

土壤有机质对农田管理措施的动态响应

杨景成, 韩兴国*, 黄建辉, 潘庆民

(中国科学院植物研究所 植被数量生态学开放研究实验室, 北京 100093)

摘要: 土壤有机质在农田肥力、环境保护、农业可持续发展等方面具有重要意义。它不仅决定农作物产量, 而且在全球碳素循环中起着重要作用。由于大气 CO₂ 浓度升高与全球气候变暖等一系列环境问题的加剧, 全球碳素循环受到越来越多的关注。农田具有大气 CO₂ 源和库的双重潜力。历史上由于人类对农田的过度开垦和耕种, 造成土壤有机质含量大幅度下降, 降低了农田的作物产量潜力; 同时导致大量的碳以 CO₂ 形式由陆地生态系统排放到大气圈, 加剧了全球温室效应。大量研究结果表明, 诸如耕作、种植制度、施肥等农田管理措施能够显著地影响土壤有机质动态, 而免耕、提高复种指数、合理的轮作换茬、有机肥料和化肥的施用以及弃耕农田还林还草等保护性管理措施则能够提高农田土壤有机质含量, 使农田起到大气 CO₂ 汇的作用。综述了近年来农田管理对土壤有机质动态影响研究方面的进展。

关键词: 农田; 土壤碳; 土壤有机质; 耕作; 种植制度; 轮作; 施肥

The dynamics of soil organic matter in cropland responding to agricultural practices

YANG Jing-Cheng, HAN Xing-Guo, HUANG Jian-Hui, PAN Qing-Min (Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(4): 787~796.

Abstract: The global agricultural land covers about 1.7×10^9 hm², and its soil organic carbon (SOC) stock is about 170 Pg (1Pg = 10^{15} g), which exceeds 10% of the global terrestrial carbon pool. During the last two decades, CO₂ flux into atmosphere from land use changes was proximate half of the magnitude resulted from human activities, and 50 Pg SOC was lost in agricultural land due to the mineralization of soil organic matter.

Soil organic matter (SOM) plays a crucial role in cropland fertility, environment protection, and sustainable development of agriculture as well. It not only determines the grain yield of cropland, but also is a very important pool in the global carbon cycle. Much attention has been paid to global carbon cycle because of the emergence of a series of environmental problems such as the increase of CO₂ concentration and global warming. Cultivated soil can be a great source of CO₂, or a great sink. Here we review the current studies on the dynamics of SOM in relation to agricultural practices.

SOM contents are determined by the balance of inputs, as crop residues and organic amendment, and C losses through organic matter decomposition. Thus, managements to sequester C require increasing C

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40071085)

收稿日期: 2001-01-16; 修订日期: 2002-11-22

作者简介: 杨景成 (1971~), 男, 山东沾化人, 博士生, 主要从事植物生态学研究。

* 通讯作者 Author for correspondence, E-mail: xghan@ns.ibcas.ac.cn

Foundation item: The study was granted by the National Natural Science Foundation of China (No. 40071085)

Received date: 2001-01-16; Accepted date: 2002-11-22

Biography: YANG Jing-Chen, Doctor candidate, major in plant ecology.

inputs, decreasing decomposition, or both. SOM contents of most croplands are linearly correlated with organic matter input to the soil. Agricultural managements such as tillage, rotation and fertilization influence, to a large extent, the SOM dynamics after a long-term cultivation. It is concluded that we can reduce CO₂ flux from soil to the atmosphere through the improvement of land managements, and even can increase SOM content. The great reduction of SOM in cropland due to historical excessive cultivation limits the potential of grain productivity. Simultaneously, it also causes a large volume of CO₂ flux into the atmosphere from terrestrial ecosystems, which reinforces the global greenhouse effect.

Results of various studies indicated that most agricultural managements could significantly affect SOC dynamics through changing quality and quantity of residues and its decomposition. SOM decomposition rate is influenced by soil physical and chemical properties such as soil temperature, moisture, porosity, pH value, and nutrient conditions, and also by the properties of organic matter, soil microbes and extracellular enzymes.

SOM content is a relatively constant parameter. SOC loss in cropland mainly occurs during the first several years, and then gradually slows down. Under particular climate conditions and agricultural managements, SOM contents of most permanent croplands tend to stable due to the balance between the input and loss of organic matter after a long-term cultivation. In addition, the dynamics of SOM is significantly influenced by natural factors including climate, vegetation, and soil type. Therefore, to increase SOM content through ameliorate agricultural managements is doomed to a very slow process.

Conservation managements including zero-tillage, increasing multiple crop index, crop rotation, applications of fertilizer and manure, and conversion of abandoned agricultural land to forest or pasture can effectively decrease soil erosion, increase biological yield, and reduce the composition of organic matter, thereby increase SOM content. It was reported that SOM content in North America had been in equilibrium, and the middle region of USA had become a CO₂ sink. Even some pedologists believed that 1.1 × 10⁹ tons of carbon would be sequestered in agricultural land in North America in the next 20 years. The agricultural land of tropical and subtropical region of China also has been a CO₂ sink. Whereas, SOC contents in cultivated soils are only half of those before cultivation. So, there is a great potential to enlarge SOM pool of cultivated soils in China. We are sure that with the popularization of conservation managements, cultivated soils in China will play a crucial role in sequestering carbon.

