#### DOI: 10.11766/trxb202106290335

李静泰, 闫丹丹, 么秀颖, 谢思荧, 刘垚, 盛昱凤, 栾兆擎. 中国滨海湿地碳储量估算[J]. 土壤学报, 2023, 60 (3): 800-814. LI Jingtai, YAN Dandan, YAO Xiuying, XIE Siying, LIU Yao, SHENG Yufeng, LUAN Zhaoqing. Carbon Storage Estimation of Coastal Wetlands in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60 (3): 800-814.

# 中国滨海湿地碳储量估算\*

李静泰<sup>1,2</sup>, 闫丹丹<sup>1,2</sup>, 么秀颖<sup>1,2</sup>, 谢思荧<sup>1,2</sup>, 刘 垚<sup>1,2</sup>, 盛昱凤<sup>1,2</sup>, 栾兆擎<sup>1,2†</sup>

(1. 南京林业大学生物与环境学院,南京 210037; 2. 南京林业大学南方现代林业协同创新中心,南京 210037)

**摘** 要: 滨海湿地生态系统碳汇功能强大,探究其固碳能力对于降低温室气体浓度,缓解全球气候变暖具有重要意义。基于 谷歌地球引擎(Google Earth Engine, GEE)提供的 1987—2020 年 Landsat 遥感数据及已发表的滨海湿地碳密度数据,使用 遥感定量反演与生命地带法相结合的方法,研究中国滨海湿地 30 多年来碳储量时空变化。结果表明:(1)盐沼湿地主要分 布于沿海北部区域,光滩主要分布于沿海东部区域,红树林湿地主要分布于沿海南部区域;(2)中国南部滨海湿地碳密度明 显高于北部和东部滨海湿地;(3)中国滨海湿地总碳储量整体呈降低趋势,沿海北部区域与东部区域总碳储量大于南部区域。 气候、植被与土地利用变化共同影响了滨海湿地碳储量的时空动态,以围填海为主的人类活动是影响滨海湿地碳储量变化的 主要因素。研究结果可为有效评估滨海湿地的碳汇能力、制定减排增汇措施、应对气候变化提供理论依据,也可为我国滨海 湿地生态系统管理和退化湿地生态恢复提供决策支持。

关键词: 滨海湿地; 碳密度; 碳储量; 时空动态; 影响因素

中图分类号: X87; X171.1 文献标志码: A

# **Carbon Storage Estimation of Coastal Wetlands in China**

LI Jingtai<sup>1, 2</sup>, YAN Dandan<sup>1, 2</sup>, YAO Xiuying<sup>1, 2</sup>, XIE Siying<sup>1, 2</sup>, LIU Yao<sup>1, 2</sup>, SHENG Yufeng<sup>1, 2</sup>, LUAN Zhaoqing<sup>1, 2†</sup> (1. College of Biology and the Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 2. Co-Innovation Center for Sustainable Forestry in Southern China, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China)

Abstract: 【Objective】 Rapid increase in the concentrations of greenhouse gases leads to an increase in global warming. The coastal wetland ecosystem has been identified as an important place to fix atmospheric carbon dioxide because of its powerful carbon sink function. Thus, this study aimed to quantitatively assess the temporal and spatial changes of carbon storage in coastal wetlands in China, explore its influencing factors, and augment current global warming management practices. 【Method】 Remote sensing data preprocessing, vegetation index calculation and land cover type extraction were carried out based on the data of Landsat atmospheric correction surface reflectance from 1987 to 2020 provided by Google Earth Engine, and then the carbon

<sup>\*</sup> 国家自然科学基金项目(41871097, 41471078)和江苏省 333 高层次人才培养工程项目(BRA2020339)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 41871097, 41471078) and the 333 High-level Talents Fostering Project of Jiangsu Province (No. BRA2020339)

<sup>\*</sup> 通讯作者 Corresponding author, E-mail: luanzhaoqing@njfu.edu.cn
作者简介:李静泰(1996—),男,山东枣庄人,博士研究生,主要从事湿地生态学研究。E-mail: ljt@njfu.edu.cn
收稿日期: 2021-06-29;收到修改稿日期: 2022-01-05;网络首发日期(www.cnki.net): 2022-05-07

density data of coastal wetlands in more than 30 literature were collected. Combining remote sensing quantitative inversion with the life zone method, the soil carbon reserves and biomass carbon reserves of coastal wetlands in China were calculated to research the temporal and spatial dynamics of carbon reserves in coastal wetlands in China over 30 years. [Result] The results showed that: (1) Saltmarsh wetlands were mainly distributed in the northern coastal area, tidal flats in the eastern coastal area, and mangrove wetlands in the southern coastal area; (2) The spatial distribution of carbon density of coastal wetlands in China was quite different. Also, the maximum biomass carbon density, soil carbon density and total carbon density all existed in the region of Shankou mangrove national nature reserve. The values of maximum biomass carbon density, soil carbon density and total carbon density were 220.21 t·hm<sup>-2</sup>, 130.46 t·hm<sup>-2</sup>, and 350.46 t·hm<sup>-2</sup>, respectively. Comparatively, the carbon density of coastal wetlands in southern coastal wetlands was significantly higher than that in northern and eastern coastal wetlands; (3) It was observed that the total carbon storage of coastal wetlands in China showed a decreasing trend as a whole, and its change trend was consistent with the soil carbon reserves. The biomass carbon storage had an increasing trend, with the maximum value of 5.02 Tg, and the soil carbon storage decreased first and then increased, with a maximum value of 35.54 Tg. Also, the total carbon reserves in the northern coastal region and eastern coastal region were greater than that in the southern coastal area. In addition, biomass carbon storage in the northern coastal region showed a decreasing trend, while biomass carbon storage in the eastern and southern coastal areas showed an increasing trend. The soil carbon storage in the northern coastal area, the eastern and southern coastal areas all had a decreasing trend. [Conclusion] The results estimated in this study are comparable with those published in previous literature. Climate, vegetation and land-use change lead to a decrease in carbon storage in a coastal wetland. Human activities dominated by reclamation are the main factors affecting the dynamics of carbon storage in coastal wetlands. This paper provides a theoretical basis for effectively evaluating the carbon sequestration capacity of coastal wetlands, Also, it outlines suggestions for emission reduction, guidelines for increasing carbon sequestration measures, guides for coping with climate change, and decision support for coastal wetland ecosystem management and ecological restoration of degraded wetlands in China. Key words: Coastal wetland; Carbon density; Carbon storage; Temporal and spatial dynamics; Influencing factors

温室气体浓度上升导致全球气候变暖已经成为 不争的事实,严重影响到人类的生存与发展。二氧 化碳(CO<sub>2</sub>)作为大气中仅次于水汽的最主要的温 室气体,近几十年来,其在大气中的浓度持续上升, 2013年二氧化碳浓度超过 400 mg·kg<sup>-1[1]</sup>,导致全球 气温升高日益加剧,联合国政府间气候变化专门委 员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)指出,从1990年到 2030年,全球气候将升 高约  $1.1 \ C^{[2]}$ 。因此减少温室气体排放,提高 CO<sub>2</sub> 固定成为缓解气候变暖的首要任务。

滨海湿地处于海陆过渡区域,作为水陆交互作 用形成的特殊生态系统,具有丰富的动植物资源和 极高的生产力,独特的水文过程与生物地球化学循 环,使其碳汇功能十分强大<sup>[3]</sup>。海岸带的红树林、 盐沼与海草床等蓝碳生态系统共同固存的碳是"蓝 碳"(blue carbon)的重要组成部分<sup>[4-6]</sup>,研究表明<sup>[7]</sup>, 滨海湿地每平方千米的年碳埋藏量预计可达 18.75 t,相当于固定 64 t 二氧化碳(燃烧约 2.85 万 L 汽油)。因此,通过"蓝碳"生态系统提高碳封存 是降低大气二氧化碳浓度、减缓全球气候变化的重要途径<sup>[7]</sup>。

