

DOI: 10.20103/j.stxb.202405050999

刘君恬, 邹维娜, 袁琳, 王栋, 王峻力, 褚向乾. 圈围对海岸带湿地土壤有机碳及活性碳组分的影响. 生态学报, 2025, 45(9): 4213-4222.

Liu J T, Zou W N, Yuan L, Wang D, Wang L L, Chu X Q. The influence of reclamation on soil organic carbon and active carbon components in coastal wetland. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(9): 4213-4222.

圈围对海岸带湿地土壤有机碳及活性碳组分的影响

刘君恬¹, 邹维娜², 袁琳^{1, 3, *}, 王栋¹, 王峻力¹, 褚向乾¹

1 华东师范大学, 河口海岸学国家重点实验室, 崇明生态研究院, 蓝碳科学与技术研究中心, 上海 200241

2 上海应用技术大学生态技术与工程学院, 上海 201418

3 长江三角洲河口湿地生态系统教育部/上海市野外科学观测研究站, 上海 202162

摘要: 受海岸圈围的影响, 海岸带湿地土壤理化环境发生剧烈改变, 进而影响湿地生态系统土壤有机碳 (Soil Organic Carbon, SOC) 含量及其固碳功能。为了揭示海岸圈围及圈围历史对海岸带湿地土壤有机碳的影响, 以上海崇明岛东部海岸带区域为典型研究区, 比较了海岸带区域受潮汐影响的滨海湿地及不同圈围历史内陆湿地土壤理化因子、SOC 含量及溶解性有机碳 (Dissolved Organic Carbon, DOC)、微生物生物量碳 (Microbial Biomass Carbon, MBC)、易氧化有机碳 (Easily Oxidized Organic Carbon, EOC) 的含量变化, 分析了海岸圈围及圈围历史对海岸带湿地 SOC 及其活性组分变化的影响规律, 并提出基于陆海统筹的海岸带湿地保护与管理建议。研究结果显示: (1) 海岸圈围后, 土壤电导率 (Electrical Conductivity, EC)、总氮 (Total Nitrogen, TN) 含量、黏粒等理化因子均降低, 随着圈围年限的增加, EC 逐渐降低, 而 TN 含量和黏粒则先下降再上升; (2) 海岸圈围后, 湿地 SOC、DOC 含量降低, 且随圈围年限增加呈先下降再上升的趋势, MBC 和 EOC 随圈围年限增加呈先上升后下降再上升的趋势, SOC、DOC、MBC 和 EOC 之间呈显著正相关关系; (3) 海岸带内陆湿地土壤的 MBC/SOC、DOC/SOC 和 EOC/SOC 均显著高于滨海湿地, 且随圈围年限的增加均呈先上升再下降的趋势。研究结果有助于了解圈围对海岸带生态系统土壤有机碳的影响, 为陆海统筹下的海岸带湿地碳汇功能提升和保护管理提供科学依据, 服务我国的“双碳”目标。

关键词: 海岸带; 湿地; 圈围; 土壤有机碳; 活性碳组分

The influence of enclosure history on the change of soil active organic carbon components in coastal wetland

LIU Juntian¹, ZOU Weina², YUAN Lin^{1, 3, *}, WANG Dong¹, WANG Lingli¹, CHU Xiangqian¹

1 East China Normal University, State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Science, Chongming Academy of Ecology, Blue Carbon Science and Technology Research Center, Shanghai 200241, China

2 College of Ecological Technology and Engineering, Shanghai University of Applied Technology, Shanghai 201418, China

3 Yangtze River Delta Estuarine Wetland Ecosystem, Ministry of Education/Shanghai Field Scientific Observation and Research Station, Shanghai 202162, China

Abstract: Under coastal reclamation, the physicochemical environment of wetland soil in the coastal zone experiences significant alterations, impacting the soil organic carbon (SOC) content and the carbon sequestration capacity of the wetland ecosystem. In order to reveal the influence of coastal reclamation and its history on the carbon sink function of coastal wetlands, this study focuses on the eastern coastal zone of Chongming Island in Shanghai as a representative research area. This study compares changes in soil physicochemical factors, SOC contents, Dissolved Organic Carbon (DOC), Microbial Biomass Carbon (MBC), and Easily Oxidized Organic Carbon (EOC) are analyzed to understand how coastal

基金项目: 国家重点研发计划资助 (2023YFC3208500); 国家自然科学基金 (42141016, U2243207); 上海市科委项目 (22DZ1202700)

收稿日期: 2024-05-05; **网络出版日期:** 2025-03-10

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lyuan@sklec.ecnu.edu.cn

perimeter and its history influence SOC and active carbon components in coastal wetlands. Based on these findings, suggestions for protecting and managing coastal wetlands through coordinated land-sea approaches are proposed. The results showed that: (1) After coastal reclamation, the soil Electrical Conductivity (EC), Total Nitrogen (TN) content, clay decreased, with EC progressively lowering as reclamation duration increased, while TN content and clay first decreased and then increased. (2) After coastal reclamation, the contents of SOC and DOC initially declined and subsequently exhibited an increasing trend as the years since reclamation progressed, while MBC and EOC initially surged post-reclamation, then decreased, and eventually increased with the passage of fencing years, correlating positively and significantly among SOC, DOC, MBC, and EOC. (3) The ratios MBC/SOC, DOC/SOC, and EOC/SOC in the coastal zone were significantly higher than those in the inland wetland, showing an initial increase and subsequent decrease with reclamation years, suggesting that SOC stability decreased initially after reclamation and then improved over time. The findings of this study are valuable for comprehending the impact of enclosure on soil organic carbon in coastal ecosystems, and provide a scientific foundation for enhancing the carbon sink function and implementing effective management strategies for coastal wetland protection under integrated land-sea planning. This aligns with China's objective of achieving "double carbon" goals.

Key Words: coastal zone; wetland; reclamation; soil organic carbon; active carbon components

海岸带通常指陆海作用下向陆地方向 10km 及向海方向至水深 10—15m 的带状区域,是陆地与海洋的交汇地带^[1]。它既是生态资源丰富的重要区域,也是人类开发利用的重点区域,是社会经济发展的“黄金地带”^[2]。海岸圈围等人类活动导致全球大量滨海湿地转变为农田、养殖塘、建设用地、林地、内陆湿地等其他土地利用类型^[3]。自 1900 年以来,全球 63% 的滨海湿地由于沿海开发等消失^[4],中国滨海湿地的面积也在 1990 年至 2020 年减少了 42.98%^[5]。海岸圈围虽有效缓解了人地矛盾,但滨海湿地的丧失也极大地影响了海岸带生态系统服务功能^[6]。