Key words: cropland; soil carbon; soil organic matter; tillage; cropping system; rotation; fertilization
文章编号: 1000-0933(2003)04-0787-10 **中图分类号:** S153.621 **文献标识码:** A

土壤有机质(soil organic matter, SOM)是指存在于土壤中的所有含碳的有机物质,它包括土壤中的各种动、植物残体,微生物体及其分解和合成的各种有机物质。SOM 是土壤的重要组成部分,在土壤肥力、环境保护、农业可持续发展等方面均起着极其重要的作用^[1]。一方面它含有植物生长所必需的各种营养元素并影响养分循环,改善土壤结构稳定性,影响土壤保水能力、阳离子交换能力、pH 等土壤理化和生物学特性,决定着农作物产量;它是土壤微生物生命活动的能源,对土壤理化及生物学特性有深远的影响^[2]。另一方面,SOM 是陆地生态系统重要的碳库,是大气中 CO₂ 巨大的源或汇,对全球碳素循环的平衡起着重要作用。全球农田耕地面积约为 17 亿 hm²,其碳贮量约为 170Pg(1Pg=10¹⁵g),超过全球陆地碳贮量的 10%。在过去的两个世纪,土地利用变化引起的 CO₂ 释放量大约占到人类活动造成的碳释放量的一半,由于 SOM 矿化导致的农田有机碳损失达 50 Pg^[3,4]。随着大气 CO₂ 浓度不断升高,全球温室效应加强,人们越来越关注 SOM 的动态变化。

目前对农田 SOM 含量提高的机制已经有了比较一致的认识。SOM 含量及其动态主要取决于土壤中有机质(作物残茬)输入与降解之间的平衡。大部分农田 SOM 含量与有机质输入呈线性相关。经过长期耕

种土地 SOM 动态很大程度上受诸如耕作、轮作、施肥等农业措施的影响。通过改进管理措施可以减少土壤 CO₂ 净排放,稳定甚至增加 SOM 含量。农田管理措施不仅决定了土地利用的经济潜力,而且可以通过改变作物残茬的数量、质量以及分解速率来改变 SOM 动态。SOM 降解受土壤温度、湿度、通气性、pH 值、营养状况等土壤理化性质,有机质本身物化特性以及土壤微生物和细胞外酶的影响。管理措施对土壤湿度和温度、根系生长状况以及残茬的输入产生影响,进而影响到土壤微生物量(soil microbial biomass, SMB)及 N 的矿化。同时,农田管理措施影响土壤呼吸的控制因子,如底物的可利用性、土壤温度、含水量、pH 值、氧化还原电位、微生物种类和数量以及土壤生态等^[5]。保护性耕作方式的广泛推广可以使农田有机质汇集增加,抵消由于长时间传统的高强度耕作对 SOM 含量的负面影响^[6]。另外,气候、植被、土壤母质等因素均影响 SOM 的积累和降解过程。

1 耕作

耕作能够影响土壤理化及生物学特性,提高土壤透气性和微生物活性,增加土壤中有效养分的含量^[7,8]。由于 O₂ 可利用性的提高,以及 SOM 与 O₂ 接触面积的增加,使土壤团聚体内部及微生物细胞组织内固定的有机质快速氧化^[9~11],为诸如 N 矿化和硝化、有毒物质的降解等重要过程提供能量。同时,明显加快 SOM 周转速率,降低其含量。近年来,由于全球碳循环变化及温室效应而引起的土壤碳储量问题,使耕作与土壤结构、SOM 动态之间的关系受到普遍重视^[10~13]。

团聚体等级理论(aggregate hierarchy)能够较好地解释土壤团聚体变化与耕作造成 SOM 损失之间的关系。团聚体等级理论认为:①矿物颗粒与细菌、真菌、植物碎屑一起结合为小的团聚体,而小团聚体在过度性粘合剂(微生物、植物多聚糖和临时性粘合剂)作用下形成大团聚体^[14]。②随分散能量在土壤中的增加,大团聚体分解为小的团聚体,然后解离为基本颗粒。③由于大团聚体是由小团聚体和有机粘合剂组成,所以随团聚体结构加大,其碳含量增加。④大团聚体比小团聚体包含更多年轻的不稳定的有机质^[15]。

一般认为,土壤团聚体对 SOM 起一定的保护作用,延长其周转时间。团聚体对农田管理措施比较敏感,极易受到破坏。土壤耕作的直接影响是农具对团聚体的物理干扰,加快 SOM 降解。其间接影响包括:①使新鲜土壤持续暴露于表层,进入干-湿-冻-融循环,加速团聚体的破碎^[3,16];②改变温度、湿度、透气性等土壤条件,加速作物残茬的降解^[16];③影响土壤微生物数量和作物残茬在土壤中的分布格局^[17]。农具对土壤结构的破坏以及频繁的干-湿循环使本来受到团块结构保护的 SOM 得以暴露,这可能是加快 SOM 降解的主要因素^[18]。耕作对 SOM 动态影响的强弱取决于耕作的强度。

耕作强度的增加导致土壤中富含碳的大团聚体破坏加剧,形成大量有机质含量相对较低的小团聚体和游离有机质颗粒,而游离的有机质颗粒稳定性差,极易降解,从而引起 SOM 的损失。同时,大团聚体解体释放不稳定 SOM,加速微生物降解,消耗更多 SOM。SOM 数量的减少引起微生物量及其活性下降,使形成团聚体的粘合剂减少,最终导致大团聚体数量进一步降低^[19]。但是迄今为止,对于团聚体与 SOM 组分之间的关系知之较少,今后需要做更深入的研究。

