

南方红壤稻田与旱地土壤有机碳及其组分的特征差异

李昌新¹, 黄山¹, 彭现宪¹, 黄欠如², 张卫建^{1,3}

(1.南京农业大学应用生态研究所, 江苏 南京 210095; 2.江西省红壤研究所, 江西 进贤 331717; 3.中国农业科学院作物科学研究所, 北京 100081)

摘要:大量研究证明稻田土壤比旱地土壤更具固碳潜力,但至今对稻田土壤固碳机制的认识尚不甚清楚。本研究于2007年利用两个开垦年代相似,近20多年分别一直种植双季稻和双季玉米的长期定位试验,来比较不同种植模式下土壤有机碳及其组分的差异。结果表明,水田土壤总有机碳和总氮的浓度分别是旱地的2.2倍和2.5倍。与试验前相比,水稻种植显著提高了土壤有机碳的含量,增幅达到30.8%,而旱地的前后差异不显著。在所有团聚体粒径水平上,水田有机碳的浓度均显著高于旱地。其中53~250 μm微团聚体相差最大,水田是旱地的近3倍。水田微团聚体保护碳(iPOM_m)在土壤中的浓度是旱地的4.2倍,微团聚体保护碳在总有机碳中的比重也显著高于旱地,达到25.5%,是旱地的2倍。水田和旱地iPOM_m组分碳的差异能够解释其总有机碳差异的42.8%。上述结果可以增强我们对稻田土壤固碳机制的了解,为稻田土壤碳管理提供理论依据。

关键词:红壤;土地利用;土壤有机碳组分;土壤团聚体;全球变化

中图分类号:S153.6 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2009)03-0606-06

Differences in Soil Organic Carbon Fractions Between Paddy Field and Upland Field in Red Soil Region of South China

LI Chang-xin¹, HUANG Shan¹, PENG Xian-xian¹, HUANG Qian-ru², ZHANG Wei-jian^{1,3}

(1.Institute of Applied Ecology, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Jiangxi Institute of Red Soil, Jinxian 331717, China; 3.Institute of Crop Science, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: Although increasing evidences have shown that paddy field soils owned a greater potential for carbon sequestration than that in upland soils, the underlying mechanisms have not been recognized clearly. The objective of this study was to identify the differences in soil organic carbon(SOC) and its fractions between long-term double rice cropping and double corn cropping fields with similar cropping histories. Our results showed that the concentrations of total organic carbon(TOC) and total nitrogen(TN) in the paddy field soil were 2.2 and 2.5 times higher than those in the upland soil, respectively. Compared with the initial level of SOC, long-term rice cultivation increased the concentration of SOC by 30.8%, while no significant effects were found in the upland soil after more than 20 years corn cropping. Furthermore, concentrations of aggregate-associated SOC in the paddy soil were significantly higher than that in the corn field soil. The most difference in aggregate-associated SOC was up to 3 times in the 53~250 μm microaggregates. Concentrations of microaggregate protected C(iPOM_m) on a whole soil basis were 4.2 folds higher in the paddy field than that in the corn field. The proportion of iPOM_m in TOC reached 25.5% in the paddy soil with 2 times higher than that in the upland soil. Moreover, the difference in microaggregate protected C between the paddy field and the upland field could explain 42.8% of the difference in TOC. Hence, it is concluded that above results could enhance the understanding of SOC sequestration in paddy fields, and be beneficial to soil carbon management in paddy soils.

Keywords: red soil; land use; soil organic carbon fractions; soil aggregates; global change

二氧化碳(CO_2)是导致全球变暖的最重要的温室气体,通过陆地生态系统来降低大气 CO_2 浓度是目前

收稿日期:2008-06-04

基金项目:国家自然科学基金项目(30571094);教育部新世纪优秀人才计划项目(NCET-05-0492);国家“十一五”科技支撑计划项目(2006BAD15B02);中国农业科学院基金项目(082060302-19)

