环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第45卷 第1期
2024年1月15日

目　　次

第45卷第1期
2024年1月

环 境 科 学
Environmental Science

Vol.45 No.1
Jan., 2024

长江下游沿江平原土壤发育过程中碳库分配动态

胡丹阳[1], 张欢[2], 宿宝巍[1], 张娅璐[1], 王永宏[1], 纪佳辰[1], 杨洁[1], 高超[1*]
(1. 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023; 2. 南京师范大学海洋科学与工程学院, 南京 210023)

摘要: 土壤发育和土地利用过程中土壤碳库的分配动态是揭示碳循环过程的关键. 为了明晰土壤碳库分配及其变化趋势,在长江下游沿江平原典型区建立土壤围垦时间序列(围垦0、60、160、280、1 000和1 500 a),对不同土地利用方式下表层土壤有机碳(SOC)、无机碳(SIC)、颗粒态(POC)和矿物结合态有机碳(MAOC)的含量、密度及土壤固碳潜力(CSP)等指标进行测定和估算. 结果表明,围垦1 500 a后,由长江冲积物母质发育的SOC含量经过围垦初期的下降后上升4. 9%,而SIC经过快速的淋失,含量已由初期占总碳含量的25. 8%普遍降至0. 2%. MAOC含量总体上高于POC,对SOC积累贡献率达48. 0% ~ 79. 7%. 区内有机碳密度(SOCD)占总碳密度的57. 4% ~ 100%,土壤碳饱和水平(CSL)为18. 6% ~ 56. 1%,水旱轮作的CSP相较于光滩增长了20. 8%. 碳氮比和全氮含量是解释土壤碳积累过程的关键因素,围垦年限对评价土壤碳饱和水平有重要作用. 沿江平原区土壤经长期利用后必须注重保持养分平衡,以维持土壤生产能力并促进SOC积累,避免土壤固碳能力下降.

关键词: 有机碳; 无机碳; 颗粒态有机碳; 矿物结合态有机碳; 土壤时间序列; 土地利用

中图分类号: X144 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2024)01-0314-09 **DOI:** 10. 13227/j. hjkx. 202301030

Soil Carbon Pool Allocation Dynamics During Soil Development in the Lower Yangtze River Alluvial Plain

HU Dan-yang[1], ZHANG Huan[2], SU Bao-wei[1], ZHANG Ya-lu[1], WANG Yong-hong[1], JI Jia-chen[1], YANG Jie[1], GAO Chao[1*]
(1. School of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China; 2. School of Marine Science and Engineering, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

Abstract: The allocation dynamics of soil carbon pools during soil development and land use are the key to revealing the carbon cycle process. To clarify the distribution of the soil carbon pool and its change trend, a soil reclamation chronosequence (0 a, 60 a, 160 a, 280 a, 1 000 a, and 1 500 a reclamation) was established in a typical alluvial plain in the Lower Yangtze River, and the content and density of soil organic carbon (SOC), soil inorganic carbon (SIC), particulate organic carbon (POC), and mineral-associated organic carbon (MAOC), along with carbon sequestration potential (CSP) indicators of topsoil under different land use types were measured and analyzed. The results showed that after approximately 1 500 a reclamation, the SOC content developed from the Yangtze River alluvial deposits generally increased by 4. 9% after the initial decline, whereas the SIC content decreased to 0. 2% from 25. 8% of the total carbon content due to its rapid leaching. The MAOC content was normally higher than that of POC, and MAOC was contributing 48. 0% -79. 7% of the SOC accumulation. In this region, the soil organic carbon density (SOCD) accounted for 57. 4%-100% of the total carbon density, the soil carbon sequestration levels (CSL) ranged from 18. 6% to 56. 1%, and CSP under paddy-dryland rotation increased by 20. 8% compared to that under dryland. The C/N ratio and total nitrogen content are key factors in explaining soil carbon accumulation processes, and the reclamation year plays an important role in evaluating soil carbon sequestration levels. After long-term utilization, the cultivated soil in the Yangtze River floodplain must be carefully managed through balanced fertilization to maintain soil productivity, promote the accumulation of SOC, and avoid the decline in soil carbon sequestration capacity.

Key words: organic carbon; inorganic carbon; particulate organic carbon; mineral-associated organic carbon; soil chronosequence; land use

土壤碳库由有机碳库和无机碳库构成,明晰土壤碳库分配及其动态变化对于揭示土壤碳循环过程和碳源-汇功能的转化具有重要意义[1]. 近年来的相关研究常将SOC在操作上分为两个或更多个具有不同稳定机制的部分,如由粒径定义的颗粒态有机碳(POC, >53 μm)和矿物结合态有机碳(MAOC, < 53 μm),因其能够在成因、周转和功能方面将有机碳分为两种具有明显差异的组分,成为解释有机碳库与土壤结构关系的较理想分离方式[2,3]. 各个土壤碳组分的积累过程和转化速率不同,因而其含量和分配比例成为评价土壤固碳潜力的关键指标[1,4].

当前,由人为驱动的土地利用和土地覆盖变化已导致大量的土壤碳损失[5],为了改善土壤碳库对环境变化的响应预测,须加强土壤碳组分动态及其影响因子研究[6,7]. 一方面,土壤发育过程中物质成分和环境条件的变化往往通过影响土壤养分有效性、有机物料来源及微生物活性等因素控制土壤碳的循环,相同母质和气候条件下,土壤理化性质及各碳组分的变化速率和轨迹也可能不尽相同[8~10]. Yang等[11]有关草原恢复年代序列的研究强调微生物对SOC稳定的主要贡献. Tao等[12]有关国内农田土壤的研究表明,水分和氮肥施用是无机碳密度损失的关键驱动因素. Cotrufo等[13]和Hemingway等[14]的研究揭示与矿物结合是SOC的重要稳定机制,其间相互作用限制

收稿日期: 2023-01-05; **修订日期:** 2023-03-19
基金项目: 国家自然科学基金项目(41877002)
作者简介: 胡丹阳(1998 ~),女,硕士研究生,主要研究方向为土壤地理学,E-mail:hhudanyang@foxmail.com
* 通信作者,E-mail:chgao@nju.edu.cn

了微生物对其他可分解基质的接触，因此增加 MAOC 可能是提高土壤固碳能力并维持土壤长期碳储的关键[2]. 另一方面，人类活动通过一系列的土地利用在很大程度上影响了土壤水分和养分状况、微生物及有机物料的输入输出，从而决定了土壤碳的周转、分配和固碳潜力[15,16]. 蔡岸冬等[4]研究表明国内林地土壤 SOC 和 MAOC 含量显著高于草地土壤，刘振杰等[17]研究表明生物炭添加可以增加免耕和翻耕土壤 SOC 含量，但对 SIC 含量没有显著影响. 可见 SOC 和 SIC 的分解平衡受到多种条件的调节和制约，需要改进土壤管理方法，促进土壤碳固存[18,19].