耕作改变土壤小气候,直接影响到土壤微生物活性。耕作可以提高土壤表层温度,降低土壤含水量,提高土壤透气性。在干热气候条件下,这些作用会增加土壤微生物活性,而 3 种作用的平衡取决于气候条件与土壤物理特性。由于土壤局部小气候与土壤物理特性强烈的交互作用,使其对 SOM 的生物降解速率产生不容忽视的影响。耕作可以改变 SOM 的空间分布格局。Balesdent 利用¹³C 标记作物区分土壤原有 SOM 和新输入的有机质,经过连续 17 茬作物的生长,在免耕条件下,50%以上新输入的 C 集中在 4cm 表层土壤,25cm 以下土层为 20%;而传统耕作条件下的 C 几乎全部集中在耕作层^[18]。根据新输入有机质的分布格局,可以预测不同耕作方式下生物降解、土壤呼吸和 N 固定的差异。耕作使土壤中大团聚体遭到破坏,导致土壤 C、N 矿化速率提高。大团聚体对 SOM 起保护作用,延缓其降解速度,而其保护能力也随 SOM 及粘粒含量的增加而加强。传统耕作条件下,土壤中大团聚体保护下的 SOM 中的碳含量为 10%,而免耕土壤中为 19%。这一参数一定程度上取决于团聚体遭破坏的频率,即耕作强度^[10]。另外,耕作引起的土壤干-湿循环提高土壤碳矿化速率,进而影响土壤结构,这也是传统耕作方式加快 SOM 降解的重要机制之一^[20]。

耕作对土壤干扰的主要作用是降低土壤含水量,机械破坏、压实导致气孔数量减少,从而影响土壤有机质的数量和种类。耕作使土壤通气性提高,土壤与残茬的接触增加,促进了残茬的降解和碳的矿化^[21]。免耕少耕使土壤不稳定碳输入增加,流失减少,意味着土壤汇集碳增加,而损失到大气中的 CO_2 减少。同时,免耕少耕使风雨对土壤的侵蚀作用降低,起到减少土壤有机质流失的作用。

与传统耕作方式相比,免耕少耕可以显著提高 SOM 含量。除上述原因以外还存在另外两方面因素:其一,免耕少耕促进真菌的生长和真菌菌根的增生,显著提高土壤微生物量及微生物种类,使更多的不稳定碳得以固定积累,减少由于矿化引起的损失;也有利于大团聚体的形成^[22]。免耕条件下,作物残茬更多的转化为 SOM、SMBC 和可矿化碳,在 0~5cm 土层 SOM、SMBC 和可矿化碳比传统耕作下的土壤高 33%~125%,免耕与提高复种指数相结合,可以更加有效地提高 SOM 含量^[23]。其二,免耕少耕可以增加植物可利用水。作物残茬聚集在土壤表面,在土壤和大气之间形成一层屏障,减少土壤水分蒸腾,同时降低土壤表面风速,使水分和热量交换降低。干的作物残茬比土壤有更高的反射率和热辐射性,使土壤表面温度降低,影响到土壤微生物活性,降低土壤呼吸。

但也有研究表明,免耕少耕对提高土壤碳贮量作用并不明显。Freixo 等研究发现,经过 13a 的作物生长,表层土壤有机碳含量发生很大变化,传统耕作方式下 0~5cm 表层土壤降低了 60%,而免耕情况下降低 43%;5cm 以下土层有机碳含量在两种耕作方式之间没有显著差别^[24]。Campbell 等研究发现,免耕对土壤有机质的汇集作用很大程度上受到土壤肥力的影响,肥力贫瘠情况下免耕并不总能提高土壤有机质水平^[25]。Yang 等人研究了免耕对土壤全碳、腐殖化有机碳等成分的影响,结果表明,土壤有机碳汇集程度明显的受土壤类型和耕种历史的影响^[26]。Doran 研究表明,在小麦/休耕模式下,免耕同样导致表层土壤碳的损失,认为只有通过提高复种指数降低休耕频率,增加有机碳向土壤中的输入,才能减缓土壤有机质含量降低的速率,甚至提高其含量水平^[27]。

2 种植制度

种植制度影响农田生态系统有机质动态。采取合理的保护性种植制度可以降低农田碳损失,稳定甚至增加 SOM 含量。提高复种指数,降低休耕频率、合理的轮作制度等保护性管理措施可以有效地增加土壤有机质贮量。

提高复种指数,降低休耕频率可以提高作物产量,同时增加了土壤作物残茬和根的有机质输入。在有机质输入增加的同时,其微生物降解速率也相应提高,但由于输入大于降解,总体上土壤有机质含量有不同程度的提高。在许多以小麦及谷类作物为主的半干旱地区,一方面为了增加土壤含水量,另一方面为了避免遭受水灾,多采用夏季休耕的种植制度,在休耕季节进行农田翻耕和放牧。温暖湿润的环境促进微生物活动,加速 SOM 降解,使 CO_2 释放量增加。如果为了控制杂草生长而多次翻耕,则会进一步加剧碳矿化。多数研究结果表明,土壤碳汇集与降低休耕频率直接相关。在碳输入相同的情况下,小麦/休耕种植模式碳净损失比小麦连作高 20~25 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ^[28]。这就意味着由于降低休耕频率使土壤 SOM 分解速率相对减缓,更多的碳保存在土壤中。Gerzabek 等(2001)运用 ^{13}C 自然丰度方法研究发现,长期休耕情况下,土壤表层(0~20cm)有机质含量大约降低 1/3^[29]。

由于有机质输入与 SOM 含量相关,不同作物间的轮作对 SOM 动态有一定影响。种植残茬(地上部和根)比例高的作物能够维持甚至提高 SOM 含量^[30]。在轮作中加入豆科作物或豆科牧草对土壤有机质汇集也有一定影响。由于豆科植物的生物固氮作用,其根和残茬的 C/N 比低,分解加快,提高了 SOM 含量水平,增加 SMB 及矿化的氮,促进了后茬作物的生长^[21]。Gregorich 等人 35a 的试验结果表明,与附近森林相比,种植玉米的农田土壤有机质损失 30%~40%,种植制度(单作或轮作)对土壤碳水平的影响大于施肥的效果,玉米与豆科作物轮作情况下土壤碳含量比玉米单作高 20 $\text{Mg} \cdot \text{Cha}^{-1}$ ^[31]。党廷辉在黄土旱塬区轮作培肥研究中发现,与小麦连作和小麦/玉米轮作相比,在轮作系统中加入豌豆和豆科牧草(苜蓿和红豆草)能显著增加土壤有机质含量,同时,还能有效提高有效氮和有效磷的含量^[32]。轮作影响 SOM 积累的另一原因是营养、根系水分和 SOM 之间的交互作用。有效营养在土壤表层活动性强,在作物残茬大量输入时,微生物固定作用加强,消耗表层的有效营养,而在发生净矿化时又可以大量产生。根通过影响土壤无机营养