作者简介:李昌新(1965—),男,江苏如东人,副教授,主要从事农田生态与耕作制度研究。E-mail:lichxin@njau.edu.cn

通讯作者:张卫建 E-mail:zwj@njau.edu.cn

最切实可行的技术途径。与工业化前水平相比,全球大气 CO_2 浓度已经上升了近 $100 \text{ mL}\cdot\text{m}^{-3}$ 。 CO_2 等大气温室气体浓度的升高已经导致全球平均地表温度在过去的百年增加了 0.74°C , 并预计到本世纪末增温幅度将可能达到 $1.8\sim4.0^\circ\text{C}$ ^[1]。气候变暖已经对全球环境产生了显著影响,并将对人类社会的进步与发展产生巨大的潜在风险。因此,以减缓大气温室气体浓度升高为主要目标的生物固碳和陆地生态系统碳管理

技术业已成为国际科技热点^[2-3]。

土壤有机碳库是陆地生态系统最大的活性碳库,约为大气碳库和地上生物量碳库的 2~3 倍^[4]。因此,土壤碳库的微小波动即可能对大气 CO₂ 浓度甚至全球碳平衡产生重大影响,在一定程度上大气 CO₂ 浓度高低取决于土壤碳库变化^[5]。土地利用方式对土壤碳库的影响显著,土地利用变化导致的土壤碳释放量仅次于化石燃料燃烧带来的 CO₂ 排放量。现有研究表明,人类活动导致的 CO₂ 释放中约有 35% 来自于土地利用的变化^[6]。因此,如何科学地利用土地,减少陆地生态系统土壤碳排放甚至促进土壤碳固定是全球变化科学领域的科技前沿。

水稻是我国最主要的粮食作物,稻田温室气体排放及土壤碳管理一直是国内外关注的焦点。中国是世界上第二大水稻种植国,水稻种植面积占世界总量的 19.0%^[7]。水稻土是国际上独具特色的土壤类型,不仅有机碳含量较高,而且固碳潜力大,对中国土壤碳固定具有重要意义。借助土壤普查和监测数据,Pan 等^[8]估算,中国水稻土耕层土壤比旱地多固定了 0.3 Pg 有机碳,并且预测即使在现有条件下,仍具有 0.7 Pg 的固碳潜力。模型研究表明,有近 84% 的中国水稻土有机碳含量在过去 20 a 呈现增加趋势^[9]。黄耀等^[10]在综合分析文献数据后也证实,近 20 a 来我国水稻土有机碳含量明显增加。但是,现有的大部分资料主要是对水田和旱地总体碳库的比较,而对不同利用方式下土壤有机碳的组分研究较少。土壤有机质是由一系列物理、化学属性各异的复杂有机物组成。不同有机质组分的稳定性不同,分解的程度、矿化的难易及对环境变化的响应也不同^[11]。比较水田和旱地土壤有机碳组分差异,不仅可以增强我们对水稻土固碳机制的认识,而且可以为水稻土固碳潜力评价和土壤碳管理提供理论依据和技术途径。因此,本文基于长期定位试验,研究了红壤水田(水稻田)和旱地(玉米田)土壤有机碳及其组分的差异,拟阐明稻田土壤的固碳特征及有机碳保护机制。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于江西省进贤县江西省红壤研究所内(28°15'30"N, 116°20'24"E),为典型低丘红壤地区(海拔高度 25~30 m, 坡度 5°)。该区气候属于典型的亚热带季风气候,年均雨量 1 549 mm; 年蒸发量 1 100~1 200 mm; 年平均气温 17.3 °C。试验区拥有两个开垦

历史相近的水稻和玉米长期定位试验,两者相距约 300 m, 土壤均由第四纪红色粘土发育而来。稻田耕作制度为早稻-晚稻-冬闲; 玉米是早玉米-晚玉米-冬闲。两个长期定位试验均为完全随机区组设计,3 次重复。试验开始时土壤基本性状见表 1。

