

农田土壤固碳措施的温室气体泄漏和净减排潜力

逯 非, 王效科*, 韩 冰, 欧阳志云, 郑 华

中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

摘要: 农田土壤固碳措施作为京都议定书认可的大气 CO₂ 减排途径受到了广泛关注。研究表明, 农田土壤固碳措施在主要农业国家和全球都具有很大的固碳潜力。但是, 实施农田土壤固碳措施有可能影响农业中化石燃料消耗和其他农业投入的 CO₂ 排放和非 CO₂ 温室气体排放。这些土壤碳库以外的温室气体排放变化可能抵消部分甚至全部土壤固碳效果, 构成了农田土壤固碳措施的温室气体泄漏。因此, 将土壤固碳和温室气体泄漏综合计算的净减排潜力成为了判定土壤固碳措施可行性的首要标准。综述总结了目前较受重视的一些农田措施(包括施用化学氮肥、免耕和保护性耕作、灌溉、秸秆还田、施用禽畜粪便以及污灌)的土壤固碳潜力, 温室气体泄漏和净减排潜力研究成果。结果表明, 温室气体泄漏可抵消以上措施土壤固碳效益的 -241% ~ 660%。建议在今后的研究中, 应该关注土壤碳饱和、气候变化及土地利用变化对农田固碳措施温室气体泄漏和净减排潜力的评估结果的影响。

关键词: 土壤固碳; 温室气体; 泄漏; 净减排潜力; 施用化学氮肥; 免耕; 灌溉; 秸秆还田; 施用禽畜粪便; 污灌

文章编号: 1000-0933 (2009) 09-4993-14 中图分类号: Q14, S181, X171.1 文献标识码: A

Researches on the greenhouse gas leakage and net mitigation potentials of soil carbon sequestration measures in croplands

LU Fei, WANG Xiao-Ke*, HAN Bing, OUYANG Zhi-Yun, ZHENG Hua

State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China
Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(9): 4993 ~ 5003.

Abstract: Being recognized by the Kyoto Protocol, soil carbon sequestration and greenhouse gas mitigation in croplands have drawn broad attention. Previous studies showed that soil carbon sequestration measures might have considerable carbon sequestration potentials in the major agricultural countries and the whole world. However, the implementation of the soil carbon sequestration measures could affect the CO₂ emission from the fossil fuel use and inputs in agriculture, and influence the non-CO₂ greenhouse gas emissions from the croplands. As the changes of the GHG emissions from outside the soil carbon pool can partly or even fully counteract the mitigation benefit of soil carbon sequestration, such changes are regarded as GHG leakage of soil carbon sequestration measures in croplands. As a result, the net mitigation potential, which concerns both soil carbon sequestration and leakage, turns to be the foremost criteria of the feasibility of a carbon sequestration measure. This paper reviewed several reputable farming practices (e. g., synthetic nitrogen fertilizer application, no-tillage and conservation tillage, irrigation, straw return, manuring and sewage sludge application) for net mitigation based on their soil carbon sequestration and impacts on the GHG leakage. The results indicated that GHG leakage could offset -241% - 660% of the soil carbon sequestration of the above-mentioned measures. This review suggests more attention be paid to the influences of soil carbon saturation, climate change and land use change on GHG leakages and net mitigation potentials of soil carbon sequestration measures in croplands.

Key Words: soil carbon sequestration; greenhouse gas; leakage; net mitigation potential; synthetic nitrogen fertilizer

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大资助项目 (KZCX1-SW01-17)

收稿日期: 2009-04-15; 修订日期: 2009-05-18

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangxk@cees.ac.cn

application; no-tillage; irrigation; straw return; manuring; sewage sludge application

工业革命以来,由于人类活动和化石燃料的燃烧使大气中的 CO_2 浓度不断上升,引发了全球变暖等一系列环境问题。农田土壤固碳是《京都议定书》认可的固碳减排的途径之一,拥有巨大的固碳潜力^[1~3]。土壤固碳是指通过采用推荐管理措施(recommended management practices RMPs)提高土壤的有机和无机碳含量,将大气中的 CO_2 固持在土壤碳库中^[4, 5]。由于土壤形成碳酸盐的速率较慢,目前农田土壤固碳的研究主要聚焦于土壤有机碳^[4, 6]。土壤有机碳库的平衡由输入和输出两方面因素共同决定^[7, 8],因此,土壤固碳可以通过以下两类途径来实现,即(1)通过提高作物的生物量来增加土壤碳库的作物光和产物输入,以及(2)通过减少干扰等途径降低农田土壤碳的分解^[4~8]。近年来,农田土壤固碳在国内外都得到了广泛的重视^[7, 9],在亚洲^[10~13]、欧洲^[14~16]、北美^[3, 17~19]、南美^[20]、非洲^[21]和大洋洲^[22]都有区域尺度的研究展开。这些研究在估算区域尺度上当前和过去的土壤碳含量,预测农田土壤的固碳潜力方面取得了很多进展。

农田土壤固碳措施的主要目的是将 CO_2 固持在农田土壤中,以降低大气温室气体浓度,减缓全球变暖。但是,在实施固碳措施过程中,温室气体泄漏有可能对固碳效果产生影响。在 IPCC 报告中,温室气体泄漏被定义为在某块土地上的无意识的固碳活动直接或间接地引发了某种活动,它们会部分或全部抵消最初行动的固碳效果^[23]。对于农田土壤固碳措施来说,此概念可理解为采用固碳减排措施后农田土壤碳库之外的温室气体排放变化。农田土壤固碳措施的实施可能会改变农业机械的使用和其他农业投入,与之相关的温室气体排放变化对土壤固碳效益有抵消作用^[24~27]。现代农业生产的能源消耗及其温室气体排放非常可观,据估算,播种、灌溉、收割、干燥以及肥料工业的温室气体排放总量达到 $(1.50 \sim 2.00) \times 10^8 \text{ tC} \cdot \text{a}^{-1}$,平均分配到全球的农田则为 $100 \sim 130 \text{ kgC} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[28]。采用措施的化石燃料消耗和农业投入引起的温室气体排放是最早被关注的一类农田土壤固碳措施泄漏因素^[25],被称为“隐藏的碳成本(hidden carbon cost)”^[6, 25, 29, 30]。此外,农田生态系统中碳氮循环紧密相关,实施一些固碳措施后也可能增加非 CO_2 温室气体,如甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O)的排放^[5, 31, 32]。 CH_4 和 N_2O 在 100a 时间尺度上的全球增温潜势(global warming potential, GWP)分别是等质量 CO_2 的 25 倍和 298 倍^[33]。因此,与土壤碳库相比,采用固碳措施引起的 CH_4 和 N_2O 排放量变化对总温室气体排放的影响更加显著^[34],都可能是重要的泄漏因素^[29]。