长江中下游沿江平原广泛分布着由河流冲积物母质发育的土壤，存在多种碳输入源[20]，同时由于地形平坦、水热条件好，农业利用强度很高，土壤生态系统深受人类活动影响，但目前对这一地区土壤碳分布及其在较长时间尺度上的变化还缺乏系统的研究. 据此，本研究基于长江下游沿江平原地区建立的土壤时间序列，运用时空代换方法，量化不同土地利用下 SOC、SIC 以及 POC、MAOC 的动态演变，以期揭示人类活动影响下土壤碳的分配、周转和存储过程.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究区位于安徽省中南部的无为市（东经 117°28′ ~ 118°21′，北纬 30°56′ ~ 31°30′），地处长江下游北岸（图 1）. 在长江河道演变过程中，研究区因处于凸岸而持续接受长江沉积物的堆积，形成不断淤长的冲积平原. 在随后千余年的开垦利用过程中，当地不断修建江堤以保护圩区内的居民和土地. 在早期江堤建成后，由于江岸和冲积平原继续南移扩张，又陆续修建新江堤并形成新的圩区. 各圩区的形成时间和开垦利用历史由南向北逐渐增加. 根据《无为县志》和《无为大堤志》记载的建堤时间和实地调查走访，确定本研究区由南向北可划分为距今分别约为 0、60、160、280、1 000 和 1 500 a 的 6 个圩区（图 1），构成围垦历史和土壤发育由新到老的时间序列，其中 1 区为代表土壤母质的河漫滩现代冲积物.

研究区属亚热带季风气候区，四季分明，雨量充沛，无霜期长，适宜农业生产，土地利用集约化程度高. 区内土壤均为长江冲积物发育的潮土和水稻土. 2 区即围垦时间最短的圩区，均为旱作，3 区开始有水旱轮作（旱作以小麦、油菜和蔬菜种植为主），围垦时间较长的 4 ~ 6 区以水旱轮作为主，大多为稻/麦（油菜）轮作，有少量旱作，少见成片的林地和草地.

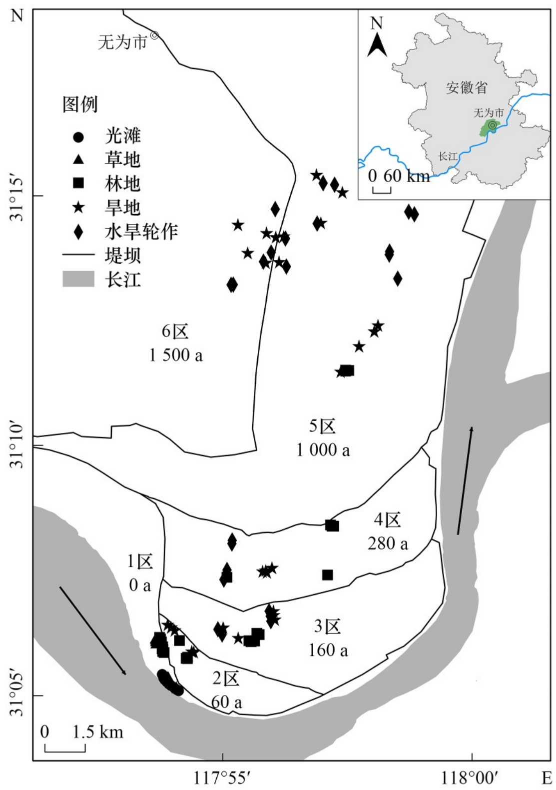


图 1　研究区位置与采样区分布示意

Fig. 1　Map of the study area and sampling sites

1.2　实验方法

1.2.1　样品采集与土壤理化性质测定

图 1 中 1 区为现江堤外的河漫滩，样品采自光滩、草地和林地，2 ~ 4 区包括人工林地和农业用地，样品采自林地、旱地和水旱轮作地，5 和 6 区以农业用地为主，基本没有成片的林地，样品采自旱地和水旱轮作的耕地. 各区每种土地利用土壤至少 5 个重复，采样深度为 0 ~ 20 cm 土层，共采集表层土壤/沉积物样品 90 个.

土壤 pH 采用电位法测定；土壤容重（BD）采用环刀-烘干法测定；土壤黏粒、粉粒和砂粒含量采用比重计法测定；SOC 含量采用重铬酸钾-外加热法测定；SIC 含量采用气量法测定；土壤全氮（TN）含量采用凯氏定氮法测定；土壤常量元素 Al、Ca 和 Fe 采用 X 射线荧光光谱法（XRF）测定[21].

1.2.2　土壤有机碳组分分离

参考 Cambardella 等[22]的方法对 SOC 进行物理分组：取过 2 mm 筛的干土 20 g，置于 250 mL 三角瓶，加入 60 mL 5 $g\cdot L^{-1}$ 的六偏磷酸钠溶液，于 25℃ 180 $r\cdot min^{-1}$ 振荡 18 h. 将土壤溶液过 53 μm 筛，用去离子水反复淋洗直至水流清澈，分别用烧杯收集筛上筛下部分，大于 53 μm 部分测得的 SOC 为 POC，小于 53 μm 部分测得的 SOC 为 MAOC. 测定 SOC 含量前将所有待测样品经过 60℃烘干至恒重，研磨过 0. 149 mm

筛.实验中每种土壤类型3个重复,碳含量的计算见式(1)和式(2).

$$POC = SOC_{颗粒态} \times m_{颗粒态}/m \quad (1)$$

$$MAOC = SOC_{矿物结合态} \times m_{矿物结合态}/m \quad (2)$$

式中,$m_{颗粒态}$为分离后颗粒态有机物质量(g),$m_{矿物结合态}$为分离后矿物结合态有机物质量(g),m为分离前总土壤质量(g),$SOC_{颗粒态}$为颗粒态有机物中有机碳含量($g\cdot kg^{-1}$),$SOC_{矿物结合态}$为矿物结合态有机物中有机碳含量($g\cdot kg^{-1}$).

1.2.3 相关指标计算

MAOC/POC值是反映土壤有机质稳定程度的重要指标,更高的MAOC/POC值代表更稳定的SOC结构[2,3].

表层土壤有机碳密度(SOCD)、土壤无机碳密度(SICD)、颗粒态有机碳密度(POCD)和矿物结合态有机碳密度(MAOCD)的计算见式(3)~(6).

$$SOCD = SOC \times BD \times (1-Gr) \times Th \quad (3)$$

$$SICD = SIC \times BD \times (1-Gr) \times Th \quad (4)$$

$$POCD = POC \times BD \times (1-Gr) \times Th \quad (5)$$

$$MAOCD = MAOC \times BD \times (1-Gr) \times Th \quad (6)$$

式中,Th为土层厚度(m),Gr为土壤砾石体积分数(%).

基于Hassink[23]和徐嘉晖等[24]的研究,将粉粒和黏粒结合态碳库定义为土壤碳库稳定容量[13],土壤固碳潜力(CSP)和土壤碳饱和水平(CSL)的计算见式(7)~(9).

$$A = \omega(黏粒) + \omega(粉粒) \quad (7)$$

$$CSP = [(4.09+0.37 \times A)-MAOC] \times BD \times (1-Gr) \times Th \times 0.01 \quad (8)$$

$$CSL = MAOC/(4.09+0.37 \times A) \quad (9)$$

式中,A为土壤黏粒与粉粒质量分数之和(%).

