4.39×10^4 和 4.36×10^4 t)。研究结果表明, 近十年来以保护和修复为导向的人类活动有效促进中国盐沼面积及其SOC功能的恢复。未来, 可借助更高时空分辨率的高光谱或雷达遥感技术, 实现对盐沼SOC的精准估算, 并建立长期预警监测体系, 防范互花米草二次入侵, 巩固治理成效, 为扩大盐沼保护恢复规模与提升碳收益提供支撑。本研究对中国盐沼蓝碳生态系统受损机制与保护成效的系统认知进行深化, 对完善湿地保护与气候变化应对策略具有重要参考价值。

参考文献

- Alongi D M. Carbon balance in salt marsh and mangrove ecosystems: a global synthesis. *JMSE*, 2020, 8: 767
- Wang F, Liu J, Qin G, et al. Coastal blue carbon in China as a nature-based solution toward carbon neutrality. *Innovation*, 2023, 4: 100481
- Wang X, Xiao X, Zhang X, et al. Rapid and large changes in coastal wetland structure in China's four major river deltas. *Glob Change Biol*, 2023,

29: 2286–2300

- 4 He Q, Li Z, Daleo P, et al. Coastal wetland resilience through local, regional and global conservation. *Nat Rev Biodivers*, 2025, 1: 50–67
- 5 Worthington T A, Spalding M, Landis E, et al. The distribution of global tidal marshes from Earth observation data. *Glob Ecol Biogeogr*, 2024, 33: e13852
- 6 Macreadie P I, Costa M D P, Atwood T B, et al. Blue carbon as a natural climate solution. *Nat Rev Earth Environ*, 2021, 2: 826–839
- 7 Wang F, Sanders C J, Santos I R, et al. Global blue carbon accumulation in tidal wetlands increases with climate change. *Natl Sci Rev*, 2021, 8: nwaa296
- 8 Han G X, Wang F M, Ma J, et al. Blue carbon sink function, formation mechanism and sequestration potential of coastal salt marshes (in Chinese). *Chin J Plant Ecol*, 2022, 46: 373–382 [韩广轩, 王法明, 马俊, 等. 滨海盐沼湿地蓝色碳汇功能、形成机制及其增汇潜力. 植物生态学报, 2022, 46: 373–382]
- 9 Wang D, Zou W N, Yang H L, et al. Spatial pattern of soil carbon storage in salt marsh wetlands around the Chongming Island in the Yangtze River Estuary (in Chinese). *Acta Ecol Sin*, 2023, 43: 8465–8475 [王栋, 邹维娜, 杨华蕾, 等. 长江口崇明岛周缘盐沼湿地土壤碳储量的空间格局. 生态学报, 2023, 43: 8465–8475]
- 10 Campbell A D, Fatoyinbo L, Goldberg L, et al. Global hotspots of salt marsh change and carbon emissions. *Nature*, 2022, 612: 701–706
- 11 Wang J L, Yu G R, Ding H, et al. Current status of coastal blue carbon assessment: theory, methods, and carbon sequestration pathways (in Chinese). *Sci China Earth Sci*, 2025, 55: 1458–1473 [王继龙, 于贵瑞, 丁虎, 等. 滨海蓝碳评估现状: 理论、方法及碳减排增汇途径. 中国科学: 地球科学, 2025, 55: 1458–1473]
- 12 Campbell A D, Fatoyinbo T, Charles S P, et al. A review of carbon monitoring in wet carbon systems using remote sensing. *Environ Res Lett*, 2022, 17: 025009
- 13 Wang X, Xiao X, Xu X, et al. Rebound in China's coastal wetlands following conservation and restoration. *Nat Sustain*, 2021, 4: 1076–1083