作为减缓全球变暖的途径之一,农田土壤固碳措施的主要目的是降低大气中温室气体浓度^[19]。考虑到温室气体泄漏的抵消作用,当土壤固碳措施涉及到多个温室气体排放机理或多种温室气体时,固碳措施的净潜力应为各温室气体全球增温效应的总和^[35],而不仅仅是土壤碳库一个因素^[36, 37]。不同的研究中对于农田土壤固碳措施对大气中温室气体浓度总影响有不同的称呼,如有效固碳潜力(available soil carbon sequestration potential)^[28],总减排潜力(total mitigation potential)^[38],总净碳截存量(total net amount of carbon sequestered or saved, TSC)^[39],净固碳量(net C sequestration)^[6, 30]等,但它们都一致地体现了农田土壤固碳措施对大气温室气体总全球增温潜势的影响和减缓能力。本综述归纳以上研究成果,提出净减排潜力(net mitigation potential, NMP)的概念——NMP 是一项固碳技术措施在综合考虑土壤固碳和泄漏因素的抵消作用后所具有的固碳减排潜力,这就决定了 NMP 估算的基本思路是在估算土壤固碳的基础上扣除温室气体泄漏的抵消作用(式 1):

$$NMP = SCSP_M - L \quad (1)$$

式中, NMP 为净减排潜力, $SCSP_M$ 为措施的土壤固碳潜力(soil carbon sequestration potential), L 为温室气体泄漏(greenhouse gas leakage)。

评价一项农田土壤固碳措施的成果,应当以该措施的 NMP 而非土壤固碳潜力为依据:如果农田土壤固碳具有正的 NMP ,则从减缓温室气体浓度的角度可行;反之,如果措施 NMP 为负,则意味着该措施的实施将加剧全球变暖,作为固碳措施不可行。综述选择近年来较受关注的农田土壤固碳措施,即施用化学氮肥,免耕和保护性耕作,灌溉,秸秆还田,施用禽畜粪便以及污灌等共 6 项,分析其土壤固碳潜力,温室气体泄漏及 NMP

研究成果,并对未来研究提出展望。

1 施用化学氮肥

施用化学氮肥的可以促进作物生长,增加作物产量,并能够通过增加土壤碳输入达到固碳的效果。国内研究表明,在我国不同的化学氮肥情景下,全国化学氮肥施用总量在 1207 万 t 到 4276 万 t,农田土壤的固碳潜力可以达到 $12.1 \sim 94.1 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$ [11, 12, 27]。Follett [3] 估算美国农田每年施用化学氮肥 1150 万 t,土壤固碳潜力为 $6 \sim 18 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

作为一种石油化工产品,氮肥在其生产过程中会消耗化石能源并引起碳排放。根据合成氨反应的化学原理,即使在 100% 效率的理想状态下,合成 1 mol 的氨也会排放 0.375 mol CO_2 [24, 25]。West 等 [19] 估算美国每吨氮肥生产的碳排放为 0.8141 tCe; Lal [7, 40] 则指出每吨化学氮肥的生产、包装、储存和运输等环节总温室气体排放可达 $0.9 \sim 1.8 \text{ tCe}$ 。国内的研究表明,由于我国能源结构是以煤炭为主,无烟煤是氮肥工业的主要原料,生产每吨化学氮肥排放的温室气体不少于 1.74 tCe,仅此一项泄漏就足以抵消施用氮肥在我国农田土壤中的固碳(表 1) [27]。Schlesinger [24] 对比美国的化肥生产过程中的温室气体排放和农田土壤长期定位实验所得固碳结果后指出,前者对后者的抵消也有可能达到 60% 以上。

氧化亚氮(N_2O)直接排放是施用氮肥的另一项重要温室气体泄漏。李长生等 [42] 通过 DeNitrification-DeComposition (DNDC) 模型估算认为, N_2O 是中国农田排放的首要温室气体。王效科等 [43] 通过 DNDC 模型计算认为,施用化学氮肥是我国农田土壤 N_2O 直接排放量最重要的影响因素,当化肥使用量减少到现状的 50% 或倍增时,土壤 N_2O 直接排放量分别是目前的 78% 和 155%。研究表明,施用化学氮肥对加拿大农业 N_2O 总排放的贡献达 10% ~ 15% [44]。IPCC 所推荐的农业温室气体排放计算方法 [45] 中也将化学氮肥用量设定为一个国家农田 N_2O 排放量的决定性因子。研究表明,在全国尺度上,增施氮肥产生的 N_2O 直接排放也足以抵消全部的土壤固碳量(表 1) [27]。

综上所述,施用氮肥的温室气体泄漏对土壤固碳效益有巨大的抵消作用(184% ~ 552%, 表 1),分析这一措施的净减排潜力十分必要。在中国的相关研究表明,采用该措施将排放更多的温室气体,加剧全球变暖(表 1) [26, 27]。Follett [3] 参考 Izaurralde 等 [46] 的研究成果,认为在美国农田施用化学氮肥的净减排潜力为负(表 1),无法为减缓全球变暖作出贡献。过量的氮肥并不能固持更多的有机碳 [47],只会增加土壤氧化亚氮的排放和生产氮肥的温室气体排放,因此很多相关研究都建议,提高氮肥效率,在保证产量的前提下适当减少氮肥的生产量和施用量,采用有机肥替代部分氮肥 [32, 48] 都将对减缓全球变暖有益 [27, 32, 48, 49]。

2 免耕和保护性耕作

耕作会对土壤产生物理干扰,破坏土壤团聚体中有机质的物理保护,同时影响土壤温度、透气性,增加土壤有效表面积并让不断让新的土壤处于干湿和冻融交替,使得土壤团聚体更容易被破坏,加速团聚体间有机物的分解 [50]。一般认为,采用免少耕和保护性耕作可以避免以上干扰,减少土壤有机碳的分解损失 [2, 3, 11, 15, 19]。

免耕导致表土容重增加,产生厌氧环境,在减少土壤有机质氧化的同时增加 N_2O 排放 [51];采用免耕后更高的土壤水分含量和土壤空隙含水量能够刺激反硝化作用,增加 N_2O 排放 [52];同时,免耕导致的氮素在表土的集中也可能是采用免耕后 N_2O 排放增加的原因之一 [38]。目前,在免耕对大气温室气体浓度影响的研究中都将 N_2O 排放的增加列为重要的泄漏因素(表 1) [39, 52],Smith 等 [38] 指出在欧洲推广免耕的土壤固碳潜力将被增排 N_2O 的温室效应抵消 50% 以上。但近期的一些研究表明,采用免耕是否会增加 N_2O 排放与肥料种类、水分管理等多个因素有关 [34, 38, 49]。