位于海岸带向海方向受潮汐影响的滨海湿地,因其具有较高的初级生产力和较低的分解速率,被称为“蓝碳”生态系统^[7]。然而,海岸圈围引起的土地利用方式变化会显著改变土壤理化性质,影响湿地土壤有机碳(Soil Organic Carbon, SOC)及其组分变化,进而影响海岸带碳汇功能和减缓气候变化的能力^[8]。研究表明,海岸圈围后滨海湿地圈围转变为水产养殖塘和农田后显著降低了土壤碳含量,例如闽江河口芦苇湿地转变为养殖塘后,土壤有机碳储量减少了 26.28%^[9];山东省南四湖天然湿地自 1978 年长期围垦以来,SOC 储量减少了 $136.34 \times 10^3 \text{ t}$ ^[10];Euliss 等也发现北美湿地围垦成农田后,该地区 1600 多万 hm^2 的湿地 SOC 含量平均流失 10.1 Mg/hm^2 ^[11]。但随着围垦时间的延长,圈围形成的养殖塘、农田 SOC 含量会逐渐随着围垦年份增加而增加^[12]。海岸带区域被圈围但仍保留为湿地的区域,由于不再受潮汐和地貌冲淤的影响,湿地生态系统的类型、水文状况和土壤盐度、含水量、pH 等理化性质均发生显著变化,进而引起湿地土壤碳循环、碳组分以及碳库稳定性发生变化^[13],但依旧是重要的内陆碳汇生态系统,在生态系统服务(Ecosystem Services, ES)方面提供重要作用^[14]。目前,有关圈围对海岸带碳汇功能影响的研究主要集中在分析滨海湿地转变为农田、养殖塘、城市用地等其他土地利用类型后土壤碳储量、碳组分和碳库等变化,对于海岸带区域滨海湿地转变为内陆湿地后 SOC 变化及圈围历史对其影响尚缺乏深入研究。

SOC 约占土壤碳库的三分之二,是土壤养分转化的关键核心,在土壤生态系统的质量改善和功能维持上发挥重要作用,根据分解程度和循环速度 SOC 可分为土壤活性有机碳和稳定性有机碳^[15],其中尽管活性有机碳含量少,但移动性快、稳定性差、易氧化矿化,很大程度上影响着植物的生长和全球碳平衡直接参与土壤生物化学转化过程,是微生物活动的主要能源和土壤养分的驱动力^[16]。土壤活性碳组分主要包括微生物生物量碳(Microbial Biomass Carbon, MBC)、易氧化有机碳(Easily Oxidized Organic Carbon, EOC)和可溶性有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)^[9]。土壤活性有机碳分配比例可以评估土壤质量,反映 SOC 被微生物分解、矿化的难易程度以及土壤碳库的微小变化,在一定程度上可以表征土壤有机碳库的周转率,可以避免在对

SOC 含量不同的土壤进行比较时出现偏差,比单独使用 SOC 或活性有机碳更有优势^[17]。因此,通过研究圈围及圈围历史对海岸带湿地 SOC、活性碳组分、活性有机碳分配比例的影响,可以更好地了解圈围对海岸带湿地土壤碳库的影响过程,对科学提出海岸带湿地生态保护管理建议具有重要意义。

上海是全球典型的沿海城市,从 20 世纪 80 年代到 21 世纪 10 年代,受海岸圈围的影响,滨海湿地面积减少了 18.35%,其中 2005—2015 年期间滨海湿地面积从 102.57km²减少到 64.44km²^[18]。海岸带湿地既为城市提供了发展空间,也为生活在这里人们提供了气候调节、水温调节、污染物净化等重要的生态服务功能^[19],是支撑上海卓越全球城市和生态之城建设的重要承载区。本研究以上海崇明岛东部海岸带区域为典型研究区,通过野外监测、实验室分析等研究方法,比较分析了海岸带滨海湿地及不同圈围历史内陆湿地的土壤理化因子、SOC 含量、活性碳组分含量、活性有机碳分配比例的差异等,通过分析土壤理化因子与土壤活性有机碳组分的相关性,阐明海岸圈围及圈围历史对海岸带湿地 SOC 及其土壤活性有机碳组分变化的影响规律,以期为海岸带湿地保护管理及碳汇功能提升提供陆海统筹的科技支撑。

1 研究区域与方法

1.1 研究区概况

崇明岛(121°09′—121°51′E, 31°27′—31°51′N)位于上海市东北侧,是长江口规模最大、发育最完善的河口型湿地,也是我国最大的河口冲积岛^[20]。该地区属于北亚热带海洋性季风气候,年平均气温为 15.3℃,年平均降水量为 1004mm^[21]。自 1960 年以来,崇明岛经历了 52 次围垦,其中崇明岛东部海岸带区域分别于 1968 年、1992 年、1998 年、2015 年修建了 68 大堤、92 大堤、98 大堤、15 大堤,海堤向外推进超过 10km^[22](图 1)。