1.3 统计方法

应用IBM SPSS Statistcs 26进行数据处理和双因素方差分析,采用LSD和Dunnett T3检验进行指标差异显著性的多重比较($P < 0.05$),应用Canoco 5进行冗余分析,应用Origin 2021进行绘图.

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质统计特征

研究区土壤理化性质的统计结果见表1,区内表层土壤pH值范围为5.42~8.41,以偏碱性土壤为主,只有少部分土壤呈酸性,土壤质地以黏壤土、壤土和砂壤土为主,少部分为粉黏壤土、粉壤土、黏土和壤砂土.从变异系数可看出,除土壤pH和容重表现为弱变异性,其余属性的变异系数变化范围为11.1%~47.4%,均表现为中等强度变异.

表1 土壤理化性质统计特征1)

Table 1 Statistical characteristics of soil physical and chemical properties

土壤属性	最小值	最大值	范围	均值	标准差	变异系数	偏度	峰度
pH	5.42	8.41	2.99	7.47	0.67	9.02	−1.50	1.85
容重	0.90	1.62	0.72	1.37	0.12	8.88	−1.09	2.38
黏粒	7.92	44.15	36.23	24.31	7.87	32.40	−0.13	−0.68
粉粒	8.60	55.42	46.82	40.01	9.02	22.56	−1.13	1.34
砂粒	13.92	83.48	69.56	35.68	15.32	42.94	1.10	0.56
TN	0.55	2.36	1.80	1.46	0.37	25.56	−0.13	−0.12
Al_2O_3	10.12	16.82	6.69	13.80	1.53	11.11	−0.50	−0.47
CaO	0.92	4.81	3.90	2.44	1.16	47.41	0.49	−0.91
TFe_2O_3	3.85	7.17	3.32	5.68	0.73	12.91	−0.21	−0.37
C/N	5.92	19.55	13.63	11.32	2.19	19.34	1.02	2.52

1)pH和C/N无量纲,容重单位为$g\cdot cm^{-3}$,黏粒、粉粒和砂粒的单位为%,TN单位为$g\cdot kg^{-1}$,Al_2O_3、CaO和TFe_2O_3的单位为%,变异系数单位为%

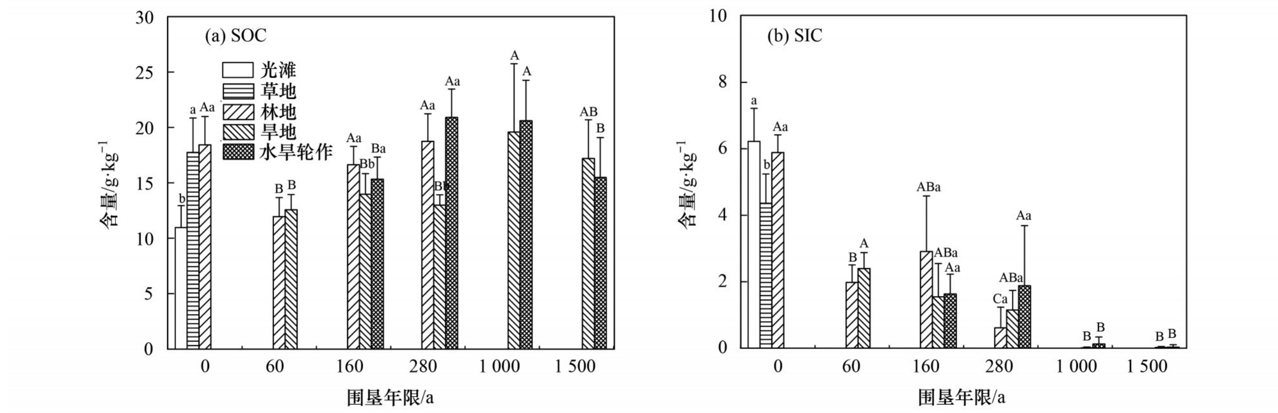
2.2 SOC和SIC含量特征

土壤发育和土地利用方式变化促进了SOC积累和SIC的淋失(图2),SOC含量积累最大值出现在围垦中后期(280~1 000 a),SIC含量损失最快速阶段出现在围垦早期(0~60 a).光滩SOC含量最低,随着围垦时间增加,林地SOC含量呈现先减少、后增加的趋势,280 a时相较0 a提高了1.70%,旱地和水旱轮作地SOC含量呈现先增加、后减少的趋势,1 000 a的旱地SOC含量相较60 a时提高了55.8%,280 a的水旱轮作地SOC含量相较160 a时提高了36.3%.围垦1 500 a后SOC含量又略有下降.

未围垦区域的SIC含量最高(2.90~7.37 $g\cdot kg^{-1}$),随着围垦时间增加,林地、旱地和水旱轮作地SIC含量均呈现减少趋势,60 a时的林地和旱地相较0 a的光滩分别降低了68.1%和61.5%,围垦1 500 a后多数样品中的ω(SIC)都在0.20 $g\cdot kg^{-1}$以下.

2.3 SOC分配及其动态

POC和MAOC含量的变化趋势与SOC相似(图3).未围垦区域的草地和林地ω(POC)(6.19 $g\cdot kg^{-1}$和7.52 $g\cdot kg^{-1}$)和ω(MAOC)(10.3 $g\cdot kg^{-1}$和9.65 $g\cdot kg^{-1}$)

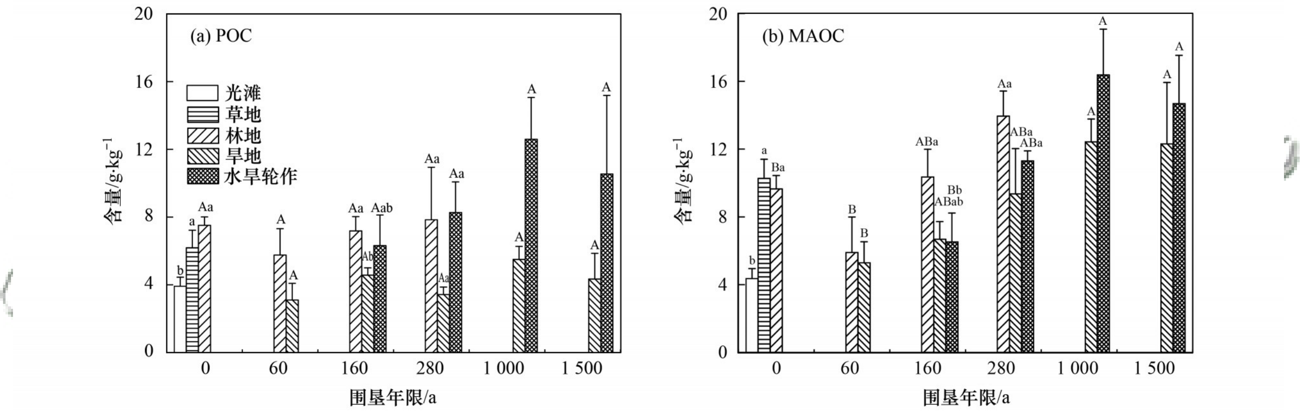


不同大写字母表示不同围垦年限间含量差异显著($P < 0.05$)，不同小写字母表示不同土地利用间含量差异显著($P < 0.05$)