植被碳储量与土壤碳储量共同构成了"蓝碳" 生态系统碳储量的主体。目前大范围快速滨海湿地 植被碳储量的估算,大多采用遥感定量反演法<sup>[8]</sup>, 然后乘以相应的碳转换系数<sup>[9-10]</sup>得到植被碳储量: 土壤碳储量通常是采用土壤有机碳进行衡量,土壤 有机碳储量的估算方法主要有土壤类型、生命地带 法和相关关系法等[11]。研究表明[12-13],近几十年来 滨海湿地"蓝碳"生态系统受到围垦滩涂、工程建 设、养殖池塘等人类活动的影响,滩涂面积大幅缩 减, 滨海湿地碳储量明显减少。Zhao 等<sup>[14]</sup>基于 1991— 2011 年 Landsat 影像研究发现,堤坝修建导致辽河 口滨海湿地植被面积缩减,土壤有机碳储量损失约 0.72 Tg; Wang 等<sup>[15]</sup>研究表明, 2007-2012 年黄河 三角洲滨海湿地碳储量整体上呈下降趋势,表层土 壤有机碳损失率达 20.43%; 邵学新等<sup>[16]</sup>对于不同围 垦年代下杭州湾滨海湿地土壤有机碳含量的研究发 现,滨海湿地围垦规模日益增大,导致土壤面积及 理化性质发生改变;受围垦、人工排水等因素的干扰,崇明东滩芦苇湿地遭到破坏,植被群落发生演替,生态系统植被生物量降低<sup>[17]</sup>;Jia等<sup>[12]</sup>对于中国42a内的红树林面积进行监测,研究表明自然灾害、农业围垦、人工海堤等因素导致红树林面积减少约263.82 km<sup>2</sup>。

基于以上研究发现,中国滨海湿地碳储量研究 在时空连续性上仍存在不足之处,多数土壤碳储量 研究集中于个别时期内的小区域变化,遥感数据源 多为某日单景影像拼接而成,无法代表一年内的植 被整体生长状况。近年来,随着星级遥感分析云计 算平台 GEE 的出现,其先进的云计算与强大的存储 能力使得长时间序列、大范围遥感监测研究的工作 效率大大提高。因此,本文基于 GEE 平台提供的 Landsat 表面反射率数据,融合一年内生长期的所有 无云影像以真实反映植被年内生长状况,使用随机 森林算法提取 1987—2020 年中国滨海湿地 6 种土地 覆被类型并在线计算植被指数,搜集 30 余篇已发表 文献中的土壤碳密度数据,采用遥感定量反演与生 命带研究相结合的方法,估算 1987—2020 年中国滨 海湿地植被碳储量与土壤碳储量,研究"蓝碳"生 态系统碳储量时间变化与空间分布,探究其变化机 理。以期为我国制定减排增汇措施,提高滨海湿地 固碳能力,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

本文研究区涵盖中国全部滨海湿地(18°12′— 39°50′N,105°33′—124°10′E),海岸线总长约 1.89×10<sup>4</sup> km<sup>[18]</sup>,北起辽宁省鸭绿江口,南至海南省 三亚河口,从北向南涉及的行政区域依次为辽宁省、 河北省、天津市、山东省、江苏省、上海市、浙江 省、福建省、台湾省、广东省、香港特别行政区、 澳门特别行政区、广西壮族自治区和海南省(图1),



图 1 研究区示意图 Fig. 1 Schematic diagram of the study area

http://pedologica.issas.ac.cn

由于南海诸岛、台湾海峡、钓鱼岛、赤尾屿的碳储 量研究较少,因此本文没有进行研究。滨海湿地类 型划分大致以杭州湾为界,杭州湾以北除山东半岛、 辽东半岛的部分地区为岩石海岸,其余地区多为沙 质、淤泥质海滩,主要发育的是盐沼湿地类型;杭 州湾以南地区则是以基岩海岸为主,红树林湿地分 布较为广泛<sup>[6]</sup>。研究区纬度范围跨度较大,地跨温 带、亚热带和热带三个气候带,整体受东亚季风的 影响,冬季温暖湿润,风向多偏北,夏季炎热多雨, 风向多偏南,光照充足,相对湿度较大<sup>[19]</sup>。

## 1.2 数据来源与处理

遥感数据来源及预处理:本文使用 GEE 云计算 平台(https://code.earthengine.google.com/)提供的 Landsat 系列卫星数据监测中国滨海湿地的长期变 化。选择 1987 年、1995 年、2005 年、2015 年、2020 年的 5—11 月且含云量小于 20%的 Landsat 5/7/8 大气 校正表面反射率数据集,该数据集已经经过大气校 正;使用 Clip 与 Mosaic 函数完成研究区的裁剪与镶 嵌;依据 CFMask 算法生成的像素质量评估波段 (pixel\_qa), 识别云和云阴影从而进行去云处理; 最 后使用 normalizedDifference 函数在线计算植被指数。

土壤碳密度数据来自发表文献(表1)。以 Web of Science 作为英文数据来源,以中国知网(China National Knowledge Infrastructure, CNKI)作为中文 数据来源。检索词包括:中国(China); 滨海湿地 (coastal wetland); 土壤 (soil); 植被 (vegetation); 碳储量 (carbon storage); 碳含量 (carbon content) 等。共检索到 600 余篇文献,基于以下标准进行文 献的筛选:(1)数据来自野外实际采样;(2)研究 区湿地类型包括碱蓬、芦苇、互花米草、海三棱藨 草、红树林、光滩中的一种或多种;(3) 文章数据 至少包括土壤有机碳密度、土壤有机碳含量、土壤 有机碳储量、土壤容重中的一项。最终,本文选择 了 35 篇已发表文献, 收集了中国 14 个省份(直辖 市、自治区、特别行政区) 滨海湿地土壤碳密度数 据(表1、图1)。植被生物量数据获取:按照文献[20-25] 中提出的方法构建参数模型,将 GEE 平台计算得到 的植被指数转换为植被生物量。

Table 1         Data source of soil carbon density							
省份	湿地类型	采样时间	土壤碳密度	参考文献			
Province	Wetland type	Sampling time	Soil carbon density/ ( $t \cdot hm^{-2}$ )	References			
辽宁 Liaoning	光滩	2011.08	27.67	[40, 41]			
	碱蓬湿地	2011.08	30.21	[40, 41]			
	芦苇湿地	2011.08-2012	65.68	[14, 41]			
河北 Hebei	光滩(同天津)	—	21.13	[42]			
	碱蓬湿地	—	15.39	[43]			
	芦苇湿地	—	37.24	[43]			
天津 Tianjin	光滩	—	21.13	[42]			
	碱蓬湿地	—	38.80	[44]			
	芦苇湿地	—	43.60	[44]			
山东 Shandong	光滩	2008.08-2014	26.35	[45, 46]			
	碱蓬湿地	2008.08-2014	24.64	[45, 46]			
	芦苇湿地	2007.10-2014	24.21	[45, 46, 47]			
	互花米草湿地	2017.05	24.28	[48]			
江苏 Jiangsu	光滩	2002.05-2011.12	6.32	[49, 50, 51]			
	碱蓬湿地	2011	14.25	[50]			
	芦苇湿地	2011	13.24	[50]			