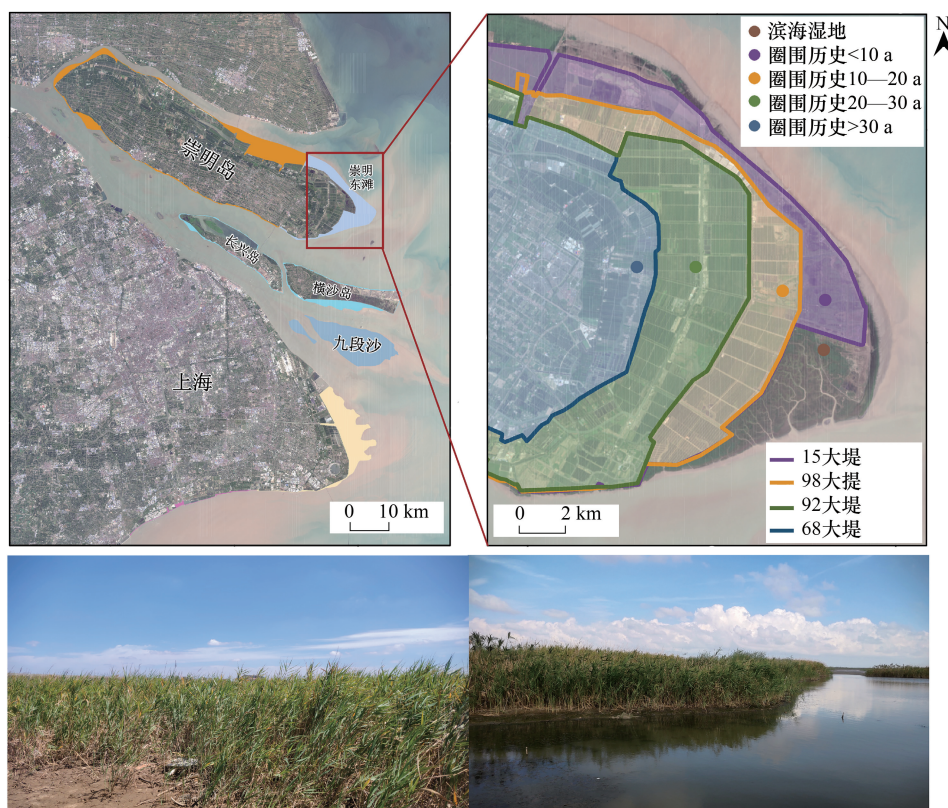


图 1 研究区域及样点分布

Fig.1 Study area and sample distribution

图内依次为研究区域图、崇明岛东部采样区及样点分布图、滨海湿地现场照片和海岸带内陆湿地现场照片

1.2 采样点设置与样品采集

本研究在崇明岛东部向陆 10km 以内到向海方向至水深 10—15m 的海岸带区域,根据圈围时间和土地利用变化历史,分别在滨海湿地和圈围历史<10a、10—20a、20—30a、>30a 的海岸带内陆湿地内设置 5 个采样区(图 1),每个湿地样区历史上未发生土地利用类型的改变,且主要植被均为芦苇群落。2023 年 7 月,在 5 个采样区的芦苇湿地里随机设置 5 个样方(2m×2m),每个样方内用柱状取样器采集芦苇群落表层 0—30cm 土壤,放入标记好的自封袋密封,保存于装有干冰的保温箱中,带回实验室进行相关指标的测定分析。

1.3 样品测定与分析

现场利用便携式土壤 pH 计(SoilStik, Spectrum, USA)和土壤三参仪(WET-2, UK)测定每个样方内土壤 pH 和电导率(Electrical Conductivity, EC)^[23]。带回的土壤样品进行相关指标的实验室测定,其中土壤含水量和容重分别采用烘干法和环刀法测定^[24];土壤粒径使用贝克曼激光粒度分析仪(LS13 320, USA, Beckman Coulter)激光衍射法测定,再依据粒径范围将土壤沉积物分为黏粒、粉粒、砂粒,计算各自所占百分比^[25]。

将野外采回土样自然风干、研磨过筛后测定 SOC、EOC 和总氮(Total Nitrogen, TN)含量,其中 SOC 含量和 TN 含量采用重铬酸钾氧化法预处理后,使用元素分析仪(Elementar, 德国)测定^[23],EOC 含量采用高锰酸钾氧化—比色法进行测定^[26]。

此外,野外采回的鲜土直接过筛后,利用总有机碳分析仪(岛津 5000A, 日本),采用氯仿熏蒸—硫酸钾浸提法测定 MBC 含量^[27],再利用总有机碳分析仪(岛津 5000A, 日本),采用硫酸钾浸提法测定 DOC 含量^[2]。

1.4 数据统计与分析

采用 SPSS 25.0 和 Origin 2022 统计学软件进行数据统计分析和作图;运用单因素方差分析(One-way ANOVA)和图基事后比较法(Tukey's HSD),对不同圈围年限下湿地理化因子和 SOC 及土壤活性有机碳组分含量进行显著性差异统计分析;运用皮尔逊相关性分析法(Pearson Correlation Analysis)分析 SOC 及土壤活性有机碳组分与土壤理化性质间的相关性。

2 结果与分析

2.1 圈围对海岸带湿地土壤理化性质的影响

从表 1 可以看出,圈围后由于失去了潮汐和冲淤的动力过程,湿地土壤理化性质发生显著变化,被圈围的海岸带内陆湿地土壤的 EC、TN、黏粒与滨海湿地相比均显著下降($P<0.05$),而土壤 pH、含水率、容重、粉粒等均与滨海湿地无显著差异($P>0.05$)(表 1)。其中滨海湿地的 EC、黏粒和 TN 含量比圈围<10a 湿地分别高 166%、56%和 44%,比圈围>30a 湿地分别高 7400%、76%和 234%。

表 1 不同圈围时期下海岸带湿地表层土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of 0—30 cm surface soil in different reclamation periods

土壤理化因子 Physicochemical factors	滨海湿地 Coastal wetland	海岸带内陆湿地 Coastal inland wetlands			
		圈围<10a Reclamation <10a	圈围 10—20a Reclamation 10—20a	圈围 20—30a Reclamation 20—30a	圈围>30a Reclamation >30a
pH	7.53±0.16a	7.33±0.12a	7.54±0.08a	7.45±0.12a	7.37±0.11a
电导率 EC/(ms/m)	7955.33±973.0a	2993.00±263.36b	229.67±32.72c	121.00±7.55c	106.00±4.00c
含水量 Water relative content/%	75.00±2.00a	73.00±1.30a	76.00±1.70a	76.00±1.80a	74.00±1.90a
容重 Bulk density/(g/cm ³)	1.06±0.08a	1.05±0.11a	1.14±0.11a	1.15±0.08a	1.01±0.07a
总氮 TN/(g/kg)	0.67±0.23a	0.56±0.12ab	0.31±0.05c	0.31±0.03c	0.38±0.04bc
黏粒 Clay/%	20.42±1.50a	14.14±4.90b	7.09±1.70c	5.26±1.54c	6.12±1.54c
粉粒 Silt/%	75.82±3.14a	71.93±4.45a	65.07±3.58a	69.16±3.26a	70.93±3.87a
砂粒 Sand/%	3.76±0.21b	13.93±1.04b	27.84±3.92a	25.58±10.85a	22.95±4.56a

EC:电导率 Electrical Conductivity; TN:总氮 Total Nitrogen, 不同小写字母表示不同圈围时期湿地土壤理化性质差异显著($P<0.05$)

此外,随着圈围年限的增加,海岸带内陆湿地土壤 EC 和黏粒均呈逐渐下降趋势,从圈围<10a 到圈围>30a 分别下降了 96.46% 和 56.72% ($P<0.05$);TN 含量呈先下降后上升的趋势,在圈围 10—30a 趋于稳定并达到最低 ($(0.31\pm0.03)\text{g/kg}$),随后在圈围 30 年后逐渐上升恢复至 $(0.38\pm0.04)\text{g/kg}$,但仍与滨海湿地 TN 含量 ($(0.67\pm0.23)\text{g/kg}$) 存在显著差异 ($P<0.05$) (表 1)。土壤 pH、含水率、容重、粉粒等指标则随圈围年限增长而变化不显著 ($P>0.05$) (表 1)。

2.2 圈围对海岸带湿地 SOC 及活性碳组分含量与分配比例的影响

海岸带滨海湿地及不同圈围年限内陆湿地的 SOC、EOC、MBC、DOC 变化如图 2 所示。总体而言,被圈围的海岸带内陆湿地的 SOC 含量明显低于滨海湿地,且随圈围历史的增长呈现先下降再缓慢上升的趋势 ($P<0.05$),圈围 20—30a 时达到最低 ($(1.29\pm0.25)\text{g/kg}$),圈围>30a 后 SOC 含量略有升高 ($(2.83\pm0.41)\text{g/kg}$),但仍低于滨海湿地 ($(6.07\pm0.30)\text{g/kg}$)。土壤 DOC 含量同样呈现随圈围历史的增长先下降再缓慢上升的显著趋势,在圈围 10—30 年间比滨海湿地显著降低 ($P<0.05$),在圈围 20—30 年时达到最低 ($(3.86\pm0.06)\text{g/kg}$) (图 2)。与滨海湿地相比,圈围后内陆湿地土壤的 EOC、MBC 含量除在圈围小于 20 年时显著升高外整体降低 ($P<0.05$),且随圈围历史的增长呈先下降再于圈围 30 年后上升的变化趋势。EOC 和 MBC 含量均在圈围 20—30a 时减少到最低值,分别为 $(0.54\pm0.04)\text{g/kg}$ 和 $(49.97\pm4.94)\text{mg/kg}$ (图 2)。