和水分来改变微生物活性,而微生物又可以通过影响营养的有效性来改变根的生长状况。短期内残茬输入加剧微生物与植物对营养的竞争,从而降低植物的养分利用效率。长期内残茬和有机质库的增加,可以改善植物的水分利用效率和营养再循环能力,减少养分流失,加强碳汇集。

一般研究认为,在轮作中增加多年生物种可以加速土壤有机质的汇集。多年生牧草地下部碳比例较高,高的碳输入和缺少耕作干扰是牧草汇集碳的主要原因之一^[3]。另外,多年生物种生长季长,蒸腾速率高,导致土壤含水量降低,影响到土壤微生物活性,使土壤呼吸降低。但 Campbell 等发现,轮作中加入牧草后土壤有机质汇集并不明显,这主要是因为没有充足的水分,牧草生物产量低造成的。在气候条件有利于营养生长时,土壤有机质汇集量可能会增加^[33]。

水稻-玉米轮作与水稻连作对土壤碳含量的影响存在一定差异,水稻连作碳汇集高 11%~12%,氮积累高 5%~12%;由于土壤矿化速率提高 33%~41%,水稻-玉米轮作情况下生物固定使土壤中碳输入减少,引起土壤碳汇集降低。短期内水稻连作可以使土壤碳储量增加。水稻连作 2a SOC 增加 10%,土壤总氮增加 2%~9%,而水稻-玉米轮作则变化不大。两种植植制度下碳汇集的差异与作物残茬碳输入无关^[34]。水稻连作土壤碳汇集高的主要原因是微生物活动引起的碳矿化降低,另一个原因是酚类产物的积累,缺氧情况下残茬分解产生的酚亚基的进一步氧化受到限制,使之在土壤中得到积累。而通气性好的土壤中酚类成分可以完全降解^[35]。丁元树等人对稻田年内水旱轮作研究表明,在夏作成熟期,轮作区玉米田土壤中 5 种微生物和 7 种主要生理群细菌数量明显高于连作区的旱稻田。同时土壤中速效氮、速效磷、速效钾含量也有相同的趋势。可见稻田年内水旱轮作不仅影响土壤微生物,同时也影响土壤速效养分含量^[36]。

Capriel 等研究表明,尽管休耕、轮作等管理措施对农田 SOM 含量有很大影响,但对 SOM 化学组成的影响却很小^[37]。

3 施肥

施肥主要通过两条途径影响土壤有机质含量及动态:一是提高农作物生物产量,增加土壤中残茬和根的输入;二是影响土壤微生物的数量和活性,进而影响 SOM 生物降解过程。

化肥的施用能够有效提高农作物的生物产量,而地上部与地下部生物产量之间存在显著正相关,所以土壤中作物残茬和根输入量的增加可以提高 SOM 含量。另外,化肥的施用可以提高作物残茬和根向 SOM 转化的效率。施用氮肥和磷肥的农田残茬转化为 SOM 的效率为 17%~18%,而对照为 10%~12%^[30]。化肥施用影响土壤微生物的数量和活性。施 N 肥的情况下追施 P 肥使土壤 pH 降低,酸性增强,土壤微生物数量减少,活性降低,有机质分解速度减慢,有利于 SOM 积累。传统耕作条件下,在小麦/休耕种植模式中长期施用氮肥使 SOM 含量增长 10%^[38],Campbell 的研究结果为 30a 后 SOM 含量增长 4%~6%^[33]。氮肥对 SOM 的影响取决于耕作、种植制度。长期施用氮肥和磷肥的小麦田 SOM 含量显著提高,干旱年份变化不大,而在水分充足的年份,由于作物残茬的大量输入,SOM 水平有较大提高^[30]。

Gerzabek 等运用¹³C 自然丰度方法研究施用化肥和有机肥对 SOM 动态的影响,发现长期施用有机肥可以有效提高 SOM 含量,而不同种类的有机肥对提高 SOM 含量的效果存在差异,泥炭>淤泥>粪肥>绿肥。施肥对提高 SOM 含量作用的大小还取决于气候条件以及耕作、轮作等管理措施的差异^[29]。长期免耕与施用有机肥结合能显著提高土壤微生物生物量碳、氮、磷含量,有机肥与化肥配合施用效果更加明显^[39,40]。王胜佳等对多熟制稻田有机质平衡的定位研究结果表明,在 26a 连续施用有机肥过程中,土壤有机质含量处于持续上升之中,但后期增长缓慢,增长速率趋于平稳。同时,土壤易氧化有机质和活性有机质数量大幅度提高,说明土壤有机质的代谢强度和养分供应能力有了很大提高^[41]。沈宏等研究了长期施肥对农田土壤碳库的影响,发现长期施用有机肥和有机无机肥配合施用后,土壤有机质、微生物量碳、易氧化碳、可矿化碳含量均明显升高^[42]。李忠佩等进行的田间模拟不同农业施肥制度试验,结果表明,施磷肥以及在此基础上有机物质还田可以明显增加系统有机质的输入量以及养分回田量,致使土壤有机质形成量大于矿化量,有机质积累速度加快。有机物质循环再利用,可在 3a 内提高土壤有机质含量 4~10g/kg^[43]。王旭东等人的研究结果表明,21a 不施肥土壤有机质下降 1.04g/kg,单施化肥基本可以维持土壤有机质水平,而有机肥的施用可明显提高有机质含量;同时有机肥的施用使土壤有机质的氧化稳定性降低,土壤碳