表1 土壤碳密度数据来源

				续表
省份	湿地类型	采样时间	土壤碳密度	参考文献
Province	Wetland type	Sampling time	Soil carbon density/ ( $t \cdot hm^{-2}$ )	References
江苏 Jiangsu	互花米草湿地	2002.05-2011.12	38.46	[49, 50, 51]
上海 Shanghai	光滩	2010.10-2015.07	6.21	[52, 53]
	芦苇湿地	2010-2016.04	28.23	[54, 55]
	互花米草湿地	2010-2016.04	20.10	[54, 55]
	海三棱藨草湿地	2014.04—2016.04	24.09	[54]
浙江 Zhejiang	光滩	2010	15.28	[16, 56]
	芦苇湿地	2010	16.75	[16, 56]
	互花米草湿地	2010	15.15	[16, 56]
	海三棱藨草湿地	2010	14.17	[16, 56]
福建 Fujian	光滩	2011.07	21.12	[57, 58]
	互花米草湿地	2014.04	83.59	[58, 59]
	红树林湿地	_	103.67	[58]
台湾	光滩	2019—2020	85.72	[60]
Taiwan	红树林湿地	2019—2020	113.59	[60]
广东	光滩	2007—2018.06	81.83	[61, 62]
Guangdong	互花米草湿地	2018.06	52.68	[63]
	红树林湿地	2007—2012.04	176.55	[61, 64]
香港	光滩(同广东)	2007—2018.06	81.83	[61, 62]
Hong Kong	互花米草湿地(同广东)	2018.06	52.68	[63]
	红树林湿地	2018.09	116.79	[65, 66]
澳门 Macao	光滩(同广东)	2007—2018.06	81.83	[61, 62]
	互花米草湿地(同广东)	2018.06	52.68	[63]
	红树林湿地(同广东)	2007—2012.04	176.55	[61, 64]
广西 Guangxi	光滩	_	47.22	[67]
	互花米草湿地	2018.08-2019.03	32.17	[68]
	红树林湿地	_	130.46	[8, 67, 69]
海南 Hainan	光滩	2015.10-2016.10	92.77	[70]
	红树林湿地	2015.10-2016.10	222.19	[70, 71, 72]

## 1.3 土地覆被提取与验证

随机森林(Random Forest, RF)是基于多个决 策树对样本训练、分类并预测的一种集成学习算法, 主要应用于回归和分类场景,最早由 Leo Breiman 提出<sup>[26]</sup>。

基于 GEE 平台,选择学习速度快、适应能力强、 精度高的随机森林算法进行滨海湿地土地覆被类型 提取,最终得到1987年、1995年、2005年、2015 年、2020年的六种滨海湿地类型:碱蓬湿地、芦苇 湿地、互花米草湿地、海三棱藨草湿地、红树林湿 地和光滩,其中碱蓬湿地、芦苇湿地、互花米草湿 地与海三棱藨草湿地被合称为盐沼湿地。采用在土 地覆盖验证中广泛使用的分层随机抽样方法进一步 评估1987—2020年中国滨海湿地分类结果的准确 性<sup>[27]</sup>。基于 GEE 中的随机点函数对于每一种湿地类 型生成一定数量的随机点,随后基于实地调查、已 发表文献和 Google Earth 高分辨率影像获取的验证 样本点对于每个随机点进行人工目视检验,判断随 机点分类正确与否,最后计算总体精度与 Kappa 系 数(表 2),结果显示其总体精度均值为 91.43%, Kappa 系数均值为 0.90,表明本研究分类结果与地 面真实数据具有很好的一致性。

表 2 分类精度验证

年份	总体精度	Kappa 系数		
Year	Overall accuracy/%	Kappa coefficient		
1987	87.67	0.86		
1995	89.06	0.87		
2005	92.16	0.91		
2015	93.56	0.92		
2020	94.68	0.94		
平均值 Average	91.43	0.90		

#### 1.4 生物量碳储量计算

基于 GEE 平台 Landsat5/7/8 大气校正表面反射 率数据集,使用 normalizedDifference 函数在线计算 五种典型滨海湿地植被的植被指数,根据已发表文 献<sup>[20-25]</sup>中提出的五种滨海湿地植被遥感定量反演模 型,将五种植被的植被指数转换为相应的植被生物 量。通常将植被生物量乘以相应的碳系数即可得到 植被碳密度,碳转换系数一般为 0.5<sup>[9-10]</sup>。因此,滨 海湿地生物量碳储量可由下式求得:

$$C_i = pA_iQ_i \tag{1}$$

式中, $C_i$ 为第*i* 类滨海湿地植被固定的 CO<sub>2</sub>量(t); *p* 为碳转换系数; $A_i$ 为第*i* 类滨海湿地植被的面积(hm<sup>2</sup>);  $O_i$ 为第*i* 类滨海湿地植被的生物量(t·hm<sup>-2</sup>)<sup>[10]</sup>。

#### 1.5 土壤碳储量计算

参考已有文献<sup>[14]</sup>,本研究作出一个重要假设: 在研究时段内,对于给定的景观类型,土壤碳密度 未发生变化。因此,本研究的核心思路即通过时空 互代法来分析不同时期滨海湿地碳储量动态。从理 论上而言,各类滨海湿地土壤碳密度对于研究时段 内的每个年份均适用。

生命带研究法是指,根据生命地带土壤有机碳 密度与该类型分布面积来计算该类型土壤有机碳储 量<sup>[11]</sup>。因此土壤有机碳储量计算公式为:

$$SOCS_i = SOCD_i \times S_i$$
 (2)

式中, SOCS<sub>*i*</sub> 为第 *i* 类滨海湿地有机碳储量(t); SOCD<sub>*i*</sub> 为第 *i* 滨海湿地的有机碳密度(t·hm<sup>-2</sup>); S<sub>*i*</sub> 为第 *i* 类滨海湿地的面积(hm<sup>2</sup>)<sup>[28]</sup>;

## 2 结 果

#### 2.1 中国滨海湿地面积变化

基于 ArcGIS 软件计算土地覆被类型面积,与已 有滨海湿地实地调查数据及估算数据进行对比,结 果(表3)表明,本文对于中国滨海湿地总面积的 估算结果小于叶思源等<sup>[29]</sup>的调查结果,滨海湿地界 限划定、分类和计算方法等共同导致了此研究结果 的差异;本研究对于中国红树林湿地面积的估算结 果与国家林业和草原局的最新数据<sup>[5]</sup>较为接近;对 于中国盐沼湿地面积的估算结果与他人估算结果<sup>[6]</sup>

表 3 滨海湿地面积对比

)

Table 3         Comparison of coastal wetland area						
湿地类型 Wetland type	年份 Year	面积 Area/ (10 <sup>3</sup> km <sup>2</sup> )	数据源 Data source			
山国滨海堤地 China accested watland	2017	9.86	[29]			
个国供每種地 Clillia Coastal weitand	2020	6.98	本研究			
红树林湿地	2020	0.289	[5]			
Mangrove wetland	2020	0.300	本研究			
盐沼湿地	2012 年左右	1.21-3.43	[6]			
Saltmarsh wetland	2015	1.54	本研究			

较为接近。总体而言,本研究对于中国滨海湿地面 积的估算结果更为可靠。

参考相关已发表文献<sup>[13.30]</sup>,综合考虑沿海各 省份所在的纬度带及优势植被类型,将研究区分 为三个不同的区域:沿海北部、沿海东部和沿海 南部区域,从而展示滨海湿地面积变化。其中沿 海北部区域包括辽宁省、天津市、河北省、山东 省;沿海东部区域包括江苏省、上海市、浙江省、 福建省、台湾省;沿海南部区域包括广东省、广 西壮族自治区、香港特别行政区、澳门特别行政 区和海南省。 由图 2a 可知, 1987—2020 年, 中国滨海湿地 面积呈减少趋势, 每年减少约 0.153×10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>。近 34 年来,光滩面积始终最大,盐沼湿地面积次之, 红树林湿地面积最小。沿海北部区域的盐沼面积最 大(图 2b),最大值为 1.453×10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>,出现在 1987 年,近 34 年来沿海北部区域的盐沼面积整体呈现 减少趋势,缩减速率约为 14.10 km<sup>2</sup>·a<sup>-1</sup>。红树林湿 地主要分布在沿海南部区域(图 2c),近 34 年沿 海南部红树林面积先减少后增加,2005 年面积缩减 至最低值,约 0.193×10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>。沿海东部区域则是 光滩面积最大(图 2d),整体呈现减少趋势。



图 2 1987—2020 中国滨海湿地面积变化 Fig. 2 Changes of coastal wetland area in China from 1987 to 2020

### 2.2 中国滨海湿地碳密度空间分布特征

中国滨海湿地范围跨度大,难以具体展示所有 区域的碳密度空间分布状况。查阅滨海湿地碳储量 相关文献,确定已发表文献的重点研究区域(图1), 同时考虑到典型植被与碳储量的分布与变化,最终 选择六个典型区域(辽宁辽河口国家级自然保护区、 山东黄河三角洲国家级自然保护区、江苏盐城湿地 珍禽国家级自然保护区、上海崇明东滩鸟类国家级 自然保护区、福建漳江口红树林国家级自然保护区、 广西山口红树林国家级自然保护区)代表中国滨海 湿地的北部、东部与南部区域,进行碳密度空间分 布状况的展示。