水稻和玉米长期定位试验的平衡施肥处理区(NPK)的施肥水平分别为:水稻 NPK 处理每季作物施 N 90 kg·hm⁻²、P₂O₅ 45 kg·hm⁻²、K₂O 75 kg·hm⁻²; 玉米 NPK 处理施肥水平为每季施 N 60 kg·hm⁻²、P₂O₅ 30 kg·hm⁻²、K₂O 40 kg·hm⁻²。

表 1 供试土壤试验开始时的土壤基本性状

Table 1 Basic properties of soils before commencing the study

处理	开始时间	pH	总有机碳/ g·kg ⁻¹	全氮/ g·kg ⁻¹	全磷/ g·kg ⁻¹	全钾/ g·kg ⁻¹
玉米田	1986	6.0	9.4	0.98	0.62	11.36
水田	1981	6.9	16.3	1.49	0.48	10.39

1.2 土样采集

土壤样品在 2007 年分别于晚稻和晚玉米收获后采取(耕层 0~15 cm 土壤)。每个小区 6 点取样,然后混匀作为一个混合样。样品均来自水稻和玉米田长期定位试验的 NPK 处理小区,因此,共采集 6 个土样。取样同时,利用环刀法测定土壤容重。

1.3 测定指标与方法

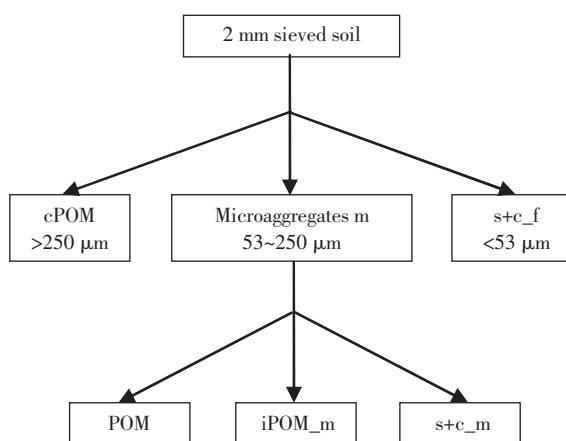
1.3.1 土壤团聚体

首先用手将鲜土中的大土块沿自然裂缝轻轻掰开,之后过 8 mm 筛,并自然风干。然后取 100 g 过 8 mm 筛的风干土,按照 Elliott^[12]的湿筛法将土壤依次过 2 000、250 和 53 μm 筛,从而获得>2 000 μm、250~2 000 μm、53~250 μm 和<53 μm 四个级别的土壤团聚体。

1.3.2 土壤分组

土壤分组方法为参照 Six 等^[13-14]的分组模式修改而来(图 1)。首先,取 30 g 过 2 mm 筛的风干土,经微团聚体分离程序彻底打破所有的大团聚体,获得粗颗粒有机质(cPOM)、微团聚体(m)和微团聚体外的粘粉粒(s+c_f)。所有组分于 50 °C 烘干称重。取 5 g 110 °C 烘干的微团聚体倒进装有 35 mL NaI 溶液 (1.85 g·cm⁻³) 的离心管中,用手轻轻摇动后再用 10 mL NaI 溶液冲洗离心管壁。之后,抽真空 10 min, 静置 20 min 后,于 20 °C 下离心(1 250 g)1 h。轻组过 20 μm 筛彻底冲洗 NaI(AgNO₃ 检测无白色沉淀),即获得游离态颗粒有机质(fPOM)。离心管底部重组用 50 mL 去离

子水冲两遍,加0.5%的六偏磷酸钠30 mL,振荡18 h($180 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$),过 $53 \mu\text{m}$ 筛,筛上组分即为微团聚体内颗粒有机质(iPOM_m)。过筛组分离心10 min(2 000 g),倒掉上清液即得微团聚体内粘粉粒(s+c_m)。所有组分于50 °C烘干。



m = 微团聚体($53\sim250 \mu\text{m}$); POM = 颗粒有机质;cPOM = 粗颗粒有机质($>250 \mu\text{m}$); fPOM = 游离态颗粒有机质($53\sim250 \mu\text{m}$); s+c = 粘粉粒($<53 \mu\text{m}$); s+c_f = 微团聚体外的粘粉粒; iPOM_m = 微团聚体内颗粒有机质; s+c_m = 微团聚体内粘粉粒。

m = microaggregates($53\sim250 \mu\text{m}$); POM = particulate organic matter; cPOM = coarse POM ($>250 \mu\text{m}$); fPOM = fine POM ($53\sim250 \mu\text{m}$); s+c = silt and clay ($<53 \mu\text{m}$); s+c_f = free silt and clay out of microaggregates; iPOM_m = intra-aggregate particulate organic matter within microaggregates; s+c_m = silt and clay within microaggregates.