敏酸分子趋于简单,活化度提高,而施用化肥则呈相反趋势^[44]。

到目前为止,更多的研究集中于农田管理对 SOM 含量的影响,而对于 SOM 性质及成分变化的研究相对较少。通过对诸如有机碳总量(total organic carbon, TOC)、氮含量等化学参数以及描述和量化 SOM 腐殖质的腐殖化指数的测量,可以研究管理措施对 SOM 的动态影响。Francioso 等发现,随着有机肥的长期施用,农田 TOC、氮含量呈线性提高^[45]。

一般认为,农田管理尤其是化肥和有机肥的施用,不仅影响 SOM 含量,而且影响其性质及化学组成,即有机质中功能团的性质、数量和空间排列。而 SOM 组成对诸如阳离子交换能力等有机质的吸附特性起着决定性作用^[46,67]。施肥对 SOM 含量的影响前人已经做了大量的工作,而对其组成的影响研究相对较少。史吉平等进行了长期定位施肥对土壤腐殖酸理化性质影响的研究,发现长期施肥不仅影响腐殖酸的含量和组成,还影响其理化性质。长期施用有机肥或有机无机肥配施均能提高 3 种土壤胡敏酸和富里酸的总酸性基、羧基和酚羟基含量,而单施化肥对胡敏酸和富里酸含氧功能团含量的影响不大^[48]。近年来,开始利用傅立叶变换红外光谱(Fourier-Transform Infrared spectroscopy, FT-IR)、傅立叶变换瑞曼光谱(Fourier-Transform Raman spectroscopy, FT-Raman)、核磁共振光谱(nuclear magnetic resonance spectroscopy, NMR)分析 SOM 组成的变化^[45,47,49]。光谱技术可以用来半定量研究 SOM 组成,适宜对主要由于芳香族和烷基碳等特殊功能团引起的农田 SOM 变化做长期研究。NMR 可以研究 SOM 中特殊功能团如烷基、开链碳化合物等的变化。Ellerbrock 等研究发现,施用不同有机肥对 SOM 含量影响差异不显著,而有机质功能团特性却存在明显不同,施用粪肥能有效提高羧基含量,而 SOM 中羧基数量直接决定土壤的吸附能力。另外还发现,粪肥与 N、P、K 配合施用能够增加 SOM 分子量^[49]。Francioso 等的结果表明,长期施用粪肥使 SOM 中抗降解的脂肪族和芳香族成分的含量明显提高^[45]。张付申对胡敏酸化学性质、热分解特性和红外光谱特征进行分析,研究长期施肥对黄土区土壤有机质的影响,发现长期施用化肥和有机肥均能不同程度地提高土壤胡敏酸分子的氮素含量,降低碳素含量,使其脂肪族侧链增加,芳香族结构减少,芳构化程度降低。有机肥效果大于化肥^[50]。Kusel 等进行的 SOM 低分子量成分红外光谱分析表明,粪肥的施用使 SOM 中诸如 2-邻苯二甲酸酯、乙酸酯、环己二烯、愈创木酚、苯甲酸酯等低分子量有机物质含量增加,它们可能是在生物量代谢或者有机质降解过程中产生的^[51]。

对 SOM 动态的进一步探讨需要了解其分子结构,而目前对于 SOM 的化学组成知之甚少,这主要是由于土壤-植物系统复杂,难于进行分子标记;SOM 化学、生物活性高,始终处于动态变化过程之中,缺少可靠的分析方法。FT-IR、NMR 等方法的结合可能有助于 SOM 组成动态变化方面研究的开展。

4 退耕还林还草

由于自然因素和人类活动导致土地利用变化,引起植被以及土壤碳储量改变。一个生态系统碳的承载力或者平衡碳含量(equilibrium carbon content)取决于植被特性、温度、降水等条件^[52]。它是生态系统碳输出与输入之间的平衡,这一平衡会被土地利用变化所破坏,之后会逐渐趋于新的平衡。在这一过程中土壤既可能起碳源的作用,又可以是碳的汇,这决定于碳输入和输出的比例。历史上,由于森林和草地转变为农田以及农田的过度开垦造成 SOM 含量大幅度降低。农田碳、氮的损失主要是由于土壤中有有机质输入减少,耕种引起的侵蚀以及有机质降解加速造成的。耕种破坏土壤团聚体,影响其对 SOM 的物理保护,提高土壤温度、田间持水量、氧化作用、细胞外酶活性,加速 SOM 的矿化。多数研究表明,弃耕农田恢复为自然植被能够提高 SOM 含量^[53],农田恢复为次生林土壤碳储量可以增加 53%,恢复为草地能够提高 19%^[54]。Romanya 研究了地中海地区农田弃耕种植速生辐射松后土壤有机质的变化情况。发现土地利用历史对森林恢复后 SOM 的汇集有一定的影响,葡萄园种植速生辐射松后,土壤 0~5cm 表层土壤碳汇集速率大约为 $10\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}\text{a}^{-1}$,绝大部分在土壤表面有机层汇集,速率为 $19\text{g} \cdot \text{Cm}^{-2}\text{a}^{-1}$,而种植禾谷类作物的农田在恢复为速生辐射松林后的汇集速率为 $41\text{g} \cdot \text{Cm}^{-2}\text{a}^{-1}$ 。利用 Rothy 和 Century 模型模拟结果显示,20a 内该地区碳汇集潜力分别为 950 和 700gCm^{-2} ^[55]。Potter 等发现,60cm 土层有机质汇集与农田恢复为草地后时间长短呈线性相关,恢复到耕种前的水平需要一个漫长的过程。按照回归分析的结果,耕种 60a 的粘土农田恢复为草地后,大约需要近 100a 的时间才能使 SOM 含量达到自然草地的含量水平^[56]。Lugo 发现,农田