与传统耕作方式相比,免少耕可以减少耕作中农业机械操作的次数和消耗的燃料,也因此降低了相关的碳排放。West 和 Marland [19, 53] 估算得出,少耕通过以盘型犁替代传统翻耕,农业机械化化石燃料消耗导致的温室气体排放比传统翻耕减少 $7 \text{ kgCe} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,而免耕则由于节约了全部耕作的燃料,减少燃料温室气体排放 $49 \text{ kgCe} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。Smith 等 [38] 估算欧盟地区免耕的固碳和减排潜力,认为免耕可以通过节约农业机械消耗

表 1 不同固碳措施的农田土壤固碳潜力, 泄漏的抵消以及净减排潜力

Table 1 Soil carbon sequestration potential, offset of GHG leakage and NMP of some carbon sequestration measures									
固碳措施 序号 No.	研究区域 Region	情景 Scenario	土壤固碳潜力或速率 SCSP or soil carbon sequestration rates	泄漏因素 GHG leakages	温室气体泄漏抵消 Offset of GHG leakage	温室气体泄漏 对土壤固碳抵消率 of GHG leakage to soil carbon sequestration (%)	净减排潜力或净 减排速率 NMP or net mitigation rates	参考文献 References	
施用氮肥 1 Application of N fertilizer	中国 China	增施氮肥 Increased application of N fertilizer	30.2 TgC·a ⁻¹	生产氮肥的温室气体排放 GHG emission from N fertilizer production	53.8 TgCe·a ⁻¹	178	-61.1 TgCe·a ⁻¹	[27]	
施用氮肥 2 Application of N fertilizer	美国 USA	施用氮肥 Application of N fer- tilizer	6~18TgC·a ⁻¹	N ₂ O 增排直接排放 Increase of direct N ₂ O emission 生产氮肥和储存运输施用的温 室气体排放 GHG emission from N fertilizer production, storage, transportation and application N ₂ O 增排直接排放 Increase of direct N ₂ O emission	37.6 TgCe·a ⁻¹ 14.14 TgCe·a ⁻¹	124 78.6~236	-27.14~-15.14 TgCe·a ⁻¹	[3, 46]	
保护性耕作玉米 3 Conservation tillage-maize	美国 USA	从传统翻耕转为保 护性耕作 Conventional to conservation tillage	460 kgC·hm ⁻² ·a ⁻¹	农业物资投入的碳排放 Increase of emissions from agricultural input production	41 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	8.91	468 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	[19]	
免耕 4 No-tillage	中国 China	推广免耕 Popularization of no-tillage	3.58TgC·a ⁻¹	农业机械的碳排放减少 Decrease of GHG emission from agricultural machinery	-49 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	-10.6			
免耕 5 No-tillage	英格兰 England	从传统翻耕转为免 耕 Conventional to conservation tillage	145~235 kgC·hm ⁻² ·a ⁻¹	直接或间接化石燃料使用的碳 排放 GHG emission from direct or indirect fossil fuel use	-22kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	-15.2~ -9.36	-14~173 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	[39]	
减耕 6 Reduced tillage	英格兰 England	从传统翻耕转为减 耕 Conventional to reduced tillage	40 kgC·hm ⁻² ·a ⁻¹	其他温室气体排放变化 Other GHG emission 直接或间接化石燃料使用的碳 排放 GHG emission from direct or indirect fossil fuel use	84~181kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹ -16 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	35.7~125 -40	56 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	[39]	

续表 1

序号 No.	固碳措施 Soil carbon sequestration measures	研究区域 Region	情景 Scenario	土壤固碳潜力或速率 SCSP or soil carbon sequestration rates (kgC·hm ⁻² ·a ⁻¹)	泄漏因素 GHG leakages	温室气体泄漏抵消 Offset of GHG leakage (kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹)	温室气体泄漏		参考文献 References
							对土壤固碳抵消 速率 of GHG leakage to soil carbon sequestration (%)	净减排潜力或净 减排速率 NMP or net mitigation rates (kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹)	
7	免耕 No-tillage	干旱气候区 Dry climate zones	持续 20a 免耕 No-tillage for 20 years	222.2	N ₂ O 增排 Increase of N ₂ O emission	68.55	30.8	188.2	[52, 53]
8	免耕 2 No-tillage	湿润气候区 Humid climate zones	持续 20a 免耕 No-tillage for 20 years	97.2	CH ₄ 减排 CH ₄ mitigation	-3.518	-1.58	62.1	[52, 53]
					措施相关的副变化 Ancillary GHG changes	-31	-14.0		
9	保护性耕作 大豆 Conservation tillage-soybean	美国 USA	从传统翻耕转为保 护性耕作 Conventional to conservation tillage	333	N ₂ O 增排 Increase of N ₂ O emission	69.61	71.6	371	[53]
					CH ₄ 减排 CH ₄ mitigation	-3.518	-3.62		
10	保护性耕作 平均 Conservation tillage-average	美国 USA	从传统翻耕转为保 护性耕作 Conventional to conservation tillage	337	措施相关的副变化 Ancillary GHG changes	-31	-31.9	371	[53]
					农业物资投入的碳排放增加 Increase of emissions from agricul- tural input production	6	1.80		
11	免耕 No-tillage	巴西南部 Cerrado region, Brazil	免耕 No-tillage	380	农业机械的碳排放减少 Decrease of GHG emission from agricultural machinery	-44	-13.2	230	[54]
					农业物资投入的碳排放增加 Increase of emissions from agricultural input production	12	3.56		
12	灌溉 Irrigation	美国 USA	水泵抽水灌溉 Pumping water for irrigation	50 ~ 150	农业机械的碳排放减少 Decrease of GHG emission from agricultural machinery	-46	-13.6	较小或为负值 Relatively low or negative	[3, 17]
					痕量气体排放变化 Change of trace gas emission	150	39.5		
					抽水的能源消耗引起碳排放 Emission due to energy consump- tion in pumping	85 ~ 330kgC·hm ⁻² ·a ⁻¹	56.7 ~ 660		