图1分组模式

Figure 1 Fractionation scheme

1.3.3 有机碳测定与数据分析

土壤总有机碳(TOC)、总氮(TN)及所有团聚体和有机质组分的有机碳含量均使用元素分析仪进行测定(Elementar Vario Max,德国)。由于各级别团聚体的含沙量存在差异,因此,团聚体碳的浓度为校正含沙量后的结果^[13]。

统计分析采用SPSS 11.5软件进行,于 $P<0.05$ 水平上进行统计显著性检验。

2 结果与分析

2.1 总有机碳和总氮

由图2可知,红壤水田(双季水稻)土壤总有机碳(TOC)和总氮(TN)的浓度均显著高于旱地(双季玉米),前者分别是后者的2.2和2.5倍。这与Cai^[15]对中国东南部土壤的研究结果相似,其研究表明水田平均土壤有机碳的浓度是同生态区旱地的2倍。另有研究

发现,全国水平上水田土壤有机碳的平均含量比旱地的高11.5%~57.5%^[16]。第二次全国土壤普查结果也表明,我国水田耕层土壤有机碳密度($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)平均比旱地高13.0%,而华东地区最大,相差近0.8倍^[17]。土壤有机碳的含量取决于有机物质输入和分解的动态平衡。一般认为,稻田特殊的厌氧环境使其土壤有机碳在水耕熟化过程得以稳定和提高^[18]。但水田和旱地有机物输入在水田固碳中的作用以及不同有机碳保护机制的差异和贡献等问题还尚需进一步研究^[19]。

土壤测试结果还发现,与试验开始前相比,相似管理条件下长期种植水稻可显著提高土壤有机碳及总氮的含量,其增幅分别达到30.8%和87.6%。该增幅与我国近20 a水稻土有机碳含量普遍增加的趋势相似^[10]。但是,试验测试结果发现旱地土壤的有机碳和总氮变化不大,20多a后基本维持了原有的土壤有机碳的含量,总氮也只出现小幅上升。

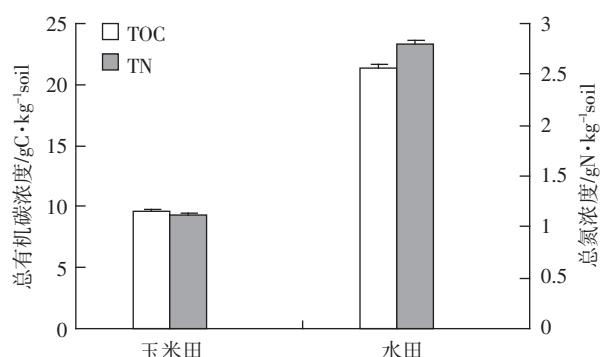


图2 水田与旱地土壤碳氮含量的差异

Figure 2 Differences in concentrations of TOC and TN between paddy field and upland soils

2.2 土壤团聚体分布

长期水稻和玉米种植下,水田和旱地土壤团聚体分布存在很大差异(图3)。水田 $>2000 \mu\text{m}$ 大团聚体及 $<53 \mu\text{m}$ 粘粉粒的比例显著高于旱地,而 $250\sim2000 \mu\text{m}$ 粒径大团聚体则正好相反,旱地显著高于水田。 $53\sim250 \mu\text{m}$ 级别微团聚体所占比重旱地和水田差异不显著。 $250\sim2000 \mu\text{m}$ 粒径大团聚体在玉米田土壤中占绝对优势,比重达51.6%。而水田除 $>2000 \mu\text{m}$ 大团聚体比重较低外,其他3个粒径团聚体分布则较为均匀。影响土壤团聚体形成和稳定的因素众多,即使在相同的土壤母质类型和气候条件下,团聚体的分布也会受到有机物输入的数量和质量、土地利用方式、土壤耕作和管理措施等多种因素的影响^[20-21]。上述结果与以往研究基本一致,大团聚体拥有更快的更新速