图2　不同围垦年限各利用土壤SOC和SIC含量分布

Fig. 2　Distribution of SOC and SIC content under various land uses in different reclamation times

均高于光滩(3.92 g·kg^{-1}和4.37 g·kg^{-1}). 围垦后，同一时期各利用POC和MAOC含量没有显著差异，但土壤POC和MAOC随围垦时间延长整体呈增加趋势，林地POC和MAOC在围垦280 a比围垦60 a时分别提高了36.1%和136%，旱地POC和MAOC在围垦1 000 a比围垦60 a时分别提高了77.3%和134%，水旱轮作地POC和MAOC在围垦1 000 a比围垦280 a时分别提高了99.5%和151%. 各利用POC含量随围垦时间的变化均未达显著差异水平，而MAOC含量因土壤发育和土地利用过程有较大改变.



不同大写字母表示不同围垦年限间含量差异显著($P < 0.05$)，不同小写字母表示不同土地利用间含量差异显著($P < 0.05$)

图3　不同围垦年限各利用土壤POC、MAOC含量分布

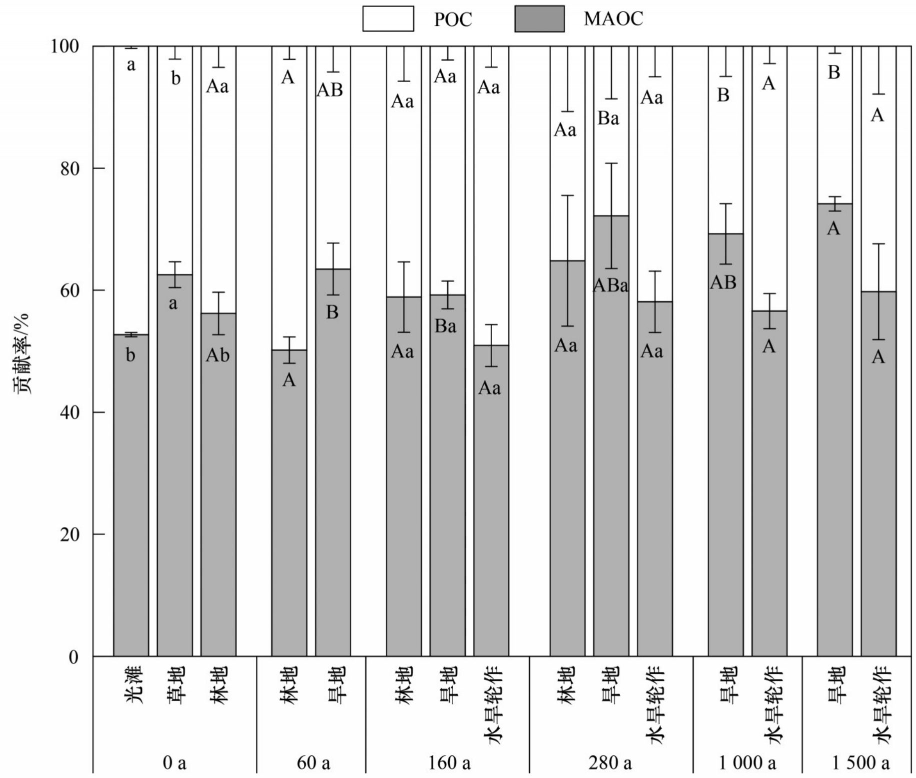
Fig. 3　Distribution of POC and MAOC content under various land uses in different reclamation times

在不同围垦阶段，POC和MAOC对SOC贡献率变化范围分别为20.3%～52.0%和48.0%～79.7%(图4). 林地、旱地和水旱轮作地POC对SOC贡献率变化范围分别在35.2%～49.8%、25.9%～40.8%和40.3%～49.1%之间，MAOC对SOC贡献率变化范围分别为50.2%～64.8%、59.2%～74.2%和50.9%～59.8%. 未围垦区域MAOC/POC表现为：光滩＜林地＜草地，经过一段时间的围垦利用，林地、旱地和水旱轮作地土壤MAOC/POC呈现波动增大的趋势，且在同时期均表现为：水旱轮作＜林地＜旱地，说明旱地SOC稳定性最高(图5).

对POC、MAOC与SOC进行线性拟合，发现POC和MAOC与SOC均存在显著正相关关系(图6). 在3种土地利用类型中，POC随SOC含量增加的变化率表现为：旱地＜林地＜水旱轮作，MAOC变化率表现为：水旱轮作＜林地＜旱地，说明在增加一个单位SOC时，旱地表现出较低的POC增加速率和较高的MAOC增加速率. 不同利用方式下MAOC变化率均大于POC变化率，说明在增加一个单位SOC时，将有较多的SOC以MAOC的形式存在，MAOC对SOC的贡献占主导地位.

2.4　土壤碳密度与固碳潜力

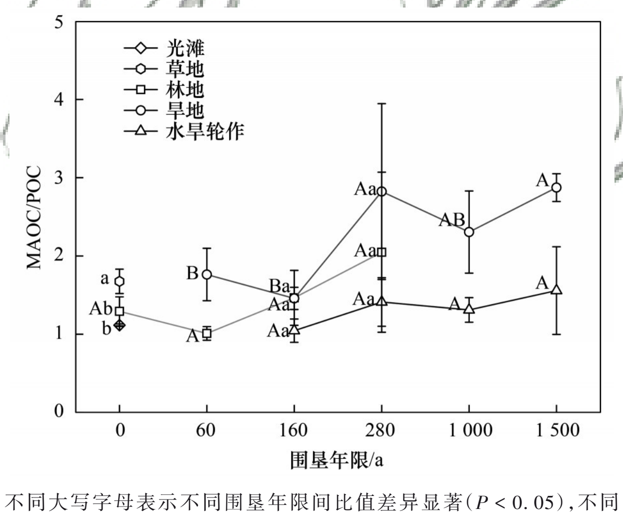
土壤碳含量和容重共同决定了表层土壤的碳密度与固碳潜力. 研究区内SOCD和SICD范围分别为1.76～8.00 kg·m^{-2}和0.00～2.07 kg·m^{-2}，CSL为18.6%～56.1%，其中水旱轮作地POCD、MAOCD、SOCD、CSP和CSL均值均高于其他利用类型，相较光滩分别提高了129%、167%、149%、



不同大写字母表示不同围垦年限间贡献率差异显著($P < 0.05$),不同小写字母表示不同土地利用间贡献率差异显著($P < 0.05$)

图4 POC和MAOC对SOC的积累贡献率

Fig. 4 Contribution of POC and MAOC to the accumulation of SOC



不同大写字母表示不同围垦年限间比值差异显著($P < 0.05$),不同小写字母表示不同土地利用间比值差异显著($P < 0.05$)

图5 不同围垦年限各利用土壤MAOC/POC值动态

Fig. 5 Changes in MAOC/POC value under various land uses in different reclamation times

20.8%和73.2%(表2).经过长期围垦利用,旱地CSL最大值出现在围垦1 500 a,而水旱轮作CSL最大值出现在1 000 a.