续表 1

固碳措施 序号 No.	研究区域 Region	情景 Scenario	土壤固碳潜力或速率 SCSP or soil carbon sequestration rates	泄漏因素 GHG leakages	温室气体泄漏抵消 Offset of GHG leakage	温室气体泄漏 对土壤固碳抵消率 of GHG leakage to soil carbon sequestration (%)	净减排潜力或净 减排速率 NMP or net mitigation rates	参考文献 References
13	中国 China	全面推广秸秆还田 Full popularization of straw return	42.23TgC·a ⁻¹	N ₂ O 减排直接排放 Increase of direct N ₂ O emission	6.46 TgCe·a ⁻¹	15.3	34.44 TgCe·a ⁻¹	[26]
14	中国河北 Hebei, China	秸秆还田 Straw return	830kgC·hm ⁻² ·a ⁻¹	秸秆还田过程中农业机械燃料 额外消耗 Additional fossil fuel consumption from agricultural machinery use for straw return	1.33 TgCe·a ⁻¹	3.15		
15	欧盟 EU15	秸秆还田 Straw return	6.5 TgC·a ⁻¹	N ₂ O 减排直接排放 Increase of direct N ₂ O emission N ₂ O 对比焚烧增加 More N ₂ O emission compared with straw burning in the fields	894 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹ 0~1.2 TgCe·a ⁻¹	108 2.37~ 11.5	-63 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹ 5.3~6.5 TgCe·a ⁻¹	[31] [38]
16	英格兰 England	添加秸秆 Addition of straw residues	532~717 kgC·hm ⁻² ·a ⁻¹	其他温室气体排放变化 Other GHG emission changes	17~61 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹		471~700 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	[39]
17	德国巴伐利亚 Bavaria, Germany	施用禽畜粪便 Manuring	343 kgC·hm ⁻² ·a ⁻¹	N ₂ O 排放增加 Increase of N ₂ O emission	1047 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	305	-704 kgCe·hm ⁻² ·a ⁻¹	[31]
18	欧盟 EU15	在农田施用禽畜 粪便,在草地改施 用无机氮肥 Manuring in croplands and applying inorganic N in grassland	13.4 TgC·a ⁻¹	施用无机肥引起草地 N ₂ O 排放 减少 Reduction of the N ₂ O emission from grassland due to inorganic fertilization	-32.3~0 TgCe·a ⁻¹	-241~0	13.4~45.7 TgCe·a ⁻¹	[38]
19	欧盟 EU15	污灌 Sewage sludge application	2.77TgC·a ⁻¹	N ₂ O 排放增加 Increase of N ₂ O emission	0.275 TgCe·a ⁻¹	10.2	2.42TgCe·a ⁻¹	[38]

土壤固碳速率以 kgC·hm⁻²·a⁻¹ 为单位,对应的泄漏抵消作用以及净减排速率以 kgCe·hm⁻²·a⁻¹ 为单位;土壤固碳潜力以 TgCe·a⁻¹ 为单位 The soil carbon sequestration rates are in unit of kgC·hm⁻²·a⁻¹, while the corresponding offsets of GHG leakage and net mitigation rates are in unit of kgCe·hm⁻²·a⁻¹. The soil carbon sequestration potentials are in unit of TgC·a⁻¹, while the GHG leakage offsets and net mitigation potential are expressed in TgCe·a⁻¹

的燃料,减少温室气体排放 $23.8\text{kgCe}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。我国关于免少耕的研究中,按平均减少一次耕作作业的情景计算,推广 1hm^2 免耕每年可以节约柴油 18kg ,减少机械作业的温室气体排放为 $14.32\text{kgCe}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ [26] (表 1)。化石燃料消耗的减少引起的温室气体的减排,加强了免少耕作为土壤固碳措施的效果,这种采用措施后土壤碳库以外的温室气体减排可以看作“负泄漏”。

在综合考虑各种泄漏因素后,很多研究都得出了免耕和保护性耕作具有净减排能力的结论。陈泮勤等 [26] 认为在中国推广免耕 $1327\text{万}\text{hm}^2$,净减排潜力为 $3.77\text{TgCe}\cdot\text{a}^{-1}$,由于减少了耕作时柴油的消耗及相应的温室气体排放,这一结果略高于免耕的土壤固碳潜力(表 1);West 和 Marland [19, 53] 综合评价了采用保护性耕作与传统耕作下各种农业投入的变化和土壤固碳,认为在美国不同作物推广保护性耕作的净减排速率在 $32\sim 468\text{kgCe}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间,平均达到 $371\text{kgCe}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,均高于土壤固碳速率(表 1)。Carvalho 等 [54] 在巴西的研究将免耕后 N_2O 排放增加纳入考虑,认为净减排潜力是土壤固碳的 60% 左右(表 1)。King 等 [39] 和 Six 等 [52] 的研究则全面考虑了以上各因素,其研究结果也都表明,在考虑泄漏因素后免耕仍然可以对减缓全球变暖做出贡献,具有净减排潜力(表 1)。总结以上成果可以看出,尽管免耕和保护性耕作后土壤 N_2O 增排的温室效应可能抵消部分土壤固碳效益 ($38.8\%\sim 125\%$),但减少农业机械的化石燃料消耗降低了温室气体排放,这种“负泄漏”对免耕和保护性耕作土壤固碳效益有 $5.31\%\sim 40.0\%$ 的加强,因此免耕和保护性耕作措施 [19, 26, 39, 52~54] 的泄漏因素对土壤固碳效益的综合抵消作用为 $-40.0\%\sim 109\%$,该类措施在绝大多数情况下仍然能够减少大气中温室气体浓度(表 1),可以作为固碳减排措施进行推广。

随着免耕措施下土壤有机碳研究逐渐向更深的土层发展,越来越多的研究表明免耕措施对土壤有机碳含量的影响可能比较小,更大的作用可能体现在改变土壤有机碳在不同土层之间的分布,一些不同耕作处理下农田地气界面 CO_2 通量的连续监测研究也得出了类似的结论 [55]。因此,免耕措施是否在土壤中具有可观的固碳潜力重新成为了一个科学问题。在这种情况下,免耕措施的净减排潜力则主要受非 CO_2 温室气体的排放变化和农业燃料及投入变化的影响,因此这些泄漏因素更加值得重视。

3 灌溉

全世界灌溉农田的面积已经超过 $2.7\times 10^8\text{hm}^2$,由于人口的增长和粮食需求的日益增加,灌溉农田的面积还有可能进一步扩大 [56]。与完全依靠雨水补给相比,抽水灌溉能够提高生产力,从而增加土壤有机质输入并固碳 [57, 58],其效果在干旱区可能更加显著 [28, 59]。

抽水灌溉需要消耗能源并引发温室气体排放。据 Lal 等 [17] 估算,灌溉措施在美国农田土壤的固碳速率可以达到 $50\sim 150\text{kgC}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,而 Follett [3] 指出灌溉用水泵的能源消耗产生的温室气体排放可能达到 $200\text{kgCe}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 左右,因此 Follett [3] 强调仍然需要提高用水效率并开发其他减少灌溉碳排放的先进技术。