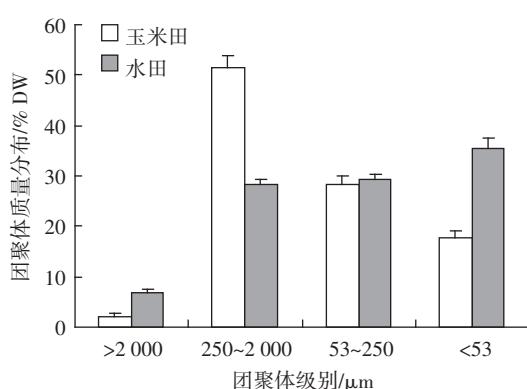


图3 水田和旱地土壤团聚体分布的差异

Figure 3 Differences in soil aggregate distribution between paddy field and upland soils

率,对外部因素的响应更为敏感,而微团聚体则具有更高的稳定性^[22]。

2.3 团聚体碳的浓度及分布

在所有团聚体粒径水平上,水田有机碳的浓度均显著高于旱地(图4)。其中,53~250 μm 微团聚体相差最大,水田是旱地的近3倍,而<53 μm 粘粉粒相差最小。尽管如此,水田<53 μm 粘粉粒有机碳的浓度仍然比旱地高52.4%。各粒径团聚体之间,水田和旱地相似的是其他级别团聚体碳的浓度均显著高于<53 μm 粘粉粒。不同之处是:旱地>2 000、250~2 000 和 53~250 μm 粒径之间团聚体碳的浓度差异不显著,而水田存在随粒径降低而升高的趋势。其中,250~2 000 和 53~250 μm 显著高于>2 000 μm 团聚体,而二者之间差异不显著。团聚体层次性模型认为,土壤有机质是团聚体形成的主要胶结物质,因此,大团聚体碳的浓度随粒径的增加而提高,即表现出层次性^[20]。Six等^[23]研究表明,在2:1型粘土矿物占主导的土壤中,可能表现一定的层次性。而在1:1型矿物占优势的土壤中,除有机质外,铁、铝氧化物和1:1型粘土矿物之间的静电吸引对团聚体形成也具有重要作用。因此,团聚体的层次性并不明显。该区红壤铁、铝氧化物含量较高,而且高岭石(1:1型)是土壤粘土矿物的主要类型,可能导致团聚体的层次性不明显^[24]。

与旱地相比,水田不仅总有机碳含量较高,而且各粒径团聚体碳含量均高于旱地(表2)。水田和旱地团聚体碳均主要分布在250~2 000 μm 大团聚体和53~250 μm 微团聚体上,二者之和在其总碳的比重分别达到了74.6%和84.8%。水田>2 000 μm 大团聚体、53~250 μm 微团聚体和<53 μm 粘粉粒碳所占的比例均高于旱地,从而降低了250~2 000 μm 级别大团聚

体碳的比重。旱地250~2 000 μm 大团聚体碳占总碳的比例达到了54.4%,而水田只有35.3%。水田土壤有机碳向微团聚体和粘粉粒碳的积累有利于碳的保护和长期碳固定。粘粉粒对碳的保护作用已经被广泛证实^[25~26]。相比大团聚体,微团聚体的稳定性更高,对有机碳具有更强的保护作用^[27~28]。研究表明,微团聚体的更新周期长达(209±95)a,而大团聚体只有(42±18)a^[29]。Puget等^[30]估计大团聚体内有机碳的寿命只有几年,而微团聚体内的则可以达到1个世纪。