弃耕恢复为森林 50a 后,碳含量达到原来的 75%^[57]。Wilde 的研究表明,红松林 15cm 表层 SOM 含量与红松林恢复时间呈显著正相关,40a 后 SOM 含量增长 300%~400%^[58]。总之,土壤碳汇集的速率与农田耕种历史有关。

弃耕农田恢复为自然植被后,SOM 变化受土壤类型的影响。Reeder 等研究发现,耕种 60a 的粘壤土恢复为草地,在不施氮肥的情况下,5a 后土壤碳含量没有明显的变化;而相同条件的砂壤土恢复 5a 后,A 层土壤碳含量则达到自然草地的碳水平^[59]。一般认为,农田恢复为草地后,土壤碳最终能达到或接近原始植被条件下的碳水平,并保持一个新的平衡。但由于缺乏土壤碳汇集方面长期的研究结果,恢复到新平衡所需的时间还不确切。温度、湿度是农田弃耕还林还草后影响 SOM 动态的两个重要因子。SOM 的汇集存在一定趋势,即从温带地区到热带地区其汇集速率加快,热带地区在森林恢复后,SOM 含量很快就可达到森林砍伐前的水平。由于温度、湿度的原因,土壤有机质的输入量增加,是决定这一趋势的主要原因之一。另外,SOC 汇集还受到气候、以及树种、牧草种类的影响。

农田恢复为自然植被后,SOM 变化速率及变化时间差别很大,这与恢复后植被生产力、土壤理化及生物学特性、SOM 输入以及土壤物理干扰历史有关。常绿植被恢复早期,SOM 提高的速率比较低,往往低于 $100\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}\text{a}^{-1}$ ^[60]。这种恢复自然植被的过程往往不能使土壤碳贮量达到自然植被破坏前的水平,而且这一过程可能需要很长时间。Brown 等人研究发现,随着次生林恢复年限的增加,土壤碳水平总的趋势是提高的^[61]。

5 结语

农田管理影响 SOM 的动态变化。历史上由于过度开垦和不合理的管理造成农田 SOM 含量大幅度降低,导致 CO₂ 向大气的大量排放。农田保护性管理措施不仅可以有效减少土壤侵蚀,而且可以增加农田生物产量,降低有机质的生物降解,提高 SOM 含量。SOM 动态取决于土壤有机质输入与降解二者之间的平衡。由于 SOM 动态与输入土壤的作物残茬数量即土壤有机质输入量直接相关,影响农作物产量和残茬输入的管理措施都能够影响 SOM 变化。免耕少耕、提高复种指数、降低休耕频率、合理的轮作换茬、增施有机肥和化肥以及弃耕农田还林还草等措施均能比较显著地影响农田 SOM 动态。农田土壤有机质损失主要发生在开垦后的前 10a 内,之后损失逐渐减少。目前,北美农田 SOM 含量水平处于相对平衡阶段,美国中部地区甚至已经由 CO₂ 源变为汇^[62]。鉴于多年的少耕免耕和合理的轮作等农业措施已经明显地增加了北美地区 SOM 含量,美国和加拿大的土壤学家认为该地区已经从大气 CO₂ 的源转变为汇。两国在今后 20a 内将增加土壤有机碳储量 11 亿 t^[63]。中国热带和亚热带地区农田土壤已经成为大气 CO₂ 的汇,而北方耕作土壤有机碳水平不足耕作前的 50%,培肥土壤和增加 SOM 含量的空间很大。所以随着保护性农田管理措施的广泛推广,中国农业土壤在固定有机碳以缓解大气 CO₂ 浓度方面将会起到重要的作用。但是应该注意到,土壤的碳汇集潜力一方面受植被状况、环境温度、土壤矿物质组成和风化层深度、土壤排水以及水分和空气可利用性等诸多条件的影响,另外,还受控于 SOM 的化学组成及其对微生物降解的抗性。在今后的工作中应该加强这些方面的研究,以提高运用模型预测土壤碳汇集的准确性^[64]。

但是,由于 SOM 含量是一个相对稳定的参数,对于特定的气候条件和管理措施,绝大多数永久性农田的 SOM 含量趋于稳定水平。由于农田有机质大量流失主要发生在耕种初期,而温带地区的农田已经耕种了 50~100a,甚至更长,SOM 输入与流失基本达到平衡^[65]。同时,土壤中有机的动态还受到气候、植被、土壤类型等诸多因素的影响,通过管理措施来提高 SOM 含量注定是一个非常缓慢的过程。农田 SOM 的动态变化还与其初始水平及干扰历史有关,虽然保护性管理措施可以增加 SOM 含量,但是它也只能部分恢复前期的碳损失,而无法恢复到农用前的水平。如果在耕种初期 SOM 含量较高,那么试图通过农田管理来恢复到耕种前的水平,并使之保持相对稳定是非常困难的。

References:

[1] Xu J M. Soil organic matter. In: Huang C Y eds. *Soil Science*. Beijing: China Agriculture Press, 2000. 32~49.
[2] Peverill K I and Gibson G J. Cobalt. In: Peverill K I, Sparrow L. A. and Reuter D. J. ed. *Soil Analysis. An Interpretation Manual*. Collingwood: Australian Soil and Plant Analysis Council Inc., 1999. 319~323.