对土壤围垦年限和土地利用方式进行主效应分析,发现围垦年限×土地利用交互作用仅对SOC、SIC和CSP有显著影响($P < 0.05$),MAOC、MAOCD、SIC、SICD、CSP和CSL主要受围垦年限影响($F_{土地利用} < F_{围垦年限}$),POC、POCD、SOC和SOCD主要受土地利用影响($F_{围垦年限} < F_{土地利用}$)(表3).

通过冗余分析探究土壤碳相关指标和土壤属性指标之间的关系,发现C/N和TN含量是解释土壤碳积累过程的最关键因素,总体解释度分别达到53.5%和32.1%(图7).围垦过程中,较高的C/N、TN、Al_2O_3和TFe_2O_3含量促进了SOC、POC和MAOC的含量积累和密度提高,较低的pH和CaO含量则伴随着较低的SIC含量和密度,围垦年限对评价CSL有重要作用.

3 讨论

3.1 POC、MAOC及其分配情况

POC被认为是活性有机碳库的重要组成部分和衡量标准,由主要来自植物的结构性高分子化合物组成,在土壤中的周转速度较快,对于表层土壤中植物残体积累和根系分布的变化极为敏感[25],具有较高POC/SOC值的土壤有机质活性高,容易被矿化.一般而言,周转时间较短的组分可能对土壤有机质增长更为敏感,长期管理将会促进土壤中易分解的活跃颗粒态有机物在团聚体内的物理闭蓄以及土壤矿物的化学吸附[26],这是养分有效性和有机碳质量提高的表现.研究区POC含量没有明显的变化规律,

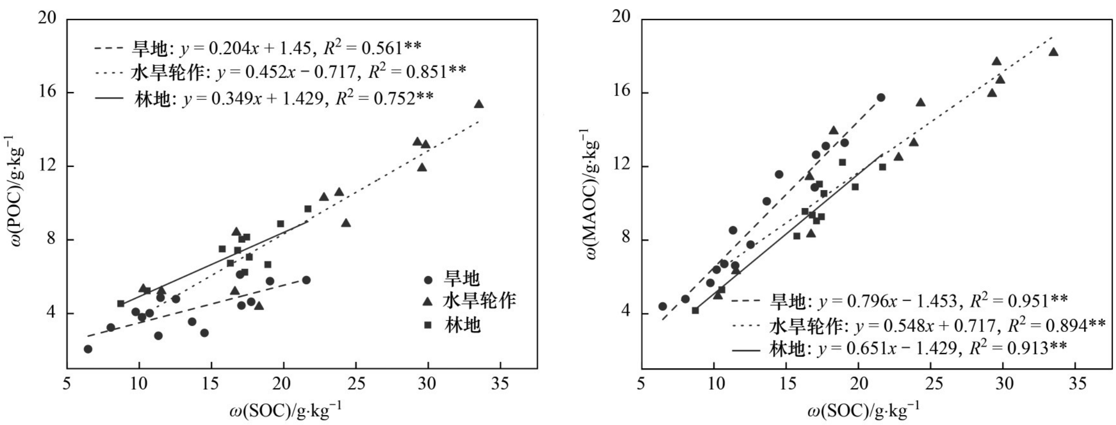


图 6　研究区土壤 POC、MAOC 与 SOC 的变化趋势

Fig. 6　Trends of POC, MAOC, and SOC in study area

表 2　各利用类型土壤碳密度和固碳功能指标 1)

Table 2　Soil carbon density and carbon sequestration functional indicators under various land uses

土地利用	围垦年限/a	SOCD/kg·m^{-2}	SICD/kg·m^{-2}	POCD/kg·m^{-2}	MAOCD/kg·m^{-2}	CSP/kg·m^{-2}	CSL/%
光滩	0	2.30 ± 0.31c	1.86 ± 0.36a	1.09 ± 0.15b	1.21 ± 0.16b	4.16 ± 0.44b	22.61 ± 2.26b
草地	0	4.04 ± 0.54b	1.24 ± 0.12b	1.52 ± 0.24b	2.53 ± 0.31a	4.47 ± 0.19b	35.99 ± 1.99a
林地	0	4.88 ± 0.28ABa	1.80 ± 0.07Aa	2.14 ± 0.27Aa	2.74 ± 0.14Ca	5.17 ± 0.36A	34.64 ± 1.77A
	60	3.51 ± 1.13B	0.57 ± 0.16BC	1.73 ± 0.49A	1.77 ± 0.65C	3.32 ± 0.71B	34.89 ± 13.06A
	160	5.00 ± 0.25ABa	0.70 ± 0.44Ba	2.06 ± 0.33Aa	2.94 ± 0.31Ba	6.02 ± 0.53A	32.85 ± 3.77A
	280	6.31 ± 1.11Aa	0.14 ± 0.19Ca	2.28 ± 0.95Aa	4.03 ± 0.49Aab	5.34 ± 0.59A	43.05 ± 5.33A
旱地	60	2.19 ± 0.56B	0.69 ± 0.14A	0.81 ± 0.25A	1.39 ± 0.33B	2.94 ± 0.51B	31.88 ± 2.12A
	160	3.35 ± 0.35Bb	0.56 ± 0.19ABa	1.36 ± 0.14Aa	1.98 ± 0.24Bb	5.37 ± 0.19A	26.94 ± 2.23A
	280	3.72 ± 0.53ABb	0.44 ± 0.13Ba	1.01 ± 0.17Aa	2.72 ± 0.67ABb	4.68 ± 0.91A	36.97 ± 10.09A
	1 000	5.05 ± 0.47A	0.00 ± 0.00C	1.55 ± 0.28A	3.49 ± 0.41A	5.70 ± 0.67A	38.08 ± 5.28A
	1 500	4.68 ± 1.51AB	0.01 ± 0.01C	1.22 ± 0.45A	3.46 ± 1.07A	5.16 ± 1.15A	40.24 ± 12.86A
水旱轮作	160	3.77 ± 0.86Bb	0.55 ± 0.21Aa	1.85 ± 0.46Aa	1.92 ± 0.44Cb	6.31 ± 0.16A	23.21 ± 4.56C
	280	5.17 ± 0.56Bab	0.17 ± 0.22Ba	2.18 ± 0.46Aa	2.99 ± 0.17Bb	5.07 ± 0.57B	37.20 ± 2.76B
	1 000	7.29 ± 1.18A	0.05 ± 0.06B	3.16 ± 0.52A	4.13 ± 0.75A	4.10 ± 0.65B	50.10 ± 7.72A
	1 500	6.75 ± 1.59AB	0.02 ± 0.03B	2.80 ± 1.10A	3.95 ± 0.50A	4.62 ± 0.68B	46.16 ± 6.68AB