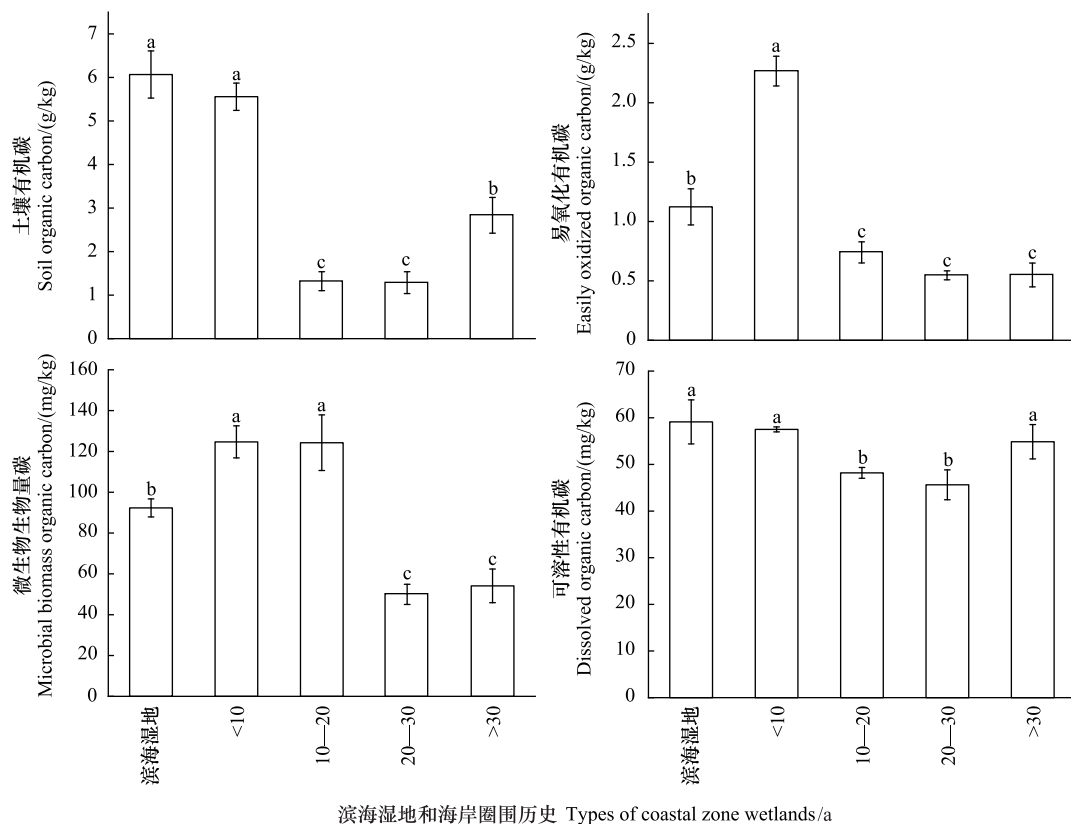


图 2 不同圈围时期土壤 SOC、EOC、MBC 和 DOC 含量变化

Fig.2 SOC, EOC, MBC and DOC contents change in different reclamation periods

不同小写字母表示不同圈围时期湿地土壤碳含量差异显著 ($P<0.05$)

如表 2 所示,海岸带内陆湿地土壤的微生物生物量碳分配比 (MBC/SOC)、土壤可溶性有机碳分配比例 (DOC/SOC) 和土壤易氧化有机碳分配比例 (EOC/SOC) 均显著高于滨海湿地 ($P<0.05$),且随圈围年限的增加均呈先上升再下降的趋势,在圈围 10—20 年间达到最大值,分别为 $(9.65\pm2.35)\%$ 、 $(3.71\pm0.56)\%$ 和 $(56.72\pm6.87)\%$,而后开始下降。当圈围时间超过 30 年后, MBC/SOC 、 DOC/SOC 和 EOC/SOC 开始逐渐下降,其中

EOC/SOC((20.08±6.44)%)接近滨海湿地((18.43±1.23)%)。这一结果表明,圈围后湿地 SOC 稳定性降低,随圈围年限增加,SOC 稳定性呈先下降后上升的趋势,在圈围大于 30 年时 SOC 稳定性接近滨海湿地。

表 2 不同圈围时期土壤活性碳组分占 SOC 的比例

Table 2 The proportion of active carbon components in soil organic carbon at different reclamation periods

活性有机碳分配比例 Proportion of active organic carbon	滨海湿地 Coastal wetland	内陆湿地 Coastal inland wetlands			
		圈围<10a Reclamation <10a	圈围 10—20a Reclamation 10—20a	圈围 20—30a Reclamation 20—30a	圈围>30a Reclamation >30a
微生物量碳分配比例 MBC/SOC/%	1.53±0.21c	2.25±0.27b	9.65±2.35a	4.02±1.10b	1.91±1.12b
可溶性有机碳分配比例 DOC/SOC/%	0.98±0.01c	1.04±0.01c	3.71±0.56a	3.61±0.51a	1.95±0.15b
易氧化有机碳分配比例 EOC/SOC/%	18.43±1.23c	40.91±3.61b	56.72±6.87a	43.06±6.80b	20.08±6.44c

SOC:土壤有机碳 Soil Organic Carbon;MBC:微生物生物量碳 Microbial Biomass Carbon;DOC:溶解性有机碳 Dissolved Organic Carbon;EOC:易氧化有机碳 Easily Oxidized Organic Carbon;不同小写字母表示不同圈围时期湿地土壤活性有机碳分配比例差异显著($P<0.05$)

2.3 海岸带湿地 SOC 及活性碳组分与理化性质的关系

从图 3 可以看出,海岸带湿地 SOC 及活性碳组分彼此之间呈显著相关性($P<0.05$)。SOC 与 MBC、EOC 和 DOC 之间均呈现显著正相关($P<0.05$)。MBC 含量与 DOC 含量和 EOC 含量呈显著正相关($P<0.05$),EOC 含量与 DOC 含量呈显著正相关关系($P<0.05$)。