- [3] Post W M, Peng T-H, Emanuel W R, *et al.* The global carbon cycle. *American Science*, 1990, **78**: 310~326.
- [4] Paustian K, Andren O, Janzen H, *et al.* Agricultural soil as a C sink to offset CO₂ emission. *Soil Use Manage*, 1997, **13**: 230~244.
- [5] Robinson C A, Cruse R M, and Kohler K A. Soil management. In: Hatfield J. L. and Karlen D. L. ed. *Sustainable agriculture systems*. Boca Raton, FL; Lewis Publ. , 1994. 109~134.
- [6] Kern J S and Johnson M G. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 1993, **57**: 200~210.
- [7] Logan T J, Lal R, and Dick W A. Tillage systems and soil properties in North America. *Soil Tillage Research*, 1991, **20**: 241~270.
- [8] Angers D A, Ndayegamiye A and Cote D. Tillage induced difference in organic matter of particle-size fractions and microbial biomass. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 1993, **57**: 512~516.
- [9] Reicosky D C and Lindstrom K Y. Fall tillage method; Effect on short-term carbon dioxide flux from soil. *Agron. J.* , 1993, **85**: 1237~1243.
- [10] Beare M H, Hendrix P F, and Coleman D C. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 1994, **58**: 777~786.
- [11] Jastrow J D. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral associated organic matter. *Soil Biol. Biochem.* , 1996, **28**: 656~676.
- [12] Golchin A, Oades J M, Skjemstad J O, *et al.* Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ¹³C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. *Aust. J. Soil Res.* , 1994a, **32**: 285~309.
- [13] Golchin A, Oades J M, Skjemstad J O, *et al.* Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.* , 1994b, **32**: 1043~1068.
- [14] Tisdall J M and Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* , 1982, **33**: 141~163.
- [15] Six J, Paustian K, Elliott E T, *et al.* Soil structure and organic matter 1. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 2000, **64**: 681~689.
- [16] Cambardella C A and Elliott E T. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 1993, **57**: 1071~1076.
- [17] Holland E A and Coleman D C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology*, 1987, **68**: 452~433.
- [18] Balesdent J, Chenu C, and Balabane M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Research*, 2000, **53**: 215~230.
- [19] Six J, Elliott E T, Paustian K, *et al.* Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 1998, **62**: 1367~1377.
- [20] Gestel V, Ladd J N, Amato M. Carbon and Nitrogen mineralization from two soils of contrasting texture and microaggregate stability; influence of sequential fumigation, drying and storage. *Soil Biol. Biochem.* , 1991, **23**: 313~322.
- [21] Campbell C A, McConkey B G, Zentner R P, *et al.* Long-term effects of tillage and rotations on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* , 1996, **76**: 395~401.
- [22] Beare M H, Pohland B R, Wright D H, *et al.* Residue placement and fungicide effects on fungal communities in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 1993, **57**: 392~399.
- [23] Franzluebbers A J, Hons F M, and Zuberer D A. Long-term changes in soil carbon and nitrogen pools in wheat management systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 1994, **58**: 1639~1645.
- [24] Freixo A A, Machado P L, Santos H P, *et al.* Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, 2002, **64**: 221~230.
- [25] Campbell C A, Selles F, Lafond G P, *et al.* Adopting zero tillage management: Impact on soil C and N under long-term crop rotations in a thin Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* , 2001, **81**: 139~148.
- [26] Yang X M and Kay B D. Impacts of tillage practices on total, loose- and occluded-particulate, and humified organic carbon fractions in soils within a field in southern Ontario. *Can. J. Soil Sci.* , 2001, **81**: 149~156.
- [27] Doran J W, Elliott E T and Paustian K. Soil microbial activity, nitrogen cycling, and long-term changes in organic carbon pools as related to fallow tillage management. *Soil & Tillage Research*, 1998, **49**: 3~18.
- [28] Campbell C A, Zentner R P, Selles F, *et al.* Comparative effects of grain lentil-wheat and monoculture wheat on crop production: N economy and N fertility in a brown Chernozem. *Can. J. Plant Sci.* , 1992, **72**: 1091~1107.