1)不同大写字母表示不同围垦年限间数值差异显著($P < 0.05$),不同小写字母表示不同土地利用间数值差异显著($P < 0.05$)

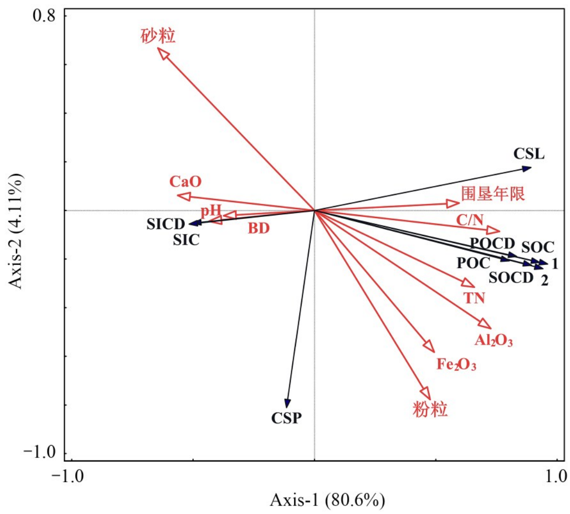
表 3　围垦时间和土地利用的主效应分析

Table 3　Main effects analysis of reclamation time and land use

项目		POC	POCD	MAOC	MAOCD	SOC	SOCD	SIC	SICD	CSP	CSL
围垦年限	F	3.29	2.70	19.88	20.23	8.16	7.33	32.26	32.39	15.26	7.08
	P	0.017	0.039	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
土地利用	F	13.51	13.24	8.60	8.65	10.56	9.40	6.52	11.19	1.65	3.24
	P	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.189	0.025
围垦年限 × 土地利用	F	1.58	1.11	1.67	0.95	3.63	2.27	2.77	2.13	3.06	1.13
	P	0.195	0.384	0.173	0.463	0.006	0.057	0.024	0.072	0.024	0.368

POC 分配比例参照文献[4],应属于中等水平. 本研究中 POC 部分损失较大,这与 Lugato 等[3]研究的结果相似,可能是区内频繁耕作条件下,作物根系的较弱水平和植物残余添加的相对快速周转时间使得颗粒态有机物难以在团聚体中受到物理性封闭保护,导致土壤 POC 累积量较低[13].

MAOC 被认为是长期稳定的有机碳库组分,是有机物形成的最终较稳定产物,周转时间从几年到几千年不等,与微生物群落结构和组成变化密切相关[27]. 具有较高 MAOC/SOC 值的土壤有机质活性低,不易被生物所利用. MAOC 是与土壤中与粉黏粒紧密结合的有机碳组分,其含量有随着土壤粒径减小而增加的趋势. 本研究中 MAOC 分配比例较高,说明土壤有机碳库以 MAOC 为主,原因可能是区内土壤



1:MAOCD,2:MAOC;黑色箭头表示土壤碳相关指标,红色箭头表示理化属性

图7　土壤碳相关指标与理化属性的冗余分析

Fig. 7　Redundancy analysis of soil carbon-related indicators and physicochemical properties

质地以壤土、砂壤土和黏壤土为主,黏粒对有机质的保护能力强[26],且土壤养分含量高,有利于植物生长,同时围垦过程中微生物代谢分泌物所增加的MAOC含量始终未达到饱和水平,促进了MAOC的稳定和积累. 从数值看来,本研究中MAOC/SOC值中位数表现为:光滩(52.6%) < 水旱轮作(55.2%) < 林地(55.3%) < 草地(61.8%) < 旱地(68.1%),均低于世界土壤平均水平(0.86 ~ 0.89)[28]. 死亡的植物及颗粒态有机物容易被微生物获取和分解,它们在土壤系统中停留的时间越长,就越可能经历物理化学转化,被稳定在团聚体中并通过配位交换、阳离子键桥和络合作用等关联形式与矿物表面相结合[29,30],在这一稳定过程中,有机质可能在低生物利用率和长周转时间条件下更强烈地吸附在土壤矿物上[31],提高自身抗性,由POC转化为MAOC,这可进一步解释本研究中MAOC/SOC相较POC/SOC更大的增长幅度.

3.2　围垦后土壤碳组分的动态变化

SOC在土壤中的长久固存受到土壤发育过程的影响,土壤围垦时间是影响区内MAOC动态的最主要因素(表3). 未围垦的土壤母质受到外界的扰动小,接受了长江中上游带来的较多有机质,同时河流过境期间生物圈POC转移和埋藏较多[32],MAOC分配比例相对较小. 围垦60年间(0 ~ 60 a)SOC含量的下降可能与较高的SOC初始值以及土地利用方式改变有关,耕作措施加速了原有SOC的消耗,而耕作初期形成的作物根茬等还不能补偿SOC的消耗,导致其含量有不同程度的下降. 60 ~ 1 000 a围垦时间的土壤,SOC含量随着开垦持续时间的延长而增加,一方面,土壤成土过程伴随着有机质的积累以及黏粒含量的增加,作为无机胶结物质的黏土矿物和铁铝氧化物含量的增加均能提升土壤对SOC的吸附,促进MAOC积累. 另一方面,区内土壤条件发生变化,土壤地上和地下生物量增多,营养元素含量增加,提高了POC和MAOC含量,期间SOC含量的提高又有利于构建生态酶体系促进SOC稳定性提高[33],因此SOC含量积累最大值在280 ~ 1 000 a出现. 围垦年限更长(1 000 ~ 1 500 a)的土壤,POC和MAOC含量均有一定程度的下降,相较于SOC快速累积的前中期,此时土壤出现容重增加、有机质减少等退化现象,同时SOC稳定机制随土壤酸度增强可能发生改变[34],碳含量随之下降.

土壤发育时间同样是影响区内SIC动态的最主要因素(表3). 未围垦区SIC主要来自上游冲积物中富含无机碳的原生、次生碳酸盐及生物碎屑[35]. 围垦初期(0 ~ 60 a)SIC含量与土壤pH、氧化钙同步快速下降,随着围垦年限的增加,SIC淋失的速度随其含量降低而放缓,围垦1 000 a左右土壤中仍有一定量的SIC存在,其存在形态可能是较稳定的淡水钙质生物的碎屑. 围垦1 000 a以上时土壤中SIC含量已经趋近于零.