将生物量碳密度与土壤碳密度栅格数据加和得 到滨海湿地总碳密度(图 3),输出结果为像元尺度 的碳储量,因此,从图 3 可以看出中国滨海湿地的碳 密度及其空间分布情况。研究结果表明,1987—2020 年,沿海北部滨海湿地生物量碳密度小于沿海南部区 域,1987—1995 年,生物量碳密度最大值存在漳江 口区域,约为115.67~131.46 t·hm<sup>-2</sup>,2005—2020 年 山口区域生物量碳密度最大,约为122.31~ 220.21 t·hm<sup>-2</sup>;1987—2020 年,土壤碳密度与总碳 密度最大值均存在于山口区域,土壤碳密度与总碳 密度最小值出现在盐城、崇明东滩区域。总碳密度 空间分布差异较大,例如 2020 年,崇明东滩区域总 碳密度最小,最小值约为 6.21 t·hm<sup>-2</sup>,山口区域总 碳密度最大,最大值约为 350.46 t·hm<sup>-2</sup>(图 3e), 两者之间相差超过 56 倍;南部漳江口、山口区域总 碳密度明显高于北部区域。

总体来看,1987—2020年,辽河口、黄河三角 洲、崇明东滩、漳江口、山口区域滨海湿地碳密度 均呈现增加趋势,盐城区域滨海湿地碳密度变化不 大;漳江口、山口代表的南部滨海湿地碳密度明显 高于辽河口、崇明东滩等地所代表的北部和东部滨 海湿地。

a)	1987			b)	1995		
生物	1量碳密度 ③	土壤碳密度 ④	总碳密度 ⑤ LHD	生物	物量碳密度③	土壤碳密度④	总碳密度 ⑤_ LHD
<u>گ</u>	3.47		- SA				
	: 21.56	高: 65.68	高: 87.33		高: 28.89 ②	高: 65.68	高: 94.68
— 低	: 0	低: 27.67	低: 27.67	1	氏: 0	低: 27.67	低: 27.67
30	Ser Contraction		YRD	.48	The second secon		YRD
■高低	: 30.67	高: 26.35 低: 24.21	高: 58.89		寄: 17.02 氏: 0	高: 26.35 低: 24.21	高: 41.13 低: 24.21
			YC	10			YC
高	: 51.67	高: 38.46	高: 90.10	<b>■</b> <sup>7</sup>	斯: 51.78	高: 38.46	高: 90.25
低	: 0.11	低: 6.32	低: 6.32	一任	氏: 0.01	低: 6.32	低: 6.32
101			CMDT	1. 01/		C	CMDT
 ■ 高	: 27.67	高: 28.23	高: 55.78	a a a a a a a a a a a a a a a a a a a	高: 28.78	高: 28.23	高: 57.03
【低	: 0.56	低: 6.2	低: 6.21		氐: 0.56	低: 6.21	低: 6.21
7			ZJE				ZJE
	9			Ĩ	· · · · ·		
■高	: 115.67	高: 103.67	高: 219.33	Ē	高: 131.46	高: 103.67 🔪 🔶 🛩	高: 235.13
【低	: 6.33	低: 21.12	低: 21.12		氐: 6.33	低: 21.12	低: 21.12
	·		SK			( The second	SK
	J h	.J 👌	.1		J h	J N	$\mathcal{J}$
■高	i: 95.35	高: 130.46	高: 225.78	Ē	高: 115.67	高: 130.46	高: 246.12
■低	: 6.31 🇯	低: 47.22	低: 47.22	<b>一</b> 们	诋: 6.32	低: 47.22	— 低: 47.22

①:動産総合後、3     土氟酸溶液 3     上氟酸溶液 3     1.40       ● 2.21     ● 2.22     ● 2.21     ● 2.21     ● 2.21     ● 2.22     ● 2.21     ●	2005 c)				2015	d)				
6.0         12:227         12:227         12:227         10:0         12:227	生物量碳密度 ③	土壤碳密度 ④	总碳密度 ⑤	LHD	生物量碳容 	密度 ③	土壤碳密度	4	总碳密度 ⑤	LHD
YRD         WRD         WRD <th>② 低: 0</th> <th>低: 27.67</th> <th>低: 27.67</th> <th></th> <th>② 低: 0</th> <th></th> <th>低: 27.67</th> <th>×</th> <th>低; 27.67</th> <th>Υ.,</th>	② 低: 0	低: 27.67	低: 27.67		② 低: 0		低: 27.67	×	低; 27.67	Υ.,
ドム57	in the			YRD						YRD
YC     YC     YC       第:54.57     第:38.46     第:39.11     第:54.55     第:38.46     8:52.97       第:617     1:633     1:632     1:632     1:632     1:632       第:721     1:633     1:663     1:633     1:633     1:633     1:633       1:035     1:621     1:632     1:632     1:632     1:632       1:036     1:621     1:633     1:633     1:633     1:633       1:037     1:631     1:633     1:635     1:635     1:636       1:1231     1:6314     1:2112     1:2112     1:2112     1:2112       1:1231     1:6146     1:221.9     1:2112     1:2112     1:2112       1:1231     1:6146     1:221.9     1:2112     1:2112     1:2112       1:1231     1:6146     1:221.9     1:221.9     1:231     1:2112     1:2112       1:1231     1:6146     1:221.9     1:221.9     1:2112     1:2112     1:2112       1:1231     1:6146     1:221.9     1:221.9     1:242     1:242       1:1231     1:6147     1:221.9     1:242     1:242     1:242       1:1231     1:1248     1:253     1:242     1:242     1:242       1:1231     1:1248     1	高: 15.67 低: 0.01	高: 26.35 低: 24.21	高:39.90 低: 24.21		高:54.67 低: 0	X	高: 26.35 低: 24.21		高: 80.10 低: 24.21	
$\begin{array}{c ccccccccccccccccccccccccccccccccccc$			- And	YC				L.		YC
第:4721       約:28.21       約:61.33       第:64.31       第:62.3       第:22.3       第:73.54         第:0.56       第:62.1       第:62.1       第:62.3       第:73.54       第:73.54         第:0.56       第:18.33       第:10.65       第:21.12       第:21.12       第:21.12       第:21.12         第:12.31       第:10.46       第:22.78       第:13.32       第:10.65       第:13.32       第:10.65       第:34.6.89         第:12.31       第:18.46       第:23.78       第:14.45       第:10.65       第:14.6.9       第:346.89         第:12.31       1:13.45       第:23.78       第:14.45       第:15.46       第:346.89         第:12.31       1:13.45       1:12.21       1:12       1:12       1:12         第:12.31       1:13.46       1:12.21       1:12       1:12       1:12         第:12.31       1:13.46       1:12.21       1:12       1:12       1:12         第:12.31       1:13.46       1:12.21       1:12       1:12       1:12         1:12.31       1:12.31       1:12.21       1:12       1:12       1:12         1:12.32       1:12       1:12       1:12       1:12       1:12         1:12.35       1:12       1:12       1:12	高: 54.67 低: 0	高: 38.46 低: 6.32	高: 93.11 低: 6.32		高: 54.55 低: 0.19		高: 38.46 低: 6.32	)	高: 92.97 低: 6.32	
第:47.21       第:28.23       第:67.33       第:67.33         第:0.56       第:6.21       第:67.33       第:67.33         第:0.56       第:6.21       第:67.33       第:67.33         第:18.23       第:10.66       第:21.99       第:15.75         第:18.23       第:10.66       第:21.99       第:15.75         第:18.23       第:10.46       第:22.99       第:13.2         第:13.2       第:13.45       第:13.46       第:21.12         第:13.2       第:13.46       第:21.12       第:21.12         第:13.2       第:13.46       第:21.29       第:21.12         第:13.2       第:13.46       第:21.12       第:21.12         第:13.2       第:13.46       第:13.46       第:36.69         第:47.22       2020       5       1.47.22       第:47.22         2020       5       1.47.22       1.47.22       1.47.22         第:34.89       第:47.27       1.47.22       1.47.22       1.47.22         1:33.49       第:47.22       1.47.22       1.47.22       1.47.22         1:33.49       1:47.22       1.47.22       1.47.22       1.47.22         1:33.49       1:47.22       1.47.22       1.47.22       1.47.22         1:33.49										
18.3.3       18.33       18.5.41       18.23       18.23       18.23       18.23       18.23       18.23       18.23       18.23       18.23       18.21       2.21       12.21	高: 47.21	高: 28.23	高: 67.33		高: 53.45	100	高: 28.23	(77)	高: 73,56	
第:118.23       6:10.67       6:271.35         第:118.23       6:21.12       6:21.12         第:12.31       6:13.46       6:252.78         6:6.32       6:13.46       6:34.89         6:13.2       6:31.046       6:34.89         6:13.4       6:14.7.22       6:31.046         6:13.48       6:34.89       6:34.89         6:10.67       6:34.89       6:34.89         6:10.67       6:34.89       6:34.89         6:10.67       6:34.89       6:34.89         6:10.67       6:34.89       6:34.89         6:10.67       6:34.89       6:47.22         2020       0       0       0         12       12       12       13.46         6:5.31       14.722       12       14.722         12       12       12       14.10         13       14.49       12.27.67       14.10         14.54       12.27.67       14.21       14.21         14.00       12.21       12       12       14.21         14.01       12.21       12       14.21       14.21         15.54.67       12.21       12       14.21       14.21	- 142: 0.30		μ <sub>λ</sub> . 0.21	ZJE	10.52		1版: 6.21		1版: 6.21	ZJE
第:10.45       第:21.80       第:21.80       第:21.80       第:21.80       第:21.12       第:21.12       103.67       103.6	1 S	1 and	C.		T		T		TO	
(株:6.34       (株:21,12)       (th:21,12)       (th:21,12)	高: 118.23	高: 103.67	高: 221.89	C. Solar Print, The State of Street	高: 167.67		高: 103.67	We wanted	高: 271.35	r servet.
第: 122.31     第: 130.46     第: 252.78     第: 216.45     第: 130.46     第: 346.89       低: 6.32     0     1.10.46     1.10.46     1.10.46     1.10.46       (1) 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	低: 6.34	低: 21.12	低: 21.12	SK	低: 13.32	2	低: 21.12		低: 21.12	SK
2020     1	高: 122.31 低: 6.32	高: 130.46 低: 47.22	高: 252.78 低: 47.22	JK	高: 216.45 低: 6.33		高: 130.46 低: 47.22	- Contraction of the second se	高: 346.89 低: 47 22	SK
生物量碳密度 (3) 主環碳密度 (4) 高: 34.89 高: 54.67 低: 0 高: 54.67 低: 0 高: 54.67 低: 0 高: 26.35 低: 27.67 (1) (1) (1) (1) (1) (1) (1) (1)		2020	e)							
高: 54.67       高: 26.35       高: 81.04         低: 0       低: 24.21       第         方: 54.56       页: 38.46       页: 93.04         低: 0.04       低: 6.32       仟: 6.32		生物量碳 <sup>①</sup> <sup>③</sup> <sup>③</sup> <sup>③</sup> <sup>34.89</sup> <sup>②</sup> <sup>④</sup> <sup>③</sup>	密度 ③ 土	-壤碳密度 高: 65.68 低: 27.67		总碳密度〔5 高: 100.65 低: 27.67	YRD			
高: 54.56 低: 0.04 低: 6.32 高: 38.46		高: 54.67 低: 0		高: 26.35 低: 24.21		高: 81.04 低: 24.21	YC			
		高: 54.56 /ff- 0.04		高: 38.46 任: 6 32		高: 93.04 任: 6.32	2			