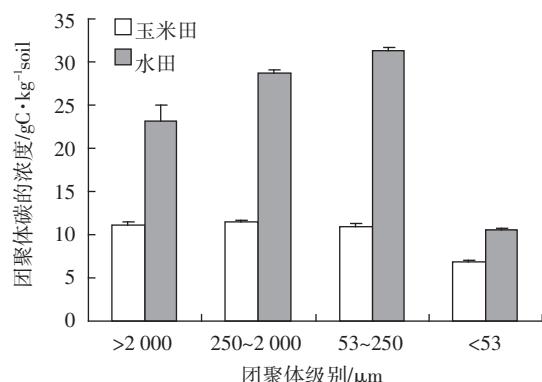


图4 水田和旱地团聚体碳浓度的差异

Figure 4 Differences in aggregate carbon concentration between paddy field and upland soils

表2 水田和旱地团聚体碳分布的差异

Table 2 Differences in aggregate carbon distribution between paddy field and upland soils

处理	Total soil/ $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	>2 000 $\mu\text{m}/\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	250~2 000 $\mu\text{m}/\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	53~250 $\mu\text{m}/\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	<53 $\mu\text{m}/\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$
玉米田	1 865 B	44 B	1 015 b	567 B	239 B
水田	3 484 A	249 A	1 228 a	1 370 A	637 A

注:同一列中不同小写字母表示处理间差异达到显著水平($P < 0.05$),不同大写字母表示处理间差异达到极显著水平($P < 0.01$),下同。

2.4 有机碳组分的变化

水田与旱地相比,cPOM和fPOM组分碳在整个土壤中的浓度无显著差异(图5)。利用¹³C自然丰度技术研究显示,cPOM的 $\delta^{13}\text{C}$ 值与外部输入的碳最为接近。表明cPOM属于未被保护的微团聚体之间的粗颗粒有机质,较易被分解,更新周期较短^[31~32]。fPOM主要是受有机物输入的影响^[33]。cPOM和fPOM同属未受团聚体保护的颗粒有机质,分解速率较快,可能造成水田和旱地fPOM组分碳的浓度差异不显著。水田iPOM_m、s+c_m和s+c_f组分碳的浓度均高于旱地。其中,iPOM_m相差最大,水田是旱地的4.2倍,s+c_m和s+c_f也分别比旱地高出173.2%和80.3%。

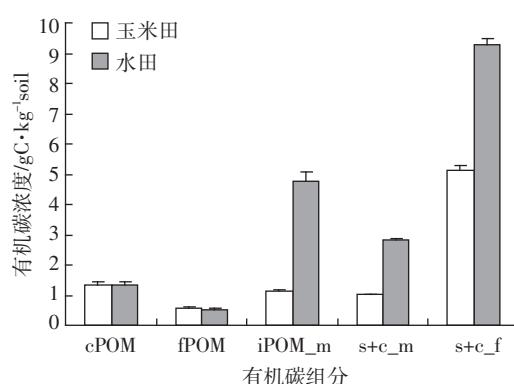


图5 水田和旱地各组分碳浓度的差异

Figure 5 Differences in carbon concentrations of SOC fractions between paddy field and upland soils

如上所述,旱地和水田之间 cPOM 和 fPOM 组分碳的浓度差异不显著,必然导致旱地该组分在总碳中的比重高于水田(表 3)。旱地 cPOM 和 fPOM 组分占土壤总有机碳的比例分别为 14.2% 和 6.4%,而水田则分别下降到 7.0% 和 2.8%。虽然水田和旱地土壤有机碳均主要储存于粘粉粒中(s+c_m 和 s+c_f),而且水田粘粉粒碳的浓度远高于旱地,但是其在总碳中的比例并未发生显著变化,水田和旱地分别达到 64.7% 和 67.0%。水田微团聚体保护碳(iPOM_m)在总有机碳中的比重远高于旱地,达到 25.5%,是旱地的 2 倍。水田和旱地 iPOM_m 组分碳的差异达到 $593.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,能够解释其总有机碳差异的 42.8%。Six 等^[14]对农田和林地土壤有机碳的比较研究发现,近 20% 总土壤碳的差异能够为微团聚体保护碳所解释。由此可见,水田微团聚体保护碳的能力远大于旱地,有机碳向微团聚体内的转移有利于水田的长期碳固定。