3.3　土地利用方式对土壤碳分布的影响

SOC含量是有机质分解与生成动态平衡的结果[16]. 未围垦区主要是由光滩、草地和林地构成的湿地,枯水季节出露水面,丰水季节常被淹没. 光滩应该是最新的沉积,该区的草地和林地覆盖了稍早的长江冲积物,经过一段时间的植被生长,草地和林地的SOC总量有了一定程度的提高[36],POC和MAOC含量均高于光滩. 围垦区林地SOC在土壤发育时间序列上呈现持续的上升趋势,而旱地、水旱轮作地SOC含量的波动变化可能与受到人为干扰有关,农业管理中施肥、灌溉、翻耕等措施在稳定土壤结构、提高农田土壤有机质含量方面起到了积极作用[37~39],尤其水旱轮作土壤的淹水条件促进了有机质积累[40],秸秆还田措施又相对促进了土壤POC积累,表现出更高的SOC含量.

研究区土壤由富含碳酸钙的长江冲积物发育而成,因此未围垦区SIC含量明显高于其他土地利用类型. 随着围垦年限的增加,碳酸盐逐渐淋溶损失,矿质肥料的施用还会降低土壤pH值,加速碱性阳离子迁移和SIC溶解. 围垦千年以上时,表层土壤中SIC基本淋失殆尽(图2).

本研究区的生物气候条件下,表层土壤中SIC逐渐淋失的趋势不可逆转,土壤中碳的固存依赖于SOC数量和质量的提升. 区内土壤碳饱和水平远离饱和

度，并低于我国水稻土63.5%的碳饱和平均水平[41]，说明在当前的管理利用下，SOC和MAOC仍有继续积累的潜力．然而，本文研究表明围垦早期SOC、POC和MAOC总体上都呈现逐渐上升的趋势．在本区水旱轮作这种最主要的利用方式下，围垦1 000 a后土壤碳饱和水平达到50.1%，但到1 500 a时又有所下降．区内成土母质为富含各种速效养分的长江冲积物，围垦后具有较高的肥力和较高的生物量，有利于SOC的形成和积累．在过去防洪能力较弱的情况下，沿江地区不断受洪水的侵袭，土地间歇性地被淹没，土壤因为持续接受长江输送的新鲜养分而保持较高肥力．随着长江大堤的加高加固，防洪能力不断提高的同时，长江对于沿江平原土壤养分的持续供应能力也因而终止．在这种情况下，如果土地利用强度过高且人为补充的养分不足，则会导致土壤肥力下降[42,43]，其后果除了土地产出生物量的降低，还可能导致SOC的丧失和土壤碳饱和水平的降低．当地相关部门在无为市的调查结果也表明，在测土配方施肥区，土壤SOC含量普遍得到提高，而在肥料投入不足的情况下，土壤速效养分和SOC含量出现明显降低现象[44,45]．因此，为保持和提高区内农田土壤的固碳潜力，需要通过定期的土壤监测，根据养分的实际消耗给予补充，避免因土壤养分亏损而导致的生物量下降和SOC水平降低．

4 结论

（1）长江下游平原区土壤有机碳在经历逐渐上升的阶段后，长期耕种的农田土壤其含量又有所下降，围垦1 000 a和1 500 a后含量均值相较未围垦区上升约28.9%和4.9%．无机碳初始含量占总碳量的20.7%左右，围垦后逐渐下降，1 000 a后仅占2.0%以下．

（2）不同利用方式下，矿物结合态有机碳含量均高于颗粒态有机碳，MAOC/POC值表现为：水旱轮作＜林地＜旱地，总有机碳积累主要通过较稳定的矿物结合态有机碳的增加而实现，矿物结合态有机碳的贡献率达48.0%～79.7%．

（3）区内土壤碳饱和水平较低，仅18.6%～56.1%，当前土壤固碳仍有较大潜力，各利用方式下固碳潜力表现为：光滩＜草地＜旱地＜林地＜水旱轮作．

（4）沿江平原区土壤经长期利用后易出现肥力质量下降，从而导致生物量减少、有机碳含量和土壤固碳能力下降．

参考文献：

[1] Six J, Conant R T, Paul E A, *et al*. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils[J]. Plant and Soil, 2002, **241**(2): 155-176.

[2] Lavallee J M, Soong J L, Cotrufo M F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century[J]. Global Change Biology, 2020, **26**(1): 261-273.

[3] Lugato E, Lavallee J M, Haddix M L, *et al*. Different climate sensitivity of particulate and mineral-associated soil organic matter[J]. Nature Geoscience, 2021, **14**(4): 295-300.

[4] 蔡岸冬，徐香茹，张旭博，等．不同利用方式下土壤矿物结合态有机碳特征与容量分析[J]．中国农业科学，2014，**47**(21)：4291-4299.
Cai A D, Xu X R, Zhang X B, *et al*. Capacity and characteristics of mineral associated soil organic carbon under various land uses[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2014, **47**(21): 4291-4299.

[5] Sanderman J, Hengl T, Fiske G J. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2017, **114**(36): 9575-9580.

[6] Cates A M, Jilling A, Tfaily M M, *et al*. Temperature and moisture alter organic matter composition across soil fractions[J]. Geoderma, 2022, **409**, doi: 10.1016/j.geoderma.2021.115628.

[7] Xiao Y, Xue J, Zhang X L, *et al*. Improving pedotransfer functions for predicting soil mineral associated organic carbon by ensemble machine learning[J]. Geoderma, 2022, **428**, doi: 10.1016/j.geoderma.2022.116208.

[8] Zhang H, Wang D F, Su B W, *et al*. Distribution and determinants of organic carbon and available nutrients in tropical paddy soils revealed by high - resolution sampling[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2021, **320**, doi: 10.1016/j.agee.2021.107580.

[9] Lawrence C R, Schulz M S, Masiello C A, *et al*. The trajectory of soil development and its relationship to soil carbon dynamics[J]. Geoderma, 2021, **403**, doi: 10.1016/j.geoderma.2021.115378.

[10] McFarland J W, Waldrop M P, Strawn D G, *et al*. Biological and mineralogical controls over cycling of low molecular weight organic compounds along a soil chronosequence[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, **133**: 16-27.

[11] Yang Y, Dou Y X, Wang B R, *et al*. Increasing contribution of microbial residues to soil organic carbon in grassland restoration chronosequence[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2022, **170**, doi: 10.1016/j.soilbio.2022.108688.

[12] Tao J J, Raza S, Zhao M Z, *et al*. Vulnerability and driving factors of soil inorganic carbon stocks in Chinese croplands[J]. Science of the Total Environment, 2022, **825**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.154087.

[13] Cotrufo M F, Ranalli M G, Haddix M L, *et al*. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter[J]. Nature Geoscience, 2019, **12**(12): 989-994.

[14] Hemingway J D, Rothman D H, Grant K E, *et al*. Mineral protection regulates long-term global preservation of natural organic carbon[J]. Nature, 2019, **570**(7760): 228-231.

[15] Fan M M, Lal R, Zhang H, *et al*. Variability and determinants of soil organic matter under different land uses and soil types in eastern China[J]. Soil and Tillage Research, 2020, **198**, doi: 10.1016/j.still.2019.104544.

[16] Angst G, Messinger J, Greiner M, *et al*. Soil organic carbon stocks in topsoil and subsoil controlled by parent material, carbon input in the rhizosphere, and microbial-derived compounds[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, **122**: 19-30.