此外,海岸带湿地 SOC 及活性碳组分与土壤理化特征之间也具有显著相关性,其中 DOC、EOC、SOC 与 EC 呈显著正相关($P<0.05$),MBC、DOC、EOC、SOC 与 TN 含量和黏粒呈显著正相关($P<0.05$),MBC、DOC、EOC、SOC 与含水率和砂粒呈显著负相关($P<0.05$)。EOC/SOC 与 EC 和 TN 呈显著正相关,DOC/SOC 与 EC、

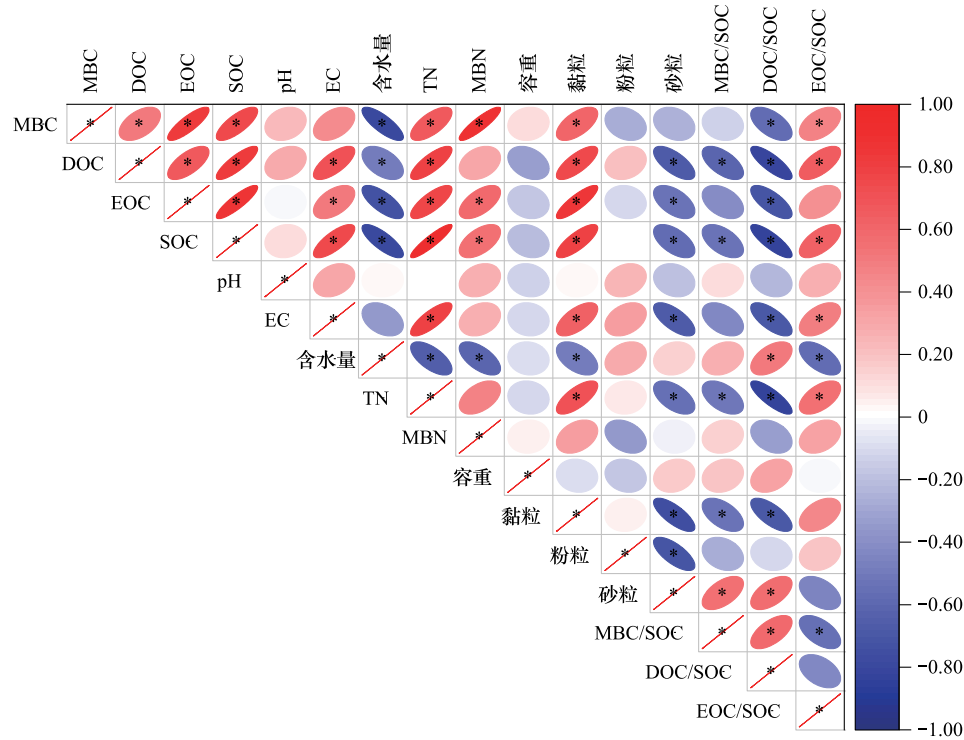


图 3 SOC 及活性碳组分与理化性质的相关性

Fig.3 Correlation between soil organic carbon and active carbon components with soil physicochemical factors

SOC:土壤有机碳;MBC:微生物生物量碳;DOC:溶解性有机碳;EOC:易氧化有机碳;EC:电导率;TN:总氮;* $P<0.05$

TN、黏粒呈显著负相关($P<0.05$)(图 3)。

3 讨论

3.1 圈围对海岸带湿地 SOC 含量的影响

圈围极大地改变了海岸带湿地的土壤环境条件,使土壤 SOC 含量发生显著变化,进而影响土壤碳储量、微生物活性、养分循环、肥力等生态系统功能^[28]。本研究中,实施圈围后,转变为海岸内陆湿地的土壤 EC、TN、黏粒和 SOC 含量与滨海湿地相比均显著下降($P<0.05$),SOC 含量与 EC、TN 和黏粒呈显著正相关($P<0.05$)(图 3)。这主要是因为滨海湿地被圈围后,失去了潮汐过程和高盐度水体补给,导致离子浓度和土壤盐度下降,进而减弱了土壤颗粒对 SOC 的固持能力^[29],使得圈围后土壤 SOC 含量出现下降。此外,圈围后,外源营养物质输入和细颗粒泥沙补给减少,也会导致土壤 TN 含量和黏粒下降,N 素的降低加速了微生物对有机质的分解,黏粒下降使得土壤通气性得到改善,微生物活性增强,枯落物分解过程加快^[30-31],因而也会引起 SOC 含量下降。

此外,本研究结果还显示,随着圈围时间的延长,海岸带内陆湿地 SOC 含量呈现先降低后缓慢上升的趋势,这与 Iost^[12]等人在杭州湾和 Jian^[32]在淮河三汊河湿地的研究结果一致。在圈围前期,由于失去潮汐过程及外源营养盐和泥沙输入的减少,导致海岸带内陆湿地土壤颗粒对 SOC 的固持能力下降、植物生长和光合速率下降^[33],进而使得土壤 SOC 含量显著下降。随着圈围历史的延长,受长期持续淹水的影响,凋落物分解作用加强导致土壤 TN 含量增加^[34],土壤进一步细碎化^[35],使土壤黏粒增加,有助于吸附更多养分,并保护土壤有机质免受微生物分解^[36],因而土壤 SOC 含量会逐渐升高。本研究中,圈围时间大于 30 年后,土壤 TN 含量与黏粒都呈现增高的趋势(表 1),且呈正相关关系(图 3),进一步表明黏粒和 TN 含量增长会促进了 SOC 的积累和形成、减慢了 SOC 的分解^[37],但虽然仍与滨海湿地存在一定差距。

由此可见,海岸圈围后,随着湿地水文、物质运输等条件发生变化,土壤盐度、养分和粒径等理化特性发生改变,进而影响了土壤质地、植物生长发育、土壤微生物活性等,导致海岸带湿地 SOC 含量明显下降,但是随着圈围时间的延长,随着 TN 含量与黏粒等升高,湿地 SOC 含量会出现回升,但仍然低于滨海湿地。

3.2 圈围对海岸带湿地土壤活性碳组分的影响

根据稳定性和周转时间可将 SOC 分成活性碳库、慢性碳库和惰性碳库^[38]。以 EOC、MBC、DOC 为主要组分的土壤活性有机碳虽占比小,但是土壤碳库中变化最快的组分,能够为微生物提供养分和能量,参与土壤养分循环,且对环境变化的响敏感,变化速度和幅度比有机碳更快和更高^[39],因此被作为反映有机碳稳定性的变化指标之一^[40]。研究表明,滨海湿地被圈围改变为其他土地利用方式后,圈围引起的水文变化会改变土壤性质,进而影响土壤有机碳及其组分变化,土壤活性碳组分常呈下降趋势^[9],但关于圈围对海岸带湿地土壤活性碳组分的影响尚不清楚。