表3 水田和旱地土壤有机碳各组分在总有机碳中的比例

Table 3 Proportions of SOC fractions in TOC between paddy field and upland soils

处理	cPOM/%	s+c_f/%	fPOM/%	iPOM_m/%	s+c_m/%
玉米田	14.2 A	55.8 A	6.4 A	12.4 B	11.2 B
水田	7.0 B	49.6 B	2.8 B	25.5 A	15.1 A

3 结论

(1) 在相似的管理条件下,红壤稻田土壤总有机碳和总氮的浓度均显著高于旱地玉米田,前者分别是后者的 2.2 和 2.5 倍。与试验前相比,长期的水稻种植能显著提高土壤有机碳的含量,近 20 多年的增幅达到 30.8%。而旱地土壤有机碳变化不大,总氮也只有小幅增长。

(2) 水田土壤中 $>2000 \mu\text{m}$ 大团聚体和 $<53 \mu\text{m}$ 粘粉粒的比例显著高于旱地,而 $250\sim2000 \mu\text{m}$ 粒径大团聚体则正好相反, $53\sim250 \mu\text{m}$ 级别微团聚体所占比重两者差异不显著。在所有团聚体粒径水平上,水田有机碳的浓度均显著高于旱地。其中, $53\sim250 \mu\text{m}$ 微团聚体差异最大,水田是旱地的近 3 倍。水田土壤有机碳在微团聚体和粘粉粒碳中的积累,有利于碳的保护和长期碳固定。

(3) 水田与旱地相比,cPOM 和 fPOM 组分碳在整个土壤中的浓度无显著差异。iPOM_m、s+c_m 和 s+c_f 组分碳的浓度水田均高于旱地。其中,iPOM_m 相差最大,水田是旱地的 4.2 倍。水田 cPOM 和 fPOM 组分占土壤总有机碳的比例低于旱地,而粘粉粒碳(s+c_m 和 s+c_f)在总碳中的比例差异不显著。水田微团聚体保护碳(iPOM_m)在总有机碳中的比重远高于旱地,达到 25.5%,是旱地的 2 倍。水田和旱地 iPOM_m 组分碳的差异能够解释其总有机碳差异的 42.8%。土壤有机碳在微团聚体中的积累有利于水田的长期碳固定。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2007: the physical science basis[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [2] Canadell J G, Pataki D. New advances in carbon cycle research [J]. *Trends in Ecology and Evolution*, 2002, 17(4): 156–158.
- [3] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. *Science*, 2004, 304: 1623–1627.
- [4] Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change[J]. *Geoderma*, 2004, 123: 1–22.
- [5] Houghton R A, Skole D L, Nobre C A, et al. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon[J]. *Nature*, 2000, 403: 301–304.
- [6] Foley J A, Defries R, Asner G P, et al. Global consequences of land use[J]. *Science*, 2005, 309(5734): 570–574.
- [7] Food and Agriculture Organization of the United Nations(FAO)[M/OL]. Statistical database of the food and agricultural organization of the United Nations. 2005. <http://www.fao.org/>.
- [8] Pan G X, Li L Q, Wu L S, et al. Storage and sequestration potential of topsoil organic carbon in China's paddy soils[J]. *Global Change Biology*, 2003, 10(1): 79–92.
- [9] Zhang W, Yu Y Q, Sun W J, et al. Simulation of soil organic carbon dynamics in Chinese rice paddies from 1980 to 2000[J]. *Pedosphere*, 2007, 17(1): 1–10.
- [10] 黄耀, 孙文娟. 近 20 年来中国大陆农田表土有机碳含量的变化趋势[J]. 科学通报, 2006, 51(7): 750–763.
HUANG Yao, SUN Wen-juan. Trends of topsoil organic carbon in Chinese farmland over the recent 20 years[J]. *Chinese Science Bulletin*,