灌溉还可能导致土壤 N_2O 排放的增加。土壤湿度是影响 N_2O 排放的重要因素之一 [60]。灌溉可以增加土壤湿度,提高土壤微生物活性,保持较高的土壤孔隙水含量(WFPS, 60% 左右),这些条件都有利于反硝化反映并产生更多的 N_2O 排放 [61~63]。Xu 等 [64] 通过 nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP) 模型分析认为,旱作玉米的灌溉将导致 N_2O 排放增加 14%。灌溉对土壤 N_2O 排放的刺激作用与氮肥施用紧密相关 [65]。土壤有效氮含量较高时,土壤湿度增加对 N_2O 直接排放的作用非常明显 [61],因此,灌溉前后避免使用硝酸氮肥以减轻反硝化反应将具有减少 N_2O 农田排放的潜力 [66]。

农田土壤固碳的研究主要聚焦于土壤有机碳库,但一些研究表明,在分析干旱区灌溉对降低大气温室气体浓度的作用时,无机碳库也应纳入净减排潜力的估算。将干旱区地下水从封闭的环境中抽取并灌溉到二氧化碳分压($p\text{CO}_2$) 较低的开放农田中,部分溶解在水中的 CO_2 将通过碳酸氢盐转换为碳酸盐的相关反应释放,也可能产生额外的碳排放 [25, 67],据 Schlesinger [24] 估算,干旱地区地下水灌溉导致其中 CO_2 释放达到 $84\text{kgC}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。另一方面,干旱区土壤中和地表水中较高的钙离子浓度也为土壤固持无机碳创造了机会。Wu 等 [56] 在美国加利福尼亚州干旱区农田的研究表明,由于土壤由钙含量较高的母质发育,土壤中钙离子丰富,灌溉后有利于与植物呼吸和有机质分解而来的 CO_2 反应生成碳酸钙并作为无机碳固持。经过 90a 的河水灌

溉后, Imperial Valley 的干旱区农田土壤无机碳含量增加了 $39800 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 接近有机碳增量的 2 倍。

灌溉的净减排潜力估算目前进行得较少, 但根据 Lal 等^[17]和 Follett^[3]的研究结果分析, 抽水灌溉在美国农田的净减排潜力可能比较有限(表 1)。估算灌溉对减缓全球变暖的贡献仍然需要根据气候、土壤和灌溉水的具体情况分析并综合考虑土壤有机碳库和无机碳库。

4 秸秆还田

秸秆还田主要通过增加土壤碳库的输入实现固碳。不同的气候、土壤、耕作、养分条件下, 还田秸秆中 8% ~ 35.7% 的有机碳以 SOC 的形式在土壤碳库中保存下来^[6, 12]。国内外都有研究指出, 秸秆还田可能是最具前景的农田土壤固碳措施之一^[12, 47]。

目前一些研究认为, 秸秆还田的主要泄漏因素包括增加农业机械使用和非 CO_2 温室气体排放的增加^[26, 31, 38]。很多作物的秸秆在还田时需要搭配额外的耕作处理, 这在大部分农田都为一年两熟的中国尤为重要。根据各地区各作物秸秆还田所需额外农田机械操作次数估算和每公顷农田机械油耗估算, 在我国全面推广秸秆还田每年需要额外消耗柴油 $1.65 \times 10^6 \text{ t}$, 产生的温室气体漏达到 $1.33 \text{ TgCe} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[26](表 1)。还田秸秆中的氮发生矿化, 经过硝化-反硝化作用, 会导致 N_2O 直接排放的增加。Smith 等^[38]采用秸秆含氮量和 IPCC 推荐的方法和参数估算, 认为在欧洲每年还田秸秆 $1.325 \times 10^8 \text{ t}$ 的情景下, 将增加土壤 N_2O 排放 $1.56 \times 10^4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 按其 100a 时间内的 GWP 折算为 $\text{CO}_2\text{-C}$ 则为 $1.19 \text{ TgCe} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 1)。我国农田土壤固碳措施有效性的研究结果表明, 全面推广秸秆还田情景下, 还田总量 4.39 亿 t, 土壤固碳 $42.23 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$, 同时秸秆还田引起我国农田土壤 N_2O 直接排放增加, 按其 100 年时间内的 GWP 折算为 $\text{CO}_2\text{-C}$ 为 $6.46 \text{ TgCe} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[27], 可以抵消该情景土壤固碳量的 15%(表 1)。Li 等^[31]采用 DNDC 模型估算, 认为旱地秸秆还田的 N_2O 直接排放可以抵消全部土壤固碳效益(表 1)。甲烷增排是秸秆还田作为一项固碳措施在稻田实施的重要泄漏因素, 大量试验研究^[68]和模型研究^[69~71]均显示, 秸秆还田将刺激稻田甲烷排放。

秸秆作为一种农业生产的副产品, 不能凭空出现或消失, 无论作为肥料施入农田或是焚烧、丢弃, 秸秆中的碳与氮都将不可避免地以某种形式参加到全球碳氮循环中并影响大气中温室气体浓度。分析秸秆还田的温室气体泄漏, 不仅仅要考虑外部的碳成本, 同时也要对比分析秸秆所包含的碳和氮在不同处理措施下, 即在还田与不还田的情景下参与的全球碳氮循环的模式及其对全球变暖的影响。Smith 等^[38]在分析秸秆还田导致的农田土壤 N_2O 直接排放增加时, 选择了秸秆焚烧的情景进行对比, 指出秸秆焚烧也会排放 N_2O , 因此温室气体泄漏小于秸秆还田后土壤 N_2O 直接排放的 GWP(表 1)。不还田情景下的秸秆处理方法也会因时间和区域有所区别, 例如欧洲 1990 年情景下不还田的秸秆则按田间焚烧计算泄漏^[38], 近期研究的情景设定则考虑到相关法律对焚烧的限制^[72], 由于情景设定的差异, 研究的结论截然不同。在我国农村, 田间焚烧秸秆仍然是非常普遍的现象^[73], 而推广秸秆还田是防止焚烧、促进秸秆综合利用的重要措施。因此, 通过对比不同秸秆利用情景(焚烧和还田)下温室气体的排放来分析秸秆还田作为固碳措施的泄漏因素很有必要, 但目前在我国这类研究尚未见报道。