本研究中,圈围后,海岸带的内陆湿地土壤 DOC 含量明显低于滨海湿地,其原因是内陆湿地无潮汐横向流动,浮游动植物和有机碳的海源输入影响减少,导致 DOC 含量降低^[41]。此外,圈围后内陆湿地土壤 EOC 和 MBC 含量除在圈围初期(小于 10a)短暂上升外整体含量均低于滨海湿地(图 2)。初期短暂上升的原因可能是因为圈围初期湿地的水文条件由滨海湿地的间歇性淹水改变为内陆湿地的长期淹水和缺氧条件,随着凋落叶和根物质输入增多,微生物可利用碳源增加,有机质输入增加,土壤微生物能够获得足够的能量和基质^[42],微生物活性增高,进而在初期提高了 MBC 和 EOC 含量。随着圈围年限的延长,湿地长期维持稳定持续淹水,导致土壤 DOC、MBC 和 EOC 含量表现为先降低后缓慢上升的趋势,这一结果与 Qu^[43]和 Liu^[44]的研究结果相似。圈围后砂粒逐渐增多,湿地土壤大团聚体持续增加,微生物生活环境、生长和群落组成发生持续变化^[45-46],也是影响 MBC 含量逐渐降低因素。EOC 属于 SOC 的一部分^[47],SOC 含量较低的生境中往往 EOC 也较低,本研究中 EOC 与 DOC、MBC、SOC、TN 之间的显著正相关($P<0.05$)(图 3)也进一步证明了他们之间相互影响,因此圈围后 EOC 呈现与 SOC 一致的持续下降的趋势。当圈围大于 30 年后,长期淹水加快了

凋落物分解,引起了土壤木质素及其衍生物的分解速率下降,土壤纤维素和其他碳水化合物的分解速率提高^[34],导致内陆湿地 DOC 被淋溶释放^[48],进而影响土壤 DOC 含量逐渐增高并接近滨海湿地。但是圈围大于 30 年后,湿地土壤 EOC 与 MBC 含量虽略有增高但不显著($P>0.05$),其原因是圈围大于 30 年后土壤容重降低,土壤孔隙度变大,为微生物提供了良好的生存环境,微生物活性增大^[49],因此土壤 MBC 含量略有增高。此外,张文敏等人^[50]的研究和本研究均表明活性碳组分变化会随土壤有机碳变化一致,进一步说明了当 SOC 含量升高时,土壤 DOC、MBC 和 EOC 含量也会随之变化上升,进而影响土壤有机碳稳定性。

活性碳组分与 SOC 的比值可在一定程度上反映土壤有机碳库的周转率,更加客观表示土壤过程的变化,常被用来反映有机碳库的稳定性^[51]。其中 MBC/SOC 能从分解转化有机碳的能力方面指示 SOC 活性特征,该值大表明土壤微生物活性高,越容易分解和利用 SOC^[17]。EOC/SOC 可以通过有机碳自身分解特征方面指示有机碳活性强度,比值越大说明 SOC 活度越强,被分解矿化的潜力大,SOC 稳定性越低^[52]。DOC/SOC 显示 SOC 的溶解能力,反映了 SOC 的流失状态水平和分解矿化能力,其值越高表明 SOC 可迁移性更大,SOC 损失水平更高^[53]。本研究中,圈围后,由于湿地植物凋落物输入和根系分泌物增加,土壤微生物碳源也随之增加^[54],促进了有机物质分解和转化,使湿地土壤微生物活性增加,利用和分解 SOC 程度增加,SOC 大量流失,进而使 MBC/SOC、EOC/SOC 和 DOC/SOC 均高于滨海湿地,并随着圈围年限增加 SOC 持续下降的情况下,活性有机碳分配比例呈现上升趋势。但是,当圈围时间超过 20 年后,SOC 含量不再显著下降($P>0.05$),并在圈围 30 年后开始增加,此时湿地环境理化因子也不再显著变化,湿地逐渐适应环境,活性有机碳向着非活性有机碳转变^[50],因此 MBC/SOC、EOC/SOC 和 DOC/SOC 逐渐下降,有机碳库稳定性增高,利于土壤有机碳的积累,并逐渐接近滨海湿地水平。

综上,滨海湿地被圈围后,受植被凋落物、微生物活性的影响,海岸带内陆湿地土壤活性碳、活性有机碳组分与 SOC 的比值均显著高于滨海湿地,有机碳库稳定性有所下降;随着圈围年限的增高,湿地环境逐渐向内陆淡水湿地稳定后,活性有机碳分配比例逐渐降低,有机碳稳定性也逐渐增强。

3.3 基于陆海统筹的海岸带湿地碳增汇与保护管理建议

海岸带是我国海洋强国建设的关键支撑带,其生态保护和社会经济发展之间的协同成为了制约海岸带高质量发展的最大瓶颈。为解决陆海之间的矛盾,促进海岸带可持续发展,党的十九大报告当中提出陆海统筹,立足于陆海环境的特点,宏观调控协调发挥陆海生态、经济与社会功能。海岸带的滨海湿地是地球上最重要的“蓝碳”生态系统,被圈围的海岸带内陆湿地也是重要的陆地碳汇,如何从陆海统筹的角度进行海岸带碳汇生态系统保护和管理对于实现我国“双碳”战略目标具有重要意义。

受海岸开发和圈围的影响,海岸带土地利用类型发生显著改变,导致滨海湿地碳流失,进而影响土壤乃至大气碳循环^[55]。孙艳杰等人^[9]在闽江河口的研究结果相比,滨海湿地转变为养殖塘后 SOC 含量下降 26%,土壤 DOC 下降了 27%,Yang 等人^[56]在中国东部沿海地区的研究中发现,当滨海湿地转变为城市建设用地时,SOC 含量下降高达 46%。本研究选取了海岸带同为湿地的滨海湿地和内陆湿地进行比较,发现圈围后的内陆湿地 SOC 比滨海湿地有所减少,但与农田、养殖塘等其他土地利用类型相比,内陆湿地的土壤碳含量仍然高于其他土地利用类型。在圈围早期(<10a),湿地 SOC 含量仅下降了 1%,随后快速下降,随着圈围年限增加,湿地的 SOC 含量及稳定性会逐渐恢复。这也表明,圈围后的内陆湿地与其他土地利用类型相比,仍然是海岸带重要的碳汇系统,具有重要的生态价值。因此,在未来的海岸带发展过程中,应该注意适当保留自然生态资源,适时地开展生态补偿,弥补由于海岸开发造成等固碳等功能的下降。研究显示,中国沿海地区加强了湿地保护和恢复后,湿地面积大幅增加,有机碳储量增加 11.3Tg C,抵消了围垦引起的有机碳损失 58.2%^[57]。由此我们建议:一方面,在海岸保护开发过程中,尽可能保留一定比例的海岸带内陆湿地,维持整个海岸带区域合理的湿地保有率。尽管圈围的湿地类型从滨海湿地转变为内陆湿地,但它同样具备湿地特有的碳汇、调节水文、提供栖息地、维持生物多样性等重要的生态服务功能,海岸带区域内陆湿地作为滨海湿地涨潮被淹没时的补充栖息地,同样可以为鸟类等重要生物提供适应生境,具有重要的保护价值。另一方面,应