注:图中圆圈数码分别代表:①高值,②低值,③生物量碳密度,④土壤碳密度,⑤总碳密度;图中的缩写分别代表:LHD: 辽河口,YRD:黄河三角洲,YC:盐城,CMDT:崇明东滩,ZJE:漳江口,SK:山口。Note: The circle numbers in the figure respectively represent:① high value,② low value,③ biomass carbon density,④ soil carbon density,⑤ total carbon density; the abbreviations in the figure respectively represent: LHD: Liaohe Delta, YRD: Yellow River Delta, YC: Yancheng, CMDT: Chongming Dongtan, ZJE: Zhangjiang Estuary, SK: Shankou.

图 3 1987—2020 中国滨海湿地碳密度(t·hm<sup>-2</sup>)空间分布 Fig. 3 Spatial distribution of carbon density (t·hm<sup>-2</sup>) in coastal wetlands of China from 1987 to 2020

#### 2.3 中国滨海湿地碳储量动态特征

根据 1987—2020 年中国滨海湿地面积与碳密 度计算得到中国滨海湿地碳储量(图4、图5)。结 果表明,中国滨海湿地生物量碳储量整体呈现增加 趋势,最大值约为5.02 Tg;总碳储量变化趋势与土 壤碳储量保持一致,均表现为先降低后增加,最大值 分别为38.44 Tg、35.54 Tg(图4a、图4b、图4c)。 近34 年来,沿海北部整体碳储量与东部区域整体碳 储量大于沿海南部区域。沿海北部区域生物量碳储 量呈减少趋势,沿海东部与南部的生物量碳储量则 呈现增加趋势(图 5a)。沿海北部、东部与南部区 域的土壤碳储量与总碳储量均呈现下降趋势(图 5b、图 5c)。其中沿海北部区域总碳储量下降速率 约为-0.19 Tg·a<sup>-1</sup>,沿海东部区域总碳储量下降速率 约为-0.08 Tg·a<sup>-1</sup>,沿海南部区域总碳储量下降速率 约为-0.04 Tg·a<sup>-1</sup>,三个区域总碳储量最低值均出现 在 2015 年,最低值分别为 10.23 Tg、6.46 Tg、 7.14 Tg。





809





Fig. 5 Interannual variation of biomass carbon storage (a), soil carbon storage (b) and total carbon storage (c) in regional coastal wetlands

## 3 讨 论

#### 3.1 中国滨海湿地总碳储量变化

将中国滨海湿地碳总储量估算结果与他人研究 进行对比(表4),结果表明,本文估算结果与已有 数据较为接近,例如本研究得到1987年中国滨海湿 地总碳储量为38.44 Tg,邱建慧<sup>[13]</sup>对于1990年中国 滨海湿地碳储量的估算结果为36.65 Tg;辽河口滨 海湿地、滨海红树林湿地等地区的研究结果与已有 数据差异也较小,这是因为本研究以遥感数据为基础 得到各土地覆被类型面积,进而计算中国各区域滨海 湿地碳储量,这与邱建慧等<sup>[13]</sup>的研究方法一致,但 是本文对于长江三角洲滨海湿地碳储量的估算结果 与已有数据相差较大。差异存在的原因:(1)本文土 壤剖面数据来自 35 篇文献资料,而他人<sup>[14, 31-32, 40, 70]</sup> 则是基于实测数据进行研究,数据来源不同导致碳 储量数值存在差异。(2)本研究使用遥感数据反演 植被生物量,进而得到生物量碳储量,而其他的研 究<sup>[13, 33]</sup>大多是通过收割法、经验公式法或者已有文 献资料获取植被生物量数据,计算方法不同导致结

表 4 中国滨海湿地碳储量估算对比 Table 4 Comparison of different studies on carbon storage of coastal wetlands in China