目前的一些研究表明, 秸秆还田在考虑农业机械化石燃料使用和非 CO_2 温室气体排放增加等泄漏因素的情况下仍然能够减少大气中温室气体浓度(表 1)^[26, 38, 39], 但 Li 等^[31]则认为还田后增排的 N_2O 可能抵消全部土壤固碳量(表 1)。Powlson 等^[72]采用模型和能量转换效率的方法对比了秸秆还田与秸秆发电, 认为秸秆发电比还田对减缓全球变暖更有利, 并进一步指出只有将田间焚烧的秸秆还田才能实现固碳减排^[74]。秸秆还田不仅仅是“采用”一种技术, 而是改变了既有秸秆的处理方式以及与秸秆相关的碳氮元素循环方式和温室气体排放机理。因此, 单一情景温室气体的净通量并不能独自展现改变农田管理措施的净减排潜力^[19], 估算秸秆还田的 NMP 需要设定明确的边界和完整的秸秆处理情景并进行情景对比。然而, 在我国秸秆还田固碳减排的一些相关研究中, 秸秆不还田的情景并没有得到清晰的表述和明确的计算^[26, 31], 目前所得到的结果在分析秸秆还田对大气温室气体浓度的贡献中可能还存在不确定性。

5 施用禽畜粪便

施用禽畜粪便可以增加农田土壤有机碳输入量,促进土壤中水稳性团粒结构的形成,加速土壤有机碳积累^[26],因此,在农田施用牲畜粪便这一副产品是重要的土壤固碳策略。Smith 等^[14, 75]估算禽畜粪便施用量为 $5 \sim 20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的情景下,农田土壤固碳速率可以达到 $70 \sim 380 \text{ kgC} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。韩冰等^[11]对我国不同情景下施用粪肥的农田土壤固碳进行估算,得出在现状情景(粪肥利用率为 45%)下,固碳能力为 $35.83 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$,增施粪肥的固碳能力可以达到 $41.38 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$ 。禽畜粪便含有丰富的氮素等养分,可以促进作物生长,增加作物对土壤有机碳库的输入^[76],Follett^[3]认为在经济可行的前提下,将可收集储存并用做养分来源的禽畜粪便作为肥料施用在 1800 万 hm^2 的美国农田,相当于施用化学氮肥 $250 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,其固碳速率为 $200 \sim 500 \text{ kgC} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,土壤固碳潜力为 $3.6 \sim 9.0 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

非 CO_2 温室气体排放的增加是施用禽畜粪便潜在的温室气体泄漏因素。禽畜粪便碳氮比较低,氮素含量丰富,因此施用粪肥引起的 N_2O 直接排放不容忽视。据估算,施用粪肥的 N_2O 排放对加拿大农业 N_2O 总排放的贡献为 10%^[44],不同种类的粪肥中的 N_2O -N 排放系数在 0.1% ~ 4% 之间。Li 等^[31]采用 DNDC 模型模拟在德国巴伐利亚燕麦田施用粪肥的情景,指出施用 $2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的粪肥将使 N_2O 排放增加 $12.88 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,足以完全抵消该措施的土壤固碳效益(表 1)。此外,作为一种有机肥,将禽畜粪便施用于稻田也会导致甲烷排放的增加^[68]。

集中养殖条件下将禽畜粪便运输到农田可能会形成温室气体泄漏。Freibauer 等^[16]指出,如果按照 100km 的平均运输距离计算,运输消耗化石燃料导致的温室气体排放可以抵消 30% 的农田土壤固氮。但是,这种泄漏因素也因不同地区农业和经济发展水平而异,中国的禽畜粪便主要都是农民就近施用,运输导致的温室气体泄漏可以忽略^[26]。

Li 等^[31]采用 DNDC 模型模拟得出 N_2O 直接排放的温室效应将完全抵消施用禽畜粪便后的土壤固碳;而 Smith 等^[38]在分析欧洲农田施用禽畜粪便的固碳潜力时则得出相反的结论(表 1)。两研究的主要差异在于, Li 等的模型模拟研究中并没有对禽畜粪便在不施入农田时的碳氮循环进行描述或分析,而 Smith 等则将情景设定为将草地上的牲畜粪便 1.173 亿 t 转移到农田并改施化学氮肥,将粪肥转移到农田施用以替代部分化学氮肥,尽管施用的氮肥总量不变,但 N_2O 直接排放可能减少,在土壤固碳之外还可通过这一途径减排温室气体 $0 \sim 32.3 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$,净减排潜力为 $13.4 \sim 45.7 \text{ TgCe} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 1)。同秸秆还田一样,分析禽畜粪便施用的泄漏因素和净减排潜力也需要设定完整的对比情景,考虑不在农田施用情景下粪肥的处理以及相关的碳氮循环。

6 污灌

污水具有较高的有机质含量,养分含量充沛,施用于土壤可以提高土壤养分含量并促进作物生长,具有土壤固碳潜力。Smith 等^[14, 75]估算得出,在欧洲农田每年灌溉 $9.8 \times 10^6 \text{ t}$ 污水,固碳潜力为 $2.7 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$,欧洲污灌的平均农田土壤固碳速率可达到 $250 \text{ kgC} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 1)。

污灌可能引起非 CO_2 温室气体排放的增加。污水中含有大量的氮素,为土壤硝化-反硝化过程提供了反应物,因此,污灌引起 N_2O 排放的增加是一个潜在的温室气体泄露因素。IPCC 报告^[45]认为,通过径流补给的氮素中 0.75% 将转化为 N_2O 排放。Smith 等^[38]估算,将 $9.8 \times 10^6 \text{ t}$ 污水用于农田灌溉后,污水处理方式的改变将引起 N_2O 排放的增加,其温室效应为 $0.275 \text{ TgCe} \cdot \text{a}^{-1}$ 。此外,稻田污灌也会引起 CH_4 排放的增加(表 1)。污灌为产甲烷微生物提供反应物,改变土壤微生物群落,影响土壤理化状态和氧化-还原电位,在促进作物生长的同时也使 CH_4 传输变得更加容易^[77]。Zou 等^[78]指出,在中国东南稻田不同氮肥施用处理下,污水灌溉比普通河水灌溉的甲烷排放增加 27% ~ 33%。

同秸秆和禽畜粪便一样,污水是人类社会的废弃物和副产品,农田污灌改变了污水的处理方式,其温室气体泄漏和净减排潜力的估算需要考虑不同情景下灌溉用水和污水相关的碳氮循环。Smith 等^[38]在估算中考虑了改变处理方式引起的 N_2O 排放增加及其对土壤固碳的抵消,最终得出欧盟地区农田污灌的 NMP 为 $2.42 \text{ TgCe} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 1),而其他地区相关研究还有待展开。