- 2006, 51(7):750–763.
- [11] Baldock J A, Oades J M, Nelson P N, et al. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ^{13}C NMR spectroscopy [J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1997, 35: 1061–1083.
- [12] Elliott E T. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1986, 50: 627–633.
- [13] Six J, Elliott E T, Paustian K, et al. Aggregate and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1998, 62: 1367–1377.
- [14] Six J, Callewaert P, Lenders S, et al. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2002, 66: 1981–1987.
- [15] Cai Z C. Effect of land use on organic carbon storage in soils in eastern China[J]. *Water, Air, Soil Pollution*, 1996, 91: 383–393.
- [16] Guo L, Lin E. Carbon sink in cropland soils and the emission of greenhouse gases from paddy soils: a review of work in China[J]. *Chemosphere—Global Change Science*, 2001, 3(4):413–418.
- [17] 许泉, 范雯奕, 何航, 等. 不同利用方式下中国农田土壤有机碳密度特征及区域差异[J]. 中国农业科学, 2006, 39(12):2505–2510. XU Quan, RUI Wen-yi, HE Hang, et al. Characteristics and regional differences of soil organic carbon density in farmland under different land use patterns in China[J]. *Scientia Agriculura Sinica*, 2006, 39(12):2505–2510.
- [18] 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉, 等. 中国土壤有机碳库量与农业土壤碳固定动态的若干问题[J]. 地球科学进展, 2003, 18(4):609–618. PAN Geng-xing, LI Lian-qing, ZHANG Xu-hui, et al. Soil organic carbon storage of China and the sequestration dynamics in agricultural lands[J]. *Advance in Earth Sciences*, 2003, 18(4):609–618.
- [19] 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉. 土壤有机碳库与全球变化研究的若干前沿问题—兼开展中国水稻土有机碳固定研究的建议[J]. 南京农业大学学报, 2002, 25(3):100–109. PAN Geng-xing, LI Lian-qing, ZHANG Xu-hui. Perspectives on issues of soil carbon pools and global change—with suggestions for studying organic carbon sequestration in paddy soils of China [J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2002, 25(3):100–109.
- [20] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils[J]. *Journal of Soil Science*, 1982, 33(2):141–163.
- [21] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture[J]. *Soil Biology Biochemistry*, 2000, 32: 2099–2103.
- [22] Angers D A, Giroux M. Recently deposited organic matter in soil water-stable aggregates[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1996, 60: 1547–1551.
- [23] Six J, Paustian K, Elliott E T, et al. Soil structure and soil organic matter: I. distribution of aggregate size classes and aggregate associated carbon[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2000(64):681–689.
- [24] 赖庆旺, 李茶苟, 黄庆海. 红壤性水稻土无机肥连施与土壤结构特性研究[J]. 土壤学报, 1992, 29(2):168–174. LAI Qing-wang, LI Cha-gou, HUANG Qing-hai. Effect of continuous application of inorganic fertilizer on soil structure properties of paddy soil derived from red soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1992, 29(2):168–174.
- [25] 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: 77–87.
- [26] Feller C, Beare M H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics[J]. *Geoderma*, 1997, 79:69–116.
- [27] Balesdent J, Chenu C, Balabane M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage[J]. *Soil Tillage Research*, 2000, 53:215–230.
- [28] Jastrow J D, Boutton T W, Miller R M. Carbon dynamics of aggregate associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1996, 60: 801–807.
- [29] Six J, Feller C, Denef K, et al. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils—effects of no-tillage[J]. *Agronomie*, 2002, 22: 755–775.
- [30] Puget P, Chenu C, Balesdent J. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates[J]. *European Journal of Soil Science*, 2000, 51: 595–605.
- [31] Del Galdo I, Six J, Peressotti A, et al. Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9(8):1204–1213.
- [32] Elliott E T, Coleman D C. Let the soil work for us[J]. *Ecological Bulletins*, 1988, 39: 23–32.
- [33] Six J, Elliott E T, Paustian K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1999, 63(5):1350–1358.