[17] 刘振杰，李鹏飞，黄世威，等．小麦秸秆生物质炭施用对不同

耕作措施土壤碳含量变化的影响[J]. 环境科学, 2021, **42**(6): 3000-3009.
Liu Z J, Li P F, Huang S W, *et al*. Effects of wheat straw-derived biochar application on soil carbon content under different tillage practices[J]. Environmental Science, 2021, **42**(6): 3000-3009.
[18] Kögel-Knabner I, Amelung W. Soil organic matter in major pedogenic soil groups[J]. Geoderma, 2021, **384**, doi: 10.1016/j.geoderma.2020.114785.
[19] Rodrigues L A T, Giacomini S J, Dieckow J, *et al*. Carbon saturation deficit and litter quality drive the stabilization of litter-derived C in mineral-associated organic matter in long-term no-till soil[J]. CATENA, 2023, **219**, doi: 10.1016/j.catena.2022.106590.
[20] Lininger K B, Wohl E, Rose J R. Geomorphic controls on floodplain soil organic carbon in the Yukon Flats, Interior Alaska, from reach to river basin scales[J]. Water Resources Research, 2018, **54**(3): 1934-1951.
[21] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
[22] Cambardella C A, Elliott E T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence[J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, **56**(3): 777-783.
[23] Hassink J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles[J]. Plant and Soil, 1997, **191**(1): 77-87.
[24] 徐嘉晖, 高雷, 孙颖, 等. 大兴安岭森林土壤矿物结合态有机碳与黑碳的分布及土壤固碳潜力[J]. 土壤学报, 2018, **55**(1): 236-246.
Xu J H, Gao L, Sun Y, *et al*. Distribution of mineral-bonded organic carbon and black carbon in forest soils of great Xing'an Mountains, China and carbon sequestration potential of the soils[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, **55**(1): 236-246.
[25] Ramesh T, Bolan N S, Kirkham M B, *et al*. Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: a review[J]. Advances in Agronomy, 2019, **156**: 1-107.
[26] Witzgall K, Vidal A, Schubert D I, *et al*. Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon[J]. Nature Communications, 2021, **12**(1), doi: 10.1038/s41467-021-24192-8.
[27] Angst G, Mueller K E, Nierop K G J, *et al*. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2021, **156**, doi: 10.1016/j.soilbio.2021.108189.
[28] Gregorich E G, Beare M H, McKim U F, *et al*. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter [J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, **70**(5): 975-985.
[29] Six J, Callewaert P, Lenders S, *et al*. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation[J]. Soil Science Society of America Journal, 2002, **66**(6): 1981-1987.
[30] Georgiou K, Jackson R B, Vindušková O, *et al*. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon [J]. Nature Communications, 2022, **13**(1), doi: 10.1038/s41467-022-31540-9.
[31] Sayer E J, Lopez-Sangil L, Crawford J A, *et al*. Tropical forest soil carbon stocks do not increase despite 15 years of doubled litter inputs[J]. Scientific Reports, 2019, **9**(1), doi: 10.1038/s41598-019-54487-2.
[32] Repasch M, Scheingross J S, Hovius N, *et al*. Fluvial organic carbon cycling regulated by sediment transit time and mineral protection[J]. Nature Geoscience, 2021, **14**(11): 842-848.
[33] Wu M Y, Liu Z, Chen L, *et al*. Elevation gradient shapes microbial carbon and phosphorous limitations in the Helan Mountains, Northwest China [J]. Frontiers in Environmental Science, 2022, **10**, doi: 10.3389/fenvs.2022.1041964.
[34] Rasmussen C, Heckman K, Wieder W R, *et al*. Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content[J]. Biogeochemistry, 2018, **137**(3): 297-306.
[35] 范德江, 杨作升, 毛登, 等. 长江与黄河沉积物中粘土矿物及地化成分的组成[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2001, **21**(4): 7-12.
Fan D J, Yang Z S, Mao D, *et al*. Clay minerals and geochemistry of the sediments from the Yangtze and Yellow Rivers[J]. Marine Geology & Quaternary Geology, 2001, **21**(4): 7-12.
[36] 黄小清, 仝川, 罗敏, 等. 九龙江河口潮滩湿地土壤有机碳储量、活性组分及稳定性沿淹水梯度的分布特征[J]. 环境科学, 2022, **43**(4): 2226-2236.
Huang X Q, Tong C, Luo M, *et al*. Soil organic carbon storage, active component contents, and stability along a flooding gradient in the tidal wetland of the Jiulong River estuary[J]. Environmental Science, 2022, **43**(4): 2226-2236.
[37] Chenu C, Angers D A, Barré P, *et al*. Increasing organic stocks in agricultural soils: knowledge gaps and potential innovations[J]. Soil and Tillage Research, 2019, **188**: 41-52.
[38] 罗晓虹, 王子芳, 陆畅, 等. 土地利用方式对土壤团聚体稳定性和有机碳含量的影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(8): 3816-3824.
Luo X H, Wang Z F, Lu C, *et al*. Effects of land use type on the content and stability of organic carbon in soil aggregates [J]. Environmental Science, 2019, **40**(8): 3816-3824.
[39] Dhaliwal S S, Naresh R K, Gupta R K, *et al*. Effect of tillage and straw return on carbon footprints, soil organic carbon fractions and soil microbial community in different textured soils under rice - wheat rotation: a review [J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2020, **19**(1): 103-115.
[40] 李成, 王让会, 李兆哲, 等. 中国典型农田土壤有机碳密度的空间分异及影响因素[J]. 环境科学, 2021, **42**(5): 2432-2439.
Li C, Wang R H, Li Z Z, *et al*. Spatial differentiation of soil organic carbon density and influencing factors in typical croplands of China[J]. Environmental Science, 2021, **42**(5): 2432-2439.
[41] Qin Z C, Huang Y, Zhuang Q L. Soil organic carbon sequestration potential of cropland in China[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2013, **27**(3): 711-722.
[42] 孙德斌, 栗云召, 于君宝, 等. 黄河三角洲湿地不同植被类型下土壤营养元素空间分布及其生态化学计量学特征[J]. 环境科学, 2022, **43**(6): 3241-3252.
Sun D B, Li Y Z, Yu J B, *et al*. Spatial distribution and eco-stoichiometric characteristics of soil nutrient elements under different vegetation types in the Yellow River delta wetland [J]. Environmental Science, 2022, **43**(6): 3241-3252.
[43] Zhao W, Huang L M. Changes in soil nutrients and stoichiometric ratios reveal increasing phosphorus deficiency along a tropical soil chronosequence [J]. CATENA, 2023, **222**, doi: 10.1016/j.catena.2022.106893.
[44] 李秀平, 方咸林. 无为县土壤有机质状况及提升途径[J]. 现代农业科技, 2013, (7): 242-243.
[45] 张晨. 无为市2018—2019年度耕地质量现状及对策[J]. 安徽农学通报, 2021, **27**(15): 134-136.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 45 No. 1

Jan. 15, 2024

CONTENTS