- 14 Meng W, Feagin R A, Hu B, et al. The spatial distribution of blue carbon in the coastal wetlands of China. *Estuar Coast Shelf Sci*, 2019, 222: 13–20
- 15 Zhou C H, Mao Q Y, Xu X, et al. Preliminary analysis of C sequestration potential of blue carbon ecosystems on Chinese coastal zone (in Chinese). *Sci Sin Vitae*, 2016, 46: 475–486 [周晨昊, 毛覃愉, 徐晓, 等. 中国海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的初步分析. 中国科学: 生命科学, 2016, 46: 475–486]
- 16 Murray N J, Worthington T A, Bunting P, et al. High-resolution mapping of losses and gains of Earth's tidal wetlands. *Science*, 2022, 376: 744–749
- 17 Gu J, Luo M, Zhang X, et al. Losses of salt marsh in China: trends, threats and management. *Estuar Coast Shelf Sci*, 2018, 214: 98–109
- 18 Ford H, Garbutt A, Duggan-Edwards M, et al. Large-scale predictions of salt-marsh carbon stock based on simple observations of plant community and soil type. *Biogeosciences*, 2019, 16: 425–436
- 19 Fan Y R, Xia S P, Yu B B, et al. Effects of elevated atmospheric concentration and warming on stability of soil organic carbon pool accumulation, molecular composition and structure stability (in Chinese). *Chin J Plant Ecol*, 2025, 49: 1053–1069 [范亚冉, 夏少攀, 于冰冰, 等. 大气CO₂浓度升高和增温对土壤有机碳库积累、分子组成和结构稳定性的影响. 植物生态学报, 2025, 49: 1053–1069]
- 20 Zhong C, Li X J, He Y Y, et al. Spatial variation of soil organic matter and its influencing factors in Guangxi, China (in Chinese). *Sci Geogr Sin*, 2020, 40: 478–485 [钟聪, 李小洁, 何园燕, 等. 广西土壤有机质空间变异特征及其影响因素研究. 地理科学, 2020, 40: 478–485]
- 21 Maxwell T L, Spalding M D, Friess D A, et al. Soil carbon in the world's tidal marshes. *Nat Commun*, 2024, 15: 10265
- 22 Li J T, Yan D D, Yao X J, et al. Dynamics of carbon storage in saltmarshes across China's Eastern Coastal Wetlands from 1987 to 2020. *Front Mar Sci*, 2022, 9: 915727
- 23 Xu X, Wei S, Chen H, et al. Effects of *Spartina* invasion on the soil organic carbon content in salt marsh and mangrove ecosystems in China. *J Appl Ecol*, 2022, 59: 1937–1946
- 24 Yuan Y, Li X, Jiang J, et al. Distribution of organic carbon storage in different salt-marsh plant communities: a case study at the Yangtze Estuary. *Estuar Coast Shelf Sci*, 2020, 243: 106900
- 25 Chen C, Ma Y, Ren G, et al. Aboveground biomass of salt-marsh vegetation in coastal wetlands: sample expansion of in situ hyperspectral and Sentinel-2 data using a generative adversarial network. *Remote Sens Environ*, 2022, 270: 112885
- 26 Fan B, Li Y. China's conservation and restoration of coastal wetlands offset much of the reclamation-induced blue carbon losses. *Glob Change Biol*, 2024, 30: e17039