-	ubie i companison of un	ierent staares on et	aroon storage of coastar wettands in clinia	
湿地分布区	湿地类型	年份	滨海湿地总碳储量	文献
Wetland distribution area	Wetland type	Year	Total carbon storage in coastal wetlands/Tg	References
中国 China	滨海湿地	1990	36.65	[13]
		1987	38.44	本研究
辽宁 Liaoning	辽河口滨海湿地	2008—2012	5.92	[14, 40]
		2015	5.41	本研究
山东 Shandong	黄河三角洲滨海湿地	2009—2010	3.17	[48, 33]
		2015	3.52	本研究
江苏 Jiangsu	盐城滨海湿地	2009—2014	2.62	[8]
		2015	2.36	本研究
江苏、上海、浙江	长江三角洲滨海湿地	2002—2005	6.98	[32]
Jiangsu, Shanghai, Zhejiang		2005	5.03	本研究
广东 Guangdong	滨海红树林湿地	2012-2015	3.13	[12, 64]
		2015	2.91	本研究
海南 Hainan	滨海红树林湿地	2013—2015	1.55	[12, 31, 70]
		2015	1.61	本研究

果之间的差异被放大或缩小。(3)时间、空间范围 不同也是导致本文研究结果与前人研究存在差异的 原因之一。

#### 3.2 中国滨海湿地碳储量变化影响因素

3.2.1 植被变化 滨海湿地碳储量与主要植被的 面积密切相关。沿海北部与东部区域盐沼面积远大 于沿海南部的红树林面积,相差近7倍~11倍(图2); 同时沿海北部与东部区域碳密度小于沿海南部区 域,相差近3倍~7倍(图5);相比而言,主要植 被的面积是总碳储量的决定性因素,碳密度对于总 碳储量的影响较小,因此沿海北部与东部区域碳储 量大于沿海南部区域(图4)。植被碳储量因植被类 型不同而存在差异,当面积相同时,其碳储量大 小顺序依次为乔木碳储量>灌木碳储量>草本碳储 量<sup>[8]</sup>,因此漳江口、山口区域的碳密度高于北部与 东部的辽河口、崇明东滩区域。

3.2.2 土地利用变化 由于围填海、城市化、养 殖等人类活动而引起的土地利用变化对于滨海湿地 造成了严重的干扰与破坏,导致土壤有机质分解速 率加快, 滨海湿地碳储量减少。围垦和填海造陆是 对于滨海湿地碳储量影响最大的两种方式<sup>[8]</sup>,研究 表明[16],随着围垦时间的延长,土壤有机碳含量呈 现出先降低后升高的趋势,围垦引起土壤颗粒组成、 团聚体结构、水分的变化,进而干扰湿地土壤碳储 量。宋红丽和刘兴土[34]研究表明大规模滨海滩涂围 垦、港口与道路建设等围填海活动,会占据大量的 湿地空间,导致滨海湿地面积缩减,同时也会改变 滨海湿地土壤的理化性质,导致湿地排放的温室气 体显著增加, 滨海湿地生态系统的湿地碳汇功能减 弱。除此之外,围填海工程对于滨海湿地植被群落 也造成了严重的破坏,已有研究表明[35]围垦时间、 近海距离以及土地利用类型对于滨海湿地植被均具 有不同程度的影响,阻碍植被群落演替变化。 Bernhardt 和 Koch<sup>[36]</sup>研究发现,农业围垦与筑堤工 程阻碍了海陆之间正常的物质交换,排水、施肥导 致盐沼植被物种多样性降低,多数滩涂植物的生长 受到威胁,进而干扰植被生物量积累。在过去的50 多年里,由于农业土地开垦,中国失去了 22%的自 然湿地,其中包括 51%的滨海湿地<sup>[37]</sup>。本文研究结 果表明, 1987-2020年中国滨海湿地面积整体呈现 减少趋势,很大程度上受到围填海等人类活动的影 响,近年来随着环保力度的加强,滨海湿地面积缩 减趋势有所缓和。

3.2.3 气候因素 气温与降水通过不同机制作用于 滨海湿地生态系统碳库,共同影响碳储量变化。研究表 明,在一定温度范围内,植被光合作用随气温升高而增 强,主要是因为光合作用暗反应相关酶的活性增大,进 而提高植被净初级生产力,促进植物固碳量增加;同时, 增温提高微生物活性,加速土壤顽固碳的分解<sup>[8]</sup>。降水 变化将对生态系统碳动态产生直接影响<sup>[38]</sup>,降水会直接 影响湿地土壤水分饱和程度,土壤水分过饱和时土壤呼 吸受到抑制,有机质分解速率下降,有利于土壤碳的固 存<sup>[8]</sup>;降水的增加会影响植被水分利用效率与生长季长 度,促进湿地植被的光合作用与生产力增加,有利于植 被生物量的累积<sup>[8]</sup>。研究表明<sup>[39]</sup>, 1951—2018年中国平 均气温总体上呈现出明显的增加趋势、降水增加滞后且 缓慢,所以气候变化在一定程度上有利于生物量碳储量 的积累,但对于土壤碳储量积累的促进作用相对较小。 本研究显示滨海湿地生物量碳储量整体呈增加趋势,土 壤碳储量整体呈降低趋势(图3)。

## 4 结 论

近 30 余年来,中国滨海湿地沿海北部区域以盐 沼湿地为主,沿海南部以红树林湿地为主,沿海东 部区域则是以光滩为主;中国滨海湿地碳密度整体 呈现增加趋势,南部滨海湿地碳密度明显高于北部 和东部滨海湿地; 1987-2020年, 中国滨海湿地总 碳储量表现为先降低后增加,沿海北部区域生物量 碳储量呈减少趋势,沿海东部与南部的生物量碳储 量则呈现增加趋势、沿海北部、东部与南部区域的 土壤碳储量与总碳储量均呈现下降趋势。滨海湿地 碳储量的变化可能受到气候、植被与人类活动的综 合影响, 以围填海为主的人类活动通过对滨海湿地 植被生长、土壤理化性质等方面的干扰,严重影响 到中国滨海湿地碳储量。综上所述,本文对于滨海 湿地碳汇研究及应对全球气候变化具有重要意义, 但是也存在一些不足之处,在后续的研究中,要进 一步考虑冬季植被凋落对于生物量碳储量的影响, 扩大遥感数据的日期筛选范围, 计算年度平均碳储 量,从而做到更加精确地评估中国滨海湿地碳汇能 力,挖掘其固碳潜力,旨在有助于我国碳中和目标 的实现。

#### 参考文献(References)

- [1] Kodaira H. Responding to climate change and expectations for research[J]. Paddy and Water Environment, 2014, 12 (2): 211-212.
- Houghton J T, Jenkins G J, Ephraums J J. IPCC Climate Change : The IPCC Scientific Assessment[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.
- Bernal B, Mitsch W J. A comparison of soil carbon pools and profiles in wetlands in Costa Rica and Ohio[J]. Ecological Engineering, 2008, 34 (4): 311–323.
- McLeod E, Chmura G L, Bouillon S, et al. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2011, 9 (10): 552-560.
- [5] Wang F M, Tang J W, Ye S Y, et al. Blue Carbon Sink Function of Chinese Coastal Wetlands and Carbon Neutrality Strategy[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2021, 36 (3): 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[J]. 中国科学院院刊, 2021, 36 (3): 241—251.]
- [6] Zhou C H, Mao Q Y, Xu X, et al. Preliminary analysis of C sequestration potential of blue carbon ecosystems on Chinese coastal zone[J]. Scientia Sinica (Vitae), 2016, 46 (4): 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[J]. 中国科学:生命科学, 2016, 46 (4): 475-486.]
- [7] Davis J L, Currin C A, O'Brien C, et al. Living shorelines : Coastal resilience with a blue carbon benefit[J]. PLoS One, 2015, 10 (11): e0142595. https: //doi.org/10.1371/journal.pone.0142595.
- [8] Liu Y N, Xi M, Zhang X L, et al. Carbon storage distribution characteristics of wetlands in China and its influencing factors[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30 (7): 2481—2489. [刘亚男,郗敏, 张希丽,等. 中国湿地碳储量分布特征及其影响因素[J]. 应用生态学报, 2019, 30 (7): 2481—2489.]
- [9] Lamlom S H, Savidge R A. A reassessment of carbon content in wood: Variation within and between 41 North American species[J]. Biomass and Bioenergy, 2003, 25 (4): 381-388.
- [10] Wang S Q, Xu J, Zhou C H. The effect of land cover change on carbon cycle: A case study in the estuary of Yellow River Delta[J]. Journal of Remote Sensing, 2001, 5 (2): 142—148, 162. [王绍强,许珺,周成虎.土地覆被变化对陆地碳循环的影响——以黄河三角洲河口地区为例[J]. 遥感学报, 2001, 5 (2): 142—148, 162.]
- Liu M, Liu G H. Impact factors and uncertainties of the estimation on soil organic carbon storage[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(7): 1222—1232. [刘 苗,刘国华. 土壤有机碳储量估算的影响因素和不确定 性[J]. 生态环境学报, 2014, 23(7): 1222—1232.]
- [ 12 ] Jia M M, Wang Z M, Zhang Y Z, et al. Monitoring loss

and recovery of mangrove forests during 42 years: The achievements of mangrove conservation in China[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2018, 73: 535–545.