从陆海统筹的角度,加强海岸带区域湿地的保护和修复,将海岸带区域的滨海湿地和内陆湿地作为整体进行统筹考虑,严格坚持在保护中发展,合理利用湿地、促进绿色发展,通过建造湿地公园、自然保护区或实施相关生态修复工程等形式对重要的湿地资源进行保护和修复,从而提升包括碳汇在内的多种生态服务功能和海岸带整体的生态韧性。

参考文献 (References):

- [1] 贾建军, 于谦, 高抒. 海岸分类的回顾与展望. 海洋通报, 2023, 42(6): 601-616.
- [2] Murray N J, Clemens R S, Phinn S R, Possingham H P, Fuller R A. Tracking the rapid loss of tidal wetlands in the Yellow Sea. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2014, 12(5): 267-272.
- [3] Sasmito S D, Taillardat P, Clendenning J N, Cameron C, Friess D A, Murdiyarto D, Hutley L B. Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: a systematic review. *Global Change Biology*, 2019, 25(12): 4291-4302.
- [4] Davidson N C. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 2014, 65(10): 934.
- [5] 崔丽娟, 李伟, 窦志国, 张曼胤, 邬国锋, 胡忠文, 高崑, 李晶, 雷茵茹. 近 30 年中国滨海滩涂湿地变化及其驱动力. 生态学报, 2022, 42(18): 7297-7307.
- [6] de los Santos C B, Egea L G, Martins M, Santos R, Masqué P, Peralta G, Brun F G, Jiménez-Ramos R. Sedimentary organic carbon and nitrogen sequestration across a vertical gradient on a temperate wetland seascape including salt marshes, seagrass meadows and rhizophytic macroalgae beds. *Ecosystems*, 2023, 26(4): 826-842.
- [7] 韩广轩, 王法明, 马俊, 肖雷雷, 初小静, 赵明亮. 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(4): 373-382.
- [8] 李建国, 赵宴青, 袁冯伟, 王欢, 张椿林, 岳梦凡, 濮励杰, 徐彩瑶, 张忠启, 刘丽丽. 滨海滩涂围垦对土壤团聚体分布及其有机碳富集的影响——以江苏省如东县垦区为例. 土壤通报, 2018, 49(3): 552-559.
- [9] 孙艳杰, 曹琼, 黄佳芳, 高居娟, 杨逢志, 仝川. 河口沼泽湿地转化为养殖塘对湿地土壤有机碳不同组分含量的影响. 环境科学学报, 2023, 43(8): 352-361.
- [10] 赵娣, 董峻宇, 季舒平, 刘建. 1978 年以来 5 个时期南四湖区土地利用格局及土壤有机碳储量. 湿地科学, 2019, 17(6): 637-644.
- [11] Euliss N H, Gleason R A, Olness A, McDougal R L, Murkin H R, Roberts R D, Bourbonniere R A, Warner B G. North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of the Total Environment*, 2006, 361(1/2/3): 179-188.
- [12] Iost S, Landgraf D, Makeschin F. Chemical soil properties of reclaimed marsh soil from Zhejiang Province P.R. China. *Geoderma*, 2007, 142(3/4): 245-250.
- [13] 段晓男, 王效科, 逯非, 欧阳志云. 中国湿地生态系统固碳现状和潜力. 生态学报, 2008, 28(2): 463-469.
- [14] Zhou Y M, Dou Y H, Yu X B, Zhang L, Huang C, Wang Y Y, Li X W, Li H, Jia Y F, Bakker M, Carsjens G J, Zhou Y, Duan H L. Examining health of wetlands with multiple ecosystem services as targets in China's coastal regions. *Chinese Geographical Science*, 2020, 30(4): 600-613.
- [15] Lovelock C E, Adame M F, Bennion V, Hayes M, O'Mara J, Reef R, Santini N S. Contemporary rates of carbon sequestration through vertical accretion of sediments in mangrove forests and saltmarshes of South East Queensland, Australia. *Estuaries and Coasts*, 2014, 37(3): 763-771.
- [16] Panchal P, Preece C, Peñuelas J, Giri J. Soil carbon sequestration by root exudates. *Trends in Plant Science*, 2022, 27(8): 749-757.
- [17] 唐国勇, 李昆, 孙永玉, 张春华. 干热河谷不同利用方式下土壤活性有机碳含量及其分配特征. 环境科学, 2010, 31(5): 1365-1371.
- [18] Zhang Y Z, Chen R S, Wang Y. Tendency of land reclamation in coastal areas of Shanghai from 1998 to 2015. *Land Use Policy*, 2020, 91: 104370.
- [19] Albers T, Schmitt K. Dyke design, floodplain restoration and mangrove co-management as parts of an area coastal protection strategy for the mud coasts of the Mekong Delta, Vietnam. *Wetlands Ecology and Management*, 2015, 23(6): 991-1004.
- [20] 张翰林, 宋科, 施俭, 吴裕, 郑宪清, 何七勇, 李双喜, 张娟琴, 申广荣, 吕卫光. 崇明岛深层土壤有机碳空间分布及碳储存特征分析. 中国农业气象, 2017, 38(9): 567-573.
- [21] Zhong Q C, Wang K Y, Nie M, Zhang G L, Zhang W W, Zhu Y, Fu Y, Zhang Q, Gao Y N. Responses of wetland soil carbon and nutrient pools and microbial activities after 7 years of experimental warming in the Yangtze Estuary. *Ecological Engineering*, 2019, 136: 68-78.
- [22] Yao Z, Chen Q, Yang Q. Preliminary study on the progradation rate of the eastern part of chongming island in recent six decades. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2017, 26(5): 698-705.
- [23] Xia S P, Song Z L, Van Zwieten L, Guo L D, Yu C X, Wang W Q, Li Q, Hartley I P, Yang Y H, Liu H Y, Wang Y D, Ran X B, Liu C Q, Wang H L. Storage, patterns and influencing factors for soil organic carbon in coastal wetlands of China. *Global Change Biology*, 2022, 28(20): 6065-6085.
- [24] 姚钦予, 孙志高, 胡星云, 李亚瑾, 宋振阳, 贺攀隼, 夏星辰, 武慧慧, 方冠荣. 氮负荷增强对闽江口短叶茳茅湿地植物-土壤系统氮累积与分配的影响. 生态学报, 2024, 44(11): 4831-4843.
- [25] Ryzak M, Bieganski A. Determination of particle size distribution of soil using laser diffraction-comparison with areometric method. *International Agrophysics*, 2010, 24: 177-181.
- [26] Blair G J, Lefroy R, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for

- agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1995, 46(7): 1459.
- [27] Blagodatsky S, Grote R, Kiese R, Werner C, Butterbach-Bahl K. Modelling of microbial carbon and nitrogen turnover in soil with special emphasis on N-trace gases emission. *Plant and Soil*, 2011, 346(1): 297-330.
- [28] Tao Z, Shi P J. Indirect impacts of land use change on soil organic carbon change in China. *Advance in Earth Sciences*, 2006, 21(2): 138-143.
- [29] 王纯, 刘兴土, 全川. 盐度对滨海湿地土壤碳库组分及稳定性的影响. *地理科学*, 2018, 38(5): 800-807.
- [30] Burke I C, Lauenroth W K, Parton W J. Regional and temporal variation in net primary production and nitrogen mineralization in grasslands. *Ecology*, 1997, 78(5): 1330.
- [31] 张仲胜, 吕宪国, 薛振山, 刘晓辉. 中国湿地土壤碳氮磷生态化学计量学特征研究. *土壤学报*, 2016, 53(5): 1160-1169.
- [32] Jian X, Zhai X, Wang Y, Cai Y. Influence of land use changes on soil total organic carbon and dissolved organic carbon in wetland. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2020, 32(3): 475-482.
- [33] Zhao G Y, Liu J S, Wang Y, Dou J X, Dong X Y. Effects of elevated CO₂ concentration and nitrogen supply on biomass and active carbon of freshwater marsh after two growing seasons in Sanjiang Plain, Northeast China. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21(10): 1393-1399.
- [34] Whittinghill K A, Currie W S, Zak D R, Burton A J, Pregitzer K S. Anthropogenic N deposition increases soil C storage by decreasing the extent of litter decay: analysis of field observations with an ecosystem model. *Ecosystems*, 2012, 15(3): 450-461.
- [35] 张濛, 濮励杰, 王小涵, 王琪琪, 于雪. 不同干扰强度对滩涂围垦区土壤颗粒组成的时空分异特征的影响. *自然资源学报*, 2016, 31(5): 845-854.
- [36] 李顺姬, 邱莉萍, 张兴昌. 黄土高原土壤有机碳矿化及其与土壤理化性质的关系. *生态学报*, 2010, 30(5): 1217-1226.
- [37] 黄子晨, 张小平, 卞方圆, 杨阳阳, 唐永前, 钟哲科. 浙东滨海围垦区土壤碳含量的时间变化特征及其影响因子. *土壤通报*, 2020, 51(6): 1409-1415.
- [38] 陈小花, 陈宗铸, 雷金睿, 吴庭天, 李苑菱. 清澜港红树林湿地典型群落类型沉积物活性有机碳组分分布特征. *生态学报*, 2022, 42(11): 4572-4581.
- [39] 刘鸿飞, 薛莲, 王国梁, 辛奇, 刘国彬. 氮添加对白羊草土壤不同碳组分的影响. *草地学报*, 2016, 24(5): 939-946.
- [40] Yang X, Wang D, Lan Y, Meng J, Jiang L L, Sun Q, Cao D Y, Sun Y Y, Chen W F. Labile organic carbon fractions and carbon pool management index in a 3-year field study with biochar amendment. *Journal of Soils and Sediments*, 2018, 18(4): 1569-1578.
- [41] Sun X, Shen J, Wang Z, Liu M, Lou L, Yue C, Zhang Z. Effect of exogenous phosphorus input on the availability and turnover characteristics of soil carbon pool in agro-riparian wetlands. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(10): 1433-1443.
- [42] Yu P J, Liu S W, Han K X, Guan S C, Zhou D W. Conversion of cropland to forage land and grassland increases soil labile carbon and enzyme activities in Northeastern China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 245: 83-91.
- [43] Qu J, Ge M, Wang K, Liu S, Hou Y, Zhang S, Li G, Chen F. Soil microbial biomass carbon and basal respiration characteristics in dongtan coal mining subsidence area, Zoucheng City. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(8): 1858-1865.
- [44] Liu Q, Tang J, Wang J, Qu Y. Spatial distribution characteristics of soil organic carbon and active components in saline-alkali paddy fields in western jilin. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2018, 49(9): 44-53.
- [45] Benbi D K, Brar K, Toor A S, Singh P. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. *Geoderma*, 2015, 237: 149-158.
- [46] Pabst H, Kühnel A, Kuzyakov Y. Effect of land-use and elevation on microbial biomass and water extractable carbon in soils of Mt. Kilimanjaro ecosystems. *Applied Soil Ecology*, 2013, 67: 10-19.
- [47] Hagedorn F, Kaiser K, Feyen H, Schleppe P. Effects of redox conditions and flow processes on the mobility of dissolved organic carbon and nitrogen in a forest soil. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(1): 288-297.
- [48] Michalzik B, Matzner E. Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. *European Journal of Soil Science*, 1999, 50(4): 579-590.
- [49] 么秀颖, 张宝军, 闫丹丹, 李静泰, 刘垚, 盛昱凤, 谢思炎, 栾兆擎. 盐城滨海湿地土壤活性有机碳组分分布特征. *应用与环境生物学报*, 2023, 29(5): 1186-1193.
- [50] 张文敏, 吴明, 邵学新, 姜小三, 周斌. 杭州湾南岸不同围垦年限农田土壤有机碳及其活性组分变化. *水土保持学报*, 2014, 28(2): 226-231.
- [51] Garten C T, Post W M, Hanson P J, Cooper L W. Forest soil carbon inventories and dynamics along an elevation gradient in the southern Appalachian Mountains. *Biogeochemistry*, 1999, 45(2): 115-145.
- [52] Zhang S, Xu M X, Zhang Y F, Wang C H, Chen G. Effects of land use change on soil active organic carbon in deep soils in Hilly Loess Plateau region of Northwest China. *Huan Jing Ke Xue = Huanjing Kexue*, 2015, 36(2): 661-668.
- [53] 陈志杰, 韩士杰, 张军辉. 土地利用变化对漳江口红树林土壤有机碳组分的影响. *生态学杂志*, 2016, 35(9): 2379-2385.
- [54] 夏佳慧, 王邵军, 罗双, 李瑞, 杨胜秋, 兰梦杰, 郭晓飞. 蚯蚓与丛枝菌根真菌接种对石漠化土壤碳组分积累与分配的影响. *应用生态学报*, 2024, 35(8): 2176-2186.
- [55] Houghton R A, Hackler J L. Emissions of carbon from forestry and land-use change in tropical Asia. *Global Change Biology*, 1999, 5(4): 481-492.
- [56] Yang W, Xia L, Zhu Z H, Jiang L F, Cheng X L, An S Q. Shift in soil organic carbon and nitrogen pools in different reclaimed lands following intensive coastal reclamation on the coasts of Eastern China. *Scientific Reports*, 2019, 9(1): 5921.
- [57] Fan B X, Li Y F. China's conservation and restoration of coastal wetlands offset much of the reclamation-induced blue carbon losses. *Global Change Biology*, 2024, 30(1): e17039.