- 27 Murray N J. The extent and drivers of global wetland loss. *Nature*, 2023, 614: 234–235
- 28 Li Y, Fu C, Hu J, et al. Soil carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry and fractions in blue carbon ecosystems: implications for carbon accumulation in allochthonous-dominated habitats. *Environ Sci Technol*, 2023, 57: 5913–5923
- 29 Gong P, Li X, Zhang W. 40-Year (1978–2017) human settlement changes in China reflected by impervious surfaces from satellite remote sensing. *Sci Bull*, 2019, 64: 756–763
- 30 Fu X M, Zheng Y M, Liu Y, et al. Coastal zone management policies in China: evolution, characteristics and challenges (in Chinese). *Marine Economy*, 2024, 14: 95–105 [付秀梅, 郑杨明, 刘莹, 等. 中国海岸带管理政策: 演进、特征与挑战. *海洋经济*, 2024, 14: 95–105]
- 31 Gao J Z, Zhang H F, Cui X J, et al. Studies on ownership of coastline sides and countermeasures: management of reclamation area landside and land certificate area seaside (in Chinese). *Trans Oceanol Limnol*, 2025, 47: 248–253 [高金柱, 张洪芬, 崔晓菁, 等. 海岸线两侧陆海权属问题与对策研究——陆域内围填海区域和海域内土地证区域管理问题. *海洋湖沼通报(中英文)*, 2025, 47: 248–253]
- 32 Hou B, Yue W Z, Ma R F, et al. Research on the challenges and realization path of sea-land coordination in territorial spatial planning (in Chinese). *J Nat Resour*, 2022, 37: 880–894 [侯勃, 岳文泽, 马仁锋, 等. 国土空间规划视角下海陆统筹的挑战与路径. *自然资源学报*, 2022, 37: 880–894]
- 33 Li J, Zheng F Y, Deng Y, et al. Study on utilization and control policy of reclamation stock resources (in Chinese). *China Soft Sci*, 2022, 10: 13–19 [李晋, 郑芳媛, 邓跃, 等. 围填海存量资源利用和管控政策研究. *中国软科学*, 2022, 10: 13–19]
- 34 Li F, Ding D, Chen Z, et al. Change of sea reclamation and the sea-use management policy system in China. *Mar Policy*, 2020, 115: 103861
- 35 Kang B, Chen X, Du Z, et al. Species-based mapping of carbon stocks in salt marsh: Tianjin coastal zone as a case study. *Ecosyst Health Sustain*, 2023, 9: 0052
- 36 Zheng Y, Takeuchi W. Quantitative assessment and driving force analysis of mangrove forest changes in China from 1985 to 2018 by integrating optical and radar imagery. *IJGI*, 2020, 9: 513
- 37 Chen G, Jin R, Ye Z, et al. Spatiotemporal mapping of salt marshes in the intertidal zone of China during 1985–2019. *J Remote Sens*, 2022, 2022: 2022/9793626
- 38 Feng X, Li Y, Lin X. Protect China's coastal salt marshes. *Science*, 2024, 386: 629–630
- 39 Qin Z, Zhu Y, Canadell J G, et al. Global spatially explicit carbon emissions from land-use change over the past six decades (1961–2020). *One Earth*, 2024, 7: 835–847
- 40 IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Available from URL: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- 41 Ma Z, Melville D S, Liu J, et al. Rethinking China's new great wall. *Science*, 2014, 346: 912–914
- 42 Qiu J. Chinese survey reveals widespread coastal pollution. *Nature*, 2012, doi: 10.1038/nature.2012.11743
- 43 Cui B S, Xie T, Wang Q, et al. Impact of large-scale reclamation on coastal wetlands and implications for ecological restoration, compensation, and sustainable exploitation framework (in Chinese). *Bull Chin Acad Sci*, 2017, 32: 418–425 [崔保山, 谢湑, 王青, 等. 大规模围填海对滨海湿地的影响与对策. *中国科学院院刊*, 2017, 32: 418–425]
- 44 Haas J, Ban Y. Urban growth and environmental impacts in Jing-Jin-Ji, the Yangtze, River Delta and the Pearl River Delta. *Int J Appl Earth Observ Geoinf*, 2014, 30: 42–55
- 45 Breda A, Saco P M, Sandi S G, et al. Accretion, retreat and transgression of coastal wetlands experiencing sea-level rise. *Hydrol Earth Syst Sci*, 2021, 25: 769–786
- 46 Bi X, Wen X, Yi H, et al. Succession in soil and vegetation caused by coastal embankment in southern Laizhou Bay, China—Flourish or degradation? *Ocean Coast Manage*, 2014, 88: 1–7
- 47 Jiang Q, Feng C, Ding J, et al. The decade long achievements of China's marine ecological civilization construction (2006–2016). *J Environ Manage*, 2020, 272: 111077
- 48 Zhang K, Yu J, Wan X, et al. Data-driven decision-making of marine ecological civilization construction in island county of China. *Ocean Coast Manage*, 2023, 240: 106631
- 49 Yan D C, Chen D N, Chen M Y. Social equity in land compensation of water conservancy and hydropower resettlement (in Chinese). *J Econ Water Resour*, 2021, 39: 75–78+84+88 [严登才, 陈丹宁, 陈明玉. 水利水电工程移民土地补偿中的社会公平问题研究. *水利经济*, 2021, 39: 75–78+84+88]
- 50 Yang S L, Milliman J D, Xu K H, et al. Downstream sedimentary and geomorphic impacts of the Three Gorges Dam on the Yangtze River. *Earth*