- [13] Qiu J H. Coastal reclamation impacts on carbon storage in China's coastal wetland[D]. Xiamen, Fujian: Xiamen University, 2017. [邱建慧. 围填海活动对中国滨海湿 地碳储量的影响研究[D]. 福建厦门: 厦门大学, 2017.]
- Zhao G, Ye S, Li G, et al. Soil organic carbon storage changes in coastal wetlands of the Liaohe Delta, China, based on landscape patterns[J]. Estuaries and Coasts, 2017, 40 (4): 967–976.
- [ 15 ] Wang J J, Bai J H, Zhao Q Q, et al. Five-year changes in soil organic carbon and total nitrogen in coastal wetlands affected by flow-sediment regulation in a Chinese delta[J]. Scientific Reports, 2016, 6: 21137.
- [16] Shao X X, Yang W Y, Wu M, et al. Soil organic carbon content and its distribution pattern in Hangzhou Bay coastal wetlands[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2011, 22 (3): 658—664. [邵学新,杨文英,吴明,等. 杭州湾滨海湿地土壤有机碳含量及其分布格局[J]. 应用生态学报, 2011, 22 (3): 658—664.]
- [17] Ge Z M, Wang T H, Shi W Y, et al. Secondary succession characteristics of vegetations on reclaimed land inside Chongming wetland seawall[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(9): 1677—1681. [葛振鸣, 王天厚,施文彧,等. 崇明东滩围垦堤内植被快速次生 演替特征[J]. 应用生态学报, 2005, 16(9): 1677—1681.]
- [18] Liu B Q, Meng W Q, Zhao J H, et al. Variation of coastline resources utilization in China from 1990 to 2013[J]. Journal of Natural Resources, 2015, 30 (12): 2033—2044. [刘百桥,孟伟庆,赵建华,等.中国大陆 1990—2013 年海岸线资源开发利用特征变化[J]. 自然资源学报, 2015, 30 (12): 2033—2044.]
- [19] Xu N. Research on spatial and temporal variation of China mainland coastline and coastal engineering[D]. Yantai, Shandong: Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, 2016. [许宁. 中国大陆海岸线及海岸工程时空变化研究[D]. 山东烟 台:中国科学院烟台海岸带研究所, 2016.]
- [ 20 ] Byrd K B, Ballanti L, Thomas N, et al. A remote sensing-based model of tidal marsh aboveground carbon stocks for the conterminous United States[J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2018, 139: 255-271.
- [21] Campbell A D, Wang Y Q. Salt marsh monitoring along the mid-Atlantic Coast by Google Earth Engine enabled time series[J]. PLoS One, 2020, 15(2): e0229605. https: //doi.org/10.1371/journal.pone.0229605.
- [22] Li X, Ye J A, Wang S G, et al. Estimating mangrove wetland biomass using radar remote sensing[J]. Journal of Remote Sensing, 2006, 10 (3): 387—396. [黎夏, 叶嘉安, 王树功, 等. 红树林湿地植被生物量的雷达遥

感估算[J]. 遥感学报, 2006, 10 (3): 387—396.]

- [23] Li W, Mu M, Chen G B, et al. Research on remote sensing inversion of *Suaeda salsa*'s biomass based on TSAVI for OLI band simulation[J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2016, 36 (5): 1418—1422. [李微, 牟蒙, 陈官滨, 等. 基于 TSAVI 的 OLI 模拟数据翅碱 蓬生物量反演研究[J]. 光谱学与光谱分析, 2016, 36 (5): 1418—1422.]
- [24] Liu L, Han M, Liu Y B, et al. Spatial distribution of wetland vegetation biomass and its influencing factors in the Yellow River Delta Nature Reserve[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37 (13): 4346—4355. [刘莉, 韩美,刘玉斌,等. 黄河三角洲自然保护区湿地植被生 物量空间分布及其影响因素[J]. 生态学报, 2017, 37 (13): 4346—4355.]
- [25] Lu L Y. Spatial distribution and influencing factors of the biomass of *Spartina alterniflora* in coastal wetlands of Zhejiang[D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2018. [陆琳莹. 浙江滨海湿地互花米草生物量空间分 布及其影响因素研究[D]. 北京:中国林业科学研究院, 2018.]
- [26] Yuan Y Q, Chen H Y, Zhang L M, et al. Prediction of spatial distribution of soil organic carbon in farmland based on multi-variables and random forest algorithm—A case study of a subtropical complex geomorphic region in Fujian as an example[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58 (4): 887—899. [袁玉琦,陈瀚阅,张黎明,等. 基于多变量与 RF 算法的耕地土壤有机碳空间预测研究——以福建亚热带复杂地貌区为例[J]. 土壤学报, 2021, 58 (4): 887—899.]
- [ 27 ] Wang X X, Xiao X M, Zou Z H, et al. Mapping coastal wetlands of China using time series Landsat images in 2018 and Google Earth Engine[J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2020, 163: 312-326.
- [28] Chen Z X, Zhang N, Zhang L M, et al. Scale effects of estimation of soil organic carbon storage in Fujian Province, China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, 55 (3): 606—619. [陈中星,张楠,张黎明,等. 福建省 土壤有机碳储量估算的尺度效应研究[J]. 土壤学报, 2018, 55 (3): 606—619.]
- [29] YeSY, XieLJ, HeL. Wetlands: the kidney of the earth & a boat of life [M]. Beijing: Science Press, 2021. [叶 思源,谢柳娟,何磊. 湿地:地球之肾 生命之舟[M]. 北 京:科学出版社, 2021.]
- [ 30 ] Yu D S, Shi X Z, Wang H J, et al. Regional patterns of soil organic carbon stocks in China[J]. Journal of Environmental Management, 2007, 85 (3): 680–689.
- [31] Huang X. Responses of mangrove soil organic carbon and heavy metals to the change of mangrove landscape —A case study in Dongzhai harbor, Hainan Island and Qinzhou Bay, Guangxi[D]. Shanghai: East China Normal University, 2017. [黄星. 红树林土壤有机碳、重金属 特征对红树林景观格局变化的响应——以海南东寨港

和广西钦州湾为例[D]. 上海:华东师范大学, 2017.]

- [32] Xu N Z, Zhang T L, Wang X X, et al. Statistical calculation of soil carbon storages in the Yangtze delta region[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2010, 19 (7): 790—796. [许乃政,张桃林, 王兴祥,等. 长江三角洲地区土壤有机碳库研究[J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19 (7): 790—796.]
- [33] Zhang X L, Zhang Z H, Xu Z J, et al. On the relation between carbon storage and reinforced fixation of the coastal wetland vegetation in the Yellow River delta area[J]. Journal of Safety and Environment, 2012, 12(6): 145—149.[张绪良,张朝晖,徐宗军,等. 黄河三角洲 滨海湿地植被的碳储量和固碳能力[J]. 安全与环境学 报, 2012, 12(6): 145—149.]
- [34] 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. [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.]
- [35] Shen J H, Hu R Y, Li M H, et al. Influence of reclamation on plant diversity of beach wetlands in Hangzhou Bay and Yueqing Bay in East China[J]. Journal of Zhejiang University: Science Edition, 2006, 33 (3): 324—328, 332. [慎佳泓, 胡仁勇, 李铭红, 等. 杭州湾和乐清湾 滩涂围垦对湿地植物多样性的影响[J]. 浙江大学学报 (理学版), 2006, 33 (3): 324—328, 332.]
- [ 36 ] Bernhardt K G, Koch M. Restoration of a salt marsh system: Temporal change of plant species diversity and composition[J]. Basic and Applied Ecology, 2003, 4(5): 441-451.
- [ 37 ] Junk W J, An S Q, Finlayson C M, et al. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis[J]. Aquatic Sciences, 2013, 75 (1): 151–167.
- [ 38 ] Heimann M, Reichstein M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks[J]. Nature, 2008, 451 (7176): 289-292.
- [39] Liu K, Nie G G, Zhang S. Study on the spatiotemporal evolution of temperature and precipitation in China from 1951 to 2018[J]. Advances in Earth Science, 2020, 35 (11): 1113—1126. [刘凯,聂格格,张森.中国 1951—2018 年气温和降水的时空演变特征研究[J].地 球科学进展, 2020, 35 (11): 1113—1126.]