- [29] Gerzabek M H, Haberhauer G, and Kirchmann H. Soil organic pools and carbon-13 natural abundances in particle-size fractions of a long-term agricultural field experiment receiving organic amendments. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2001, **65**: 352~358.
- [30] Havlin J L, Kissel D E, Maddux L D, *et al.* Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1990, **54**: 448~452.
- [31] Gregorich E G, Drury C F, and Baldock J A. Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation. *Can. J. Soil Sci.*, 2001, **81**: 21~31.
- [32] Dang T H. Influence of crop rotation on soil fertility in arid-highland of loess plateau. *Journal of Soil Erosion and Soil and Water Conservation*, 1998, **4**(3): 44~47.
- [33] Campbell C A, Zentner R P, Liang B C, *et al.* Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan—Effect of crop rotations and fertilizers. *Can. J. Soil Sci.*, 2000, **80**: 179~192.
- [34] Witt C, Cassman K G, Olk D C, *et al.* Crop rotation and residue management effects on carbon sequestration, nitrogen cycling and productivity of irrigated rice systems. *Plant and Soil*, 2000, **225**: 263~278.
- [35] Olk D C, Cassman K G, Randall E W, *et al.* Changes in chemical properties of organic matter with intensified rice cropping in tropical lowland soil. *Europ. J. Soil Sci.*, 1996, **47**: 293~303.
- [36] Ding Y S, Wang R M and Chen J X. Effect on microorganism and quick-acting nutrients in soil of paddy-upland yearly rotation in paddy. *Journal of Zhejiang Agricultural University*, 1996, **22**(6): 561~565.
- [37] Capriel P, Harter P and Stephenson D. Influence of management on the organic matter of a mineral soil. *Soil Science*, 1992, **153**(2): 122~128.
- [38] Lupwayi N Z, Rice W A, and Clayton G W. Soil microbial biomass and carbon dioxide flux under wheat as influenced by tillage and crop rotation. *Can. J. of Soil Sci.*, 1999, **79**: 273~280.
- [39] Campbell C A, Selles F, Lafond G P, *et al.* Tillage-fertilizer changes: Effect on some soil quality attributes under long-term crop rotations in a thin Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.*, 2001, **81**: 157~165.
- [40] Xu Y C, Shen Q R and Ran W. Effects of zero-tillage and application of manure on soil microbial biomass C, N, and P after sixteen years of cropping. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, **39** (1): 89~96.
- [41] Wang S J, Chen Y and Li S Y. Balance of soil organic matter in a long-term triple cropping system in paddy fields. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, **39** (1): 9~15.
- [42] Shen H and Cao Z H. Effect of long-term fertilization on soil available carbon pool and available ratio of soil carbon under different agroecosystems. *Tropical and Subtropical Soil Science*, 1998, **7** (1): 1~5.
- [43] Li Z P, Tang Y L, Shi H, *et al.* Nutrient cycling and balance of paddy fields in different fertilization systems in red soil region of subtropical China. *Scientia Agricultura Sinica*, 1998, **31** (1): 46~54.
- [44] Wang X D, Zhang Y P, Lu J L, *et al.* Effect of long term different fertilization on properties of soil organic matter and humic acids. *Scientia Agricultura Sinica*, 2000, **33**(2): 75~81.
- [45] Francioso O, Ciavatta C, Sanchez-Cortes S, *et al.* Spectroscopic characterization of soil organic matter in long-term amendment trials. *Soil Science*, 2000, **165**: 495~504.
- [46] Almendros G. Sorptive interactions of pesticides in soils treated with modified humic acids. *Europ. J. Soil Sci.*, 1995, **46**: 287~301.
- [47] Gresell N, McColl J G, Powers R F, *et al.* Spectroscopy of aqueous extracts of forest litter: Effects of management practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1995, **59**: 1723~1731.
- [48] Shi J P, Zhang F D and Lin B. Effects of long-term located fertilization on the physico-chemical property of soil humus. *Scientia Agricultura Sinica*, 2002, **35** (2): 174~180.
- [49] Ellerbrock R H, Hohn A and Rogasik J. Functional analysis of soil organic matter as affected by long-term manorial treatment. *Europ. J. Soil Sci.*, 1999, **50**: 65~71.
- [50] Zhang F Y. Effects of long-term fertilization on structural characteristics of soil humic acids in loess region. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 1996, **2**(3): 243~247.
- [51] Kusel K. and Drake H L. Microbial turnover of low molecular weight organic acids during leaf litter decomposition. *Soil Biol. Biochem.*, 1999, **31**: 107~118.
- [52] Gupta R K, and Rao D L N. Potential of wastelands for sequestering carbon by reforestation. *Current Science*, 1994, **66**: 378~380.
- [53] Johannes M, Knops H and Tilman D. Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. *Ecology*, 2000, **81**(1): 88~98.
- [54] Guo L B, and Gifford R M. Oil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 2002, **8**: 345~360.

[55] Romanya J, Cortina J, Fallon P, *et al.* Modelling change in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science*, 2000, **51**: 627~641.

[56] Potter K N, Torbert H A, Johnson H B, *et al.* Carbon storage after long-term grass establishment on degraded soils. *Soil Science*, 1999, **164**(10): 718~725.

[57] Lugo A E, Sanchez A J and Brown S. Land use and organic carbon content of some subtropical soils. *Plant Soil*, 1986, **96**:185~196.

[58] Wilde S A. Change in soil productivity induced by pine plantations. *Soil Sci.* 1964, **97**:276~278.

[59] Reeder J D, Schuman G E, and Bowman R A. Soil C and N changes on conservation reserve program lands in the Central Great Plains. *Soil Till Res.*, 1998, **47**(3~4): 339~349.

[60] Post W M and Kwon K C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 2000, **6**: 317~327.

[61] Brown S, Lugo A E. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin islands. *Plant and Soil*, 1990, **124**: 53~64.

[62] Smith W N. A comparison of the performance of nice soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 1997, **81**: 153~225.

[63] Bruce J P, Frome M, Haites E, *et al.* Carbon sequestration in Soils. *J. Soil Water Conservation*, 1991, **54**: 382~389.

[64] Swift R S. Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*, 2001, **166**(11): 858~871.

[65] Davidson E A and Ackerman A L. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 1993, **20**: 161~164.

参考文献:

[1] 徐建明. 土壤有机质. 见:黄昌勇主编. 土壤学. 北京:中国农业出版社,2000. 32~49.

[32] 党廷辉. 黄土旱塬区轮作培肥试验研究. 土壤侵蚀与水土保持学报,1998,4(3): 44~47.

[36] 丁元树,王人民,陈锦新. 稻田年内水旱轮作对土壤微生物和速效养分的影响. 浙江农业大学学报,1996,22(6): 561~565.

[40] 徐阳春,沈其荣,冉炜. 长期免耕与使用有机肥对土壤微生物生物量碳、氮、磷的影响. 土壤学报,2002,39(1):89~96.

[41] 王胜佳,陈义,李实烨. 多熟制稻田土壤有机质平衡的定位研究. 土壤学报,2002,39(1):9~15.

[42] 沈宏,曹志洪. 长期施肥对不同农田生态系统土壤有效碳库及碳素效率的影响. 热带亚热带土壤科学,1998,7(1):1~5.

[43] 李忠佩,唐永良,石华,等. 不同施肥制度下红壤稻田的养分循环与平衡规律. 中国农业科学,1998,31(1):46~54.

[44] 王旭东,张一平,吕家珑,等. 不同施肥条件对土壤有机质及胡敏酸特性的影响. 中国农业科学,2000,33(2): 75~81.

[48] 史吉平, 张夫道, 林葆. 长期定位施肥对土壤腐殖质理化性质的影响. 中国农业科学, 2002, **35**(2):174~180.

[50] 张付申. 黄土区土壤长期施肥对胡敏酸结构特征的影响. 植物营养与肥科学报, 1996, **2**(3):243~247.