[Sci Rev](#), 2014, 138: 469–486

- 51 Mao D, Wang Z, Du B, et al. National wetland mapping in China: a new product resulting from object-based and hierarchical classification of Landsat 8 OLI images. [ISPRS J Photogramm Remote Sens](#), 2020, 164: 11–25
- 52 Wang F M, Tang J W, Ye S Y, et al. Blue carbon sink function of Chinese coastal wetlands and carbon neutrality strategy (in Chinese). *Bull Chin Acad Sci*, 2021, 36: 241–251 [王法明, 唐剑武, 叶思源, 等. 中国滨海湿地的蓝色碳汇功能及碳中和对策. 中国科学院院刊, 2021, 36: 241–251]
- 53 Zhang J, Mao D, Liu J, et al. *Spartina alterniflora* invasion benefits blue carbon sequestration in China. [Sci Bull](#), 2024, 69: 1991–2000
- 54 Ren X Y, Yin R B, Chen J M, et al. Impact of *Spartina alterniflora* re-invasion on soil carbon pool management index and carbon fixing bacterial community characteristics (in Chinese). *Acta Sci Circumstantiae*, 2025, 45: 434–446 [任笑瀛, 殷荣宾, 陈骏马, 等. 互花米草二次入侵对土壤碳库管理指数及固碳菌群落特征的影响. 环境科学学报, 2025, 45: 434–446]
- 55 Zhu Y, Wu Y B, Xue J H. Review of the impacts of *Spartina alterniflora* invasion and management on bird habitats in coastal salt marsh wetlands (in Chinese). *J Nanjing For Univ (Nat Sci Ed)*, 2025, 2025: 1–13 [朱怡, 吴永波, 薛建辉. 互花米草入侵与治理对滨海盐沼湿地鸟类栖息地影响的研究进展. 南京林业大学学报(自然科学版), 2025, 2025: 1–13]
- 56 Wang D, Labra F A, Yang H, et al. Restoration of native saltmarshes enhances carbon sequestration and mitigates warming effects following *Spartina alterniflora* removal. [J Appl Ecol](#), 2025, 62: 2005–2017
- 57 Chang H, Yang J W, Zuo P, et al. Cost and strategy trade-offs in the control of the invasive species *Spartina alterniflora* (in Chinese). *J Ecol Rural Environ*, 2025, 41: 841–851 [常虎, 杨晋炜, 左平, 等. 外来物种互花米草除治成本与除治策略的权衡. 生态与农村环境学报, 2025, 41: 841–851]
- 58 Shao Y Q, Yuan F, An S Q, et al. A strategy for restoration of salt marsh wetland ecosystem after the eradication of *Spartina alterniflora* (in Chinese). *Wetl Sci Manag*, 2025, 21: 91–94 [邵一奇, 袁芳, 安树青, 等. 互花米草除治后滨海盐沼湿地生态修复策略. 湿地科学与管理, 2025, 21: 91–94]
- 59 Spencer T, Schuerch M, Nicholls R J, et al. Global coastal wetland change under sea-level rise and related stresses: the DIVA Wetland Change Model. [Glob Planet Change](#), 2016, 139: 15–30
- 60 Rogers K, Kelleway J J, Saintilan N, et al. Wetland carbon storage controlled by millennial-scale variation in relative sea-level rise. [Nature](#), 2019, 567: 91–95
- 61 Han G, Sun B, Chu X, et al. Precipitation events reduce soil respiration in a coastal wetland based on four-year continuous field measurements. [Agric For Meteorol](#), 2018, 256–257: 292–303
- 62 Newton A, Icely J, Cristina S, et al. Anthropogenic, direct pressures on coastal wetlands. [Front Ecol Evol](#), 2020, 8: 144
- 63 Jiang C, Jia J H, Yang Y, et al. Forty years of *Spartina alterniflora* in China: cognitive evolution and governance strategies. *Acta Ecol Sin*, 2024, 44: 8944–8956 [江灿, 贾俊鹤, 杨颖, 等. 互花米草在中国的40年: 认知演变与治理对策. 生态学报, 2024, 44: 8944–8956]
- 64 Zhang W, Wan H, Zhou M, et al. Soil total and organic carbon mapping and uncertainty analysis using machine learning techniques. [Ecol Indic](#), 2022, 143: 109420

Assessment of degradation drivers and conservation effectiveness in China's salt marsh blue carbon ecosystem

WANG XinXin¹, ZHENG YuHan¹, JU RuiTing¹, LIU DongYan², WU JiHua¹, NIE Ming¹ & LI Bo^{1*}

¹ *Institute of Eco-Chongming (IEC), Ministry of Education Key Laboratory for Biodiversity Science and Ecological Engineering, National Observations and Research Station for Wetland Ecosystems of the Yangtze Estuary, and State Key Laboratory of Wetland Conservation and Restoration, School of Life Sciences, Fudan University, Shanghai 200438, China*

² *State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200241, China*

* Corresponding author; E-mail: bool@fudan.edu.cn

Salt marshes are vital blue carbon ecosystems on Earth, with substantial carbon sequestration capacity that play a crucial role in mitigating global climate warming. However, the dynamics of salt marsh loss and gain and their impacts on carbon sink functions in China at the national scale remain poorly understood. This study integrates field sampling, satellite remote sensing, and machine learning to systematically analyze the spatiotemporal evolution of coastal salt marsh areas and surface SOC in China over the past two decades. This paper focused on revealing how land-use changes and the implementation of national protection and restoration policies have influenced salt marsh area and surface SOC dynamics. The results showed that the area of coastal salt marshes in China followed a significant “first decrease, then increase” trajectory. Salt marsh loss was primarily driven by the expansion of aquaculture ponds and agricultural land, whereas policies such as “returning ponds to wetlands” and “returning farmland to wetlands” facilitated the recovery of salt marsh area. Although the net increase in salt marsh area exhibited spatiotemporally heterogeneous effects on surface SOC, it overall exerted a cumulative promotive effect. Moreover, national protection and restoration policies have effectively mitigated the intensity of human disturbances in China's coastal areas, emerging as a key driver behind both salt marsh recovery and surface SOC accumulation. These findings provide a scientific basis for scaling up salt marsh conservation and clarifying their roles in blue carbon systems, offering valuable insights for refining wetland protection and climate adaptation strategies.

coastal salt marshes, area dynamics, soil organic carbon, wetland restoration, national restoration policy

doi: [10.1360/SSV-2025-0267](https://doi.org/10.1360/SSV-2025-0267)