# 附录 表格中的参考文献清单

- [ 40 ] Mao R, Ye S Y, Zhang X H. Soil-aggregate-associated organic carbon along vegetation zones in tidal salt marshes in the Liaohe delta[J]. Clean - Soil, Air, Water, 2018, 46 (4): 1800049.
- [41] Mao R, Zhang X H, Meng H N. Effect of Suaeda salsa on soil aggregate-associated organic carbon and nitrogen in tidal salt marshes in the Liaohe Delta, China[J].

3期

Wetlands, 2014, 34 (1): 189–195.

- [42] 郝翠,李洪远,李姝娟,等.天津滨海湿地土壤有机碳 储量及其影响因素分析[J].环境科学研究,2011,24
   (11):1276—1282.
- [43] 谭海霞,金照光,孙富强,等. 滦河口湿地植物-土壤 生态化学计量相关性研究[J]. 水土保持研究, 2019, 26 (2): 68—73.
- [44] 陈国平,程珊珊,刘静,等.天津滨海湿地3种典型群落土壤理化性质及碳氮差异性分析[J].植物研究, 2015,35(3):406—411.
- [45] 董洪芳,于君宝,孙志高,等.黄河口滨岸潮滩湿地植物-土壤系统有机碳空间分布特征[J].环境科学,2010, 31(6):1594—1599.
- [46] 訾园园,郗敏,孔范龙,等. 胶州湾滨海湿地土壤有机 碳时空分布及储量[J]. 应用生态学报,2016,27(7): 2075—2083.
- [47] 夏志坚,白军红,贾佳,等.黄河三角洲芦苇盐沼土壤 碳、氮含量和储量的垂直分布特征[J].湿地科学,2015, 13(6):702—707.
- [ 48 ] Zhang G L, Bai J H, Zhao Q Q, et al. Soil carbon storage and carbon sources under different *Spartina alterniflora* invasion periods in a salt marsh ecosystem[J]. Catena, 2021, 196: 104831.
- [ 49 ] Liu J E, Zhou H X, Qin P, et al. Effects of Spartina alterniflora salt marshes on organic carbon acquisition in intertidal zones of Jiangsu Province, China[J]. Ecological Engineering, 2007, 30 (3): 240–249.
- [ 50 ] Yang W, An S Q, Zhao H, et al. Labile and recalcitrant soil carbon and nitrogen pools in tidal salt marshes of the eastern Chinese Coast as affected by short-term C4 plant *Spartina alterniflora* invasion[J]. Clean - Soil, Air, Water, 2015, 43 (6): 872-880.
- [51] Zhou H X, Liu J E, Zhou J, et al. Effect of an alien species *Spartina alterniflora* Loisel on biogeochemical processes of intertidal ecosystem in the Jiangsu coastal region, China[J]. Pedosphere, 2008, 18 (1): 77–85.
- [52] 曹流芳,仲启钺,刘倩,等. 滨海围垦区不同陆生植物 配置模式对土壤有机碳储量及土壤呼吸的影响[J]. 长 江流域资源与环境,2014,23(5):668—675.
- [53] 邢文黎,王臣,熊静,等.浦东东滩湿地围垦对土壤碳氮储 量及酶活性影响[J]. 生态环境学报, 2018, 27(4): 651—657.
- [ 54 ] Qian L W, Yan J F, Hu Y, et al. Spatial distribution patterns of annual soil carbon accumulation and carbon storage in the Jiuduansha wetland of the Yangtze River estuary[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2019, 191 (12): 1-11.
- [55] 刘钰,李秀珍,闫中正,等.长江口九段沙盐沼湿地芦 苇和互花米草生物量及碳储量[J].应用生态学报, 2013,24(8):2129—2134.
- [ 56 ] Shao X X, Yang W Y, Wu M. Seasonal dynamics of soil labile organic carbon and enzyme activities in relation to

vegetation types in Hangzhou Bay tidal flat wetland[J]. PLoS One, 2015, 10 (11): e0142677.

- [57] 廖小娟,何东进,王韧,等. 闽东滨海湿地土壤有机碳 含量分布格局[J]. 湿地科学,2013,11(2):192—197.
- [58] 张祥霖,石盛莉,潘根兴,等.互花米草入侵下福建漳 江口红树林湿地土壤生态化学变化[J].地球科学进展, 2008,23(9):974—981.
- [59] 李家兵,张秋婷,张丽烟,等. 闽江河口春季互花米草 入侵过程对短叶茳芏沼泽土壤碳氮分布特征的影响[J].
   生态学报,2016,36(12):3628—3638.
- [ 60 ] Lin C W, Kao Y C, Lin W J, et al. Effects of pneumatophore density on methane emissions in mangroves[J]. Forests, 2021, 12 (3): 314.
- [61] 毛子龙,赖梅东,赵振业,等. 薇甘菊入侵对深圳湾红树林生态系统碳储量的影响[J]. 生态环境学报,2011,20(12):1813—1818.
- [62] 徐耀文,姜仲茂,武锋,等.翠亨湿地无瓣海桑人工林 土壤有机碳分布特征及与土壤理化指标相关性[J].林 业科学研究,2020,33(1):62-68.
- [63] 徐耀文,廖宝文,姜仲茂,等.珠海淇澳岛红树林、互花米草沼泽和光滩土壤有机碳含量及其影响因素[J].湿地科学,2020,18(1):85--90.
- [64] 毛子龙,杨小毛,赵振业,等.深圳福田秋茄红树林生态系统碳循环的初步研究[J]. 生态环境学报,2012,21
   (7): 1189—1199.
- [ 65 ] Ouyang X G, Guo F, Lee S Y. The impact of super-typhoon Mangkhut on sediment nutrient density and fluxes in a mangrove forest in Hong Kong[J]. Science of the Total Environment, 2021, 766: 142637.
- [ 66 ] Zhang H B, Luo Y M, Wong M H, et al. Soil organic carbon storage and changes with reduction in agricultural activities in Hong Kong[J]. Geoderma, 2007, 139 (3/4): 412-419.
- [67] 周慧杰,莫莉萍,刘云东,等.广西钦州湾红树林湿地 土壤有机碳密度与土壤理化性质相关性分析[J]. 安徽 农业科学, 2015, 43 (17): 120—123, 240.
- [68] 黄星,梁绍信,陶玉华,等.北部湾大风江口互花米草 湿地有机碳储量的分布特征[J].广西植物,2021,41
   (6):853—861.
- [69] 陶玉华,黄星,王薛平,等.广西珍珠湾三种红树林林分 土壤碳氮储量的研究[J].广西植物,2020,40(3):285—292.
- [ 70 ] Xiong Y M, Liao B W, Proffitt E, et al. Soil carbon storage in mangroves is primarily controlled by soil properties: A study at Dongzhai Bay, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 619/620: 1226–1235.
- [71] 李翠华,蔡榕硕,颜秀花.2010—2018 年海南东寨港红 树林湿地碳收支的变化分析[J].海洋通报,2020,39 (4):488—497.
- [72] 辛琨,颜葵,李真,等.海南岛红树林湿地土壤有机碳 分布规律及影响因素研究[J].土壤学报,2014,51(5): 1078—1086.