7 总结与展望

农田土壤固碳措施的 *NMP* 研究开展的时间并不长,但在分析措施的 *NMP* 和可行性评价方面业已取得了一些成果(表 1)。施用化学氮肥、免耕(保护性耕作)、灌溉、秸秆还田、施用禽畜粪便和污灌等措施都可以通过土壤碳输入或减少有机碳分解实现土壤固碳,但是它们对大气中温室气体的浓度和全球变暖的影响却可能存在很大差别。保护性耕作和免少耕措施的泄漏因素对土壤固碳效益的综合抵消作用为 $-40.0\% \sim 109\%$ [19, 26, 38, 39, 52~54],该措施在绝大多数情况下仍然能够减少大气中温室气体浓度(表 1),可以作为固碳减排措施进行推广。而施用化学氮肥的情况则相反,中国和美国的相关研究 [3, 27, 46] 都表明施用氮肥的温室气体泄漏可以抵消全部的土壤固碳效益,抵消率可达到 $184\% \sim 552\%$,因此采用该措施将排放更多的温室气体,加剧全球变暖。抽水灌溉消耗能源所引起的温室气体排放可抵消土壤固碳效益的 $56.7\% \sim 660\%$ [3, 17],这使得该措施在减少大气温室效应方面前景有限,但仍有其他泄漏因素以及土壤无机碳库的动态需要考虑。秸秆还田的温室气体泄漏因素可抵消土壤固碳减排效益的 $0\% \sim 108\%$ [26, 31, 38],施用禽畜粪便的温室气体泄漏因素对土壤固碳效益的抵消可达 $-241\% \sim 313\%$ [31, 38],污灌的温室气体泄漏对土壤固碳减排效益的抵消率为 10.2% [38],但是由于情景设定的差异和考虑的温室气体泄漏因素不同,评价这三项措施的净减排潜力还有较大的不确定性。对于富含有机质和养分(主要是 C 和 N)的废弃物,如秸秆、禽畜粪便、污水等,不论是否将其施入农田,这些废弃物都是既然存在,其中的 C 和 N 都将以某种形式参加全球碳氮循环并影响大气中温室气体浓度,分析与之相关的农田土壤固碳措施,需要考虑不施用情景下这些废弃物的处理方式。

通过总结近年来农田土壤固碳措施的泄漏因素和净减排潜力研究,可以看出,对同一种措施,不同研究给出的净减排潜力的结论有很大区别,这主要是由地域上的客观差异,系统分析和泄漏因素的选择,以及土壤固碳和温室气体泄漏的估算方法差异这 3 个因素所引起的。地域差异决定了不同地区的气候、土壤、种植制度和土壤管理历史的异质性,造成了土壤固碳和非温室气体排放的差异 [12, 49, 52, 79];而在不同的种植制度下推广同一种措施所需要考虑的泄漏因素种类也有所不同,例如:在关于秸秆还田、施用禽畜粪便以及污灌在旱地实施的泄漏和净减排潜力研究中, N_2O 直接排放都被作为主要的非 CO_2 温室气体泄漏 [26, 27, 31, 38],甲烷则处于次要地位 [31],然而在水田实施以上加入外源有机物的固碳措施,甲烷排放的增加不可忽视 [70]。在农田土壤固碳措施的泄漏和净减排潜力研究中,泄漏因素都是通过系统分析得出的,由于相关研究主要是在近 10a 来开展的,所以仍然处于一个发展的阶段,但其间一些研究(如免耕和保护性耕作的相关研究)在划定系统边界和选择泄漏因素上也表现出了逐渐完善的趋势。此外,土壤固碳和泄漏因素估算方法的差别也有可能引起结论的不同。陈泮勤等 [26] 根据长期定位实验总结秸秆还田量与土壤固碳速率之间的关系,得出我国河北省增加 1 吨秸秆还田可以在土壤固碳 56.1 kg,参考采用 IPCC 方法估算土壤 N_2O 排放和额外机械使用的温室气体排放为 16.1 kgCe,因此,秸秆还田具有减排温室气体的能力;而 Li 等采用 DNDC 模型在河北的研究则得出秸秆还田后 N_2O 直接排放足以抵消全部土壤固碳效益的结论 [31]。

农田土壤固碳措施净减排潜力是由措施土壤固碳潜力和温室气体泄漏共同构成的,这两方面因素都有可能随着时间发生变化。农田土壤碳库并不是无限的,当土壤碳达到饱和后,土壤固碳将停止 [80, 81],此时固碳措施对大气温室气体浓度的影响完全通过泄漏因素的综合作用体现。Marland 等 [82] 以免耕的研究为例指出,由于免耕在农业机械使用和其他农业投入两方面温室气体排放较传统耕作少 $33 \text{ kgC} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,当土壤固碳停止后,减排的效果依然存在。如果采用固碳措施导致了化石燃料使用的增加,那么土壤固碳效益将在碳饱和后被增加的化石燃料碳排放逐渐销蚀 [70]。因此,农田土壤固碳措施净减排潜力研究不应止步于某一个静态的情景,而应向一个动态的序列发展,并关注土壤碳库达到饱和后的 *NMP*。

在通过农田土壤固碳措施减缓全球变暖的同时,气候变化也在影响农田土壤的碳氮循环。大气中 CO_2 浓度升高本身会通过地上和地下生物量的增加来增加土壤储存,气候变暖导致生长季延长也可增加土壤碳输入,但同时增高的温度也会加速分解;极端气候事件,如大面积干旱发生频率的增高也会影响土壤固碳能力。Rosenzweig 和 Tubiello [28] 使用“农业技术转化决策支持系统(decision support system for agrotechnology transfer,

DSSAT) ”的模拟研究结果表明,在不同的气候变化情景下,施用氮肥和灌溉对土壤碳的影响差别很大。Paustian 等^[18] 也指出,北美不同区域的农田土壤碳库对各气候变化情景的响应有所区别。研究农田土壤固碳措施的减排潜力与气候变化之间的交互作用将提高固碳潜力估算的可信度。

对于农业来说,产出足够的农产品,使人类摆脱饥饿的威胁永远是首要目标。尽管很多农田土壤固碳措施都具有增加产量的效果^[5],但大多数关于农田固碳措施 *NMP* 估算研究中,措施对作物的产量都没有得到定量的考虑,而这一因素也可能影响全球变暖。在维持总产量不变的情况下,实施增加单产的农田土壤固碳措施可能会引起部分耕地被抛荒或改为林地、草地,而实施降低产量的措施则需要开垦更多的农田。这些改变土地利用(即农田面积)的措施都可能引起温室气体排放的变化^[82, 83]。按照 IPCC^[24] 的标准,这种土地利用变化引发的温室气体排放变化也属于“泄漏”的范畴,在后续的 *NMP* 研究中应引起充分的重视。

References:

- [1] United Nations. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. http://unfccc.int/essential_background/kyoto_protocol/items/1678.php [1998/2009].
- [2] Lal R and Bruce J P. The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. *Environmental Science & Policy*, 1999, 2(2): 177—185.
- [3] Follett R F. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil & Tillage Research*, 2001, 61(1-2): 77—92.
- [4] Lal R. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 2008, 363(1492): 815—830.
- [5] Lal R. Soil Carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, 304(5677): 1623—1627.
- [6] Lal R. Carbon management in agricultural soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2007, 12(2): 303—322.
- [7] Lal R. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy*, 2001, 71: 145—191.
- [8] Post W M, Izaurralde R C, Jastrow J D, *et al.* Enhancement of carbon sequestration in US soils. *BioScience*, 2004, 54(10): 895—908.
- [9] Hartemink A E, McBratney A. A soil science renaissance. *Geoderma*, 2008, 148(2): 123—129.
- [10] Pan G, Li L, Wu L, *et al.* Storage and sequestration potential of topsoil organic carbon in China's paddy soils. *Global Change Biology*, 2003, 10(1): 79—92.
- [11] Han B, Wang X K, Lu F, *et al.* Soil carbon sequestration and its potential by cropland ecosystems in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(2): 612—619.
- [12] Lu F, Wang X, Han B, *et al.* Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no-tillage in China's cropland. *Global Change Biology*, 2009, 15(2): 281—305.
- [13] Lal R. Soil carbon sequestration in India. *Climate Change*, 2004, 65(3): 277—296.
- [14] Smith P, Powlson D S, Glendining M J, *et al.* Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*, 1997, 3(1): 67—79.
- [15] Smith P, Powlson D S, Glendining M J, *et al.* Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology*, 1998, 4(6): 679—685.
- [16] Freibauer A, Rounsevell M D, Smith P, *et al.* Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 2004, 122(1): 1—23.
- [17] Lal R, Kimble J M, Follett R E, *et al.* The potential of US cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Chelsea, MI: Ann Arbor Press, 1998. 128.
- [18] Paustian K, Elliot E T, Killian K. Modeling soil carbon in relation to management and climate change in some agro-ecosystems in central North America. In: Lal R Kimble J M, Follett R F, *et al.* eds. *Soil processes and the carbon cycle*. Boca Raton FL: CRC Press, 1998. 459—471.
- [19] West T O and Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emission, and net carbon flux in agriculture: a comparing of tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2002, 91(1-3): 217—232.
- [20] Lal R, Cerri C C, Bernoux M, *et al.* Soil carbon sequestration in Latin America. New York: Food Products Press, Haworth Press, 2006.
- [21] Vagen T G., Lal R, Singh R. Soil carbon sequestration in sub-Saharan Africa: a review. *Land Degradation & Development*, 2005, 16(1): 53—71.
- [22] Department of the Environment and Heritage, Australian Greenhouse Office, Australian Government. Climate Change in Rural and Regional Australia. <http://www.climatechange.gov.au/land/publications/pubs/climatechange.pdf>. [2005/2009].
- [23] Robert T. Watson and the Core Writing Team. Climate Change 2001: Synthesis Report. United Kingdom: Cambridge University Press, 2002.
- [24] Schlesinger W H. Carbon sequestration in soils. *Science*, 1999, 284(5423): 2095.

- [25] Schlesinger W H. Carbon sequestration in soils: some cautions amidst optimism. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2000, 82(1-3): 121 — 127.
- [26] Chen P Q, Wang X K, Wang L M. Carbon Budget and Its Sink Promotion of Terrestrial Ecosystem in China. Beijing: Science Press, 2008. 198, 199, 236 — 244.
- [27] Lu F, Wang X K, Han B, *et al.* Assessment on the availability of nitrogen fertilization in improving carbon sequestration potential of China's cropland soil. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(10): 2239 — 2250.
- [28] Rosenzweig C, Tubiello F N. Adaptation and mitigation strategies in agriculture: an analysis of potential synergies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2007, 12(5): 855 — 873.
- [29] Robertson G P, Paul E A, Harwood R R. Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 2000, 289(5486): 1922 — 1925.
- [30] Lal R. Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 70(2): 103 — 116.
- [31] Li C, Frolking S, Butterbach-Bahl K. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climate Change*, 2005, 72(3): 321 — 338.
- [32] Qiu J, Li C, Wang L, *et al.* Modeling impacts of carbon sequestration on net greenhouse gas emissions from agricultural soils in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23: GB1007.
- [33] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2007: Working Group I Report "The Physical Science Basis". <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm> [2007/2009].
- [34] Venterea R T, Burger M, Spokas K A. Nitrogen Oxide and Methane Emissions under Varying Tillage and Fertilizer Management. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34(5): 1467 — 1477.
- [35] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2007: Working Group III Report "Mitigation of Climate Change". <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg3.htm> [2007/2009].
- [36] Smith P. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20(3): 229 — 236.
- [37] Oenema O, Velthof G, Kuikman P. Technical and policy aspects of strategies to decrease greenhouse gas emissions from agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, 60(1-3): 301 — 315.
- [38] Smith P, Goulding K W, Smith K A, *et al.* Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, 60(1-3): 237 — 252.
- [39] King J A, Bradley R I, Harrison R, *et al.* Carbon sequestration and saving potential associated with changes to the management of agricultural soils in England. *Soil Use and Management*, 2004, 20(4): 394 — 402.
- [40] Lal R. Carbon emission from farm operations. *Environment International*, 2004, 30(7): 981 — 990.
- [42] Li C S, Xiao X M, Frolking S, *et al.* Greenhouse gas emissions from croplands of China. *Quaternary Sciences*, 2003, 23(5): 493 — 504.
- [43] Wang X K, Li C S. N₂O emission from agricultural soil in China. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20(4): 483 — 488.
- [44] Gregorich E G, Rochette P, VandenBygaart A J, *et al.* Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil & Tillage Research*, 2005, 83(1): 53 — 72.
- [45] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Japan: IPCC/IGES, 2006.
- [46] Izaurrealde R C, McGill W B, Bryden A, *et al.* Scientific challenges in developing a plan to predict and verify carbon storage in Canadian prairie soils. In: Lal R, Kimble J M, Follett R F, *et al.* ed. *Management of Carbon Sequestration in Soil*. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. 433 — 446.
- [47] Triberti L, Nastri A, Giordani G, *et al.* Can mineral and organic fertilization help sequester carbon dioxide in cropland? *European Journal of Agronomy*, 2008, 29(1): 13 — 20.
- [48] Pan G, Zhou P, Li Z, *et al.* Combined inorganic/organic fertilization enhances N efficiency and increases rice productivity through organic carbon accumulation in a rice paddy from the Tai Lake region, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, doi:10.1016/j.agee.2009.01.020.
- [49] Smith P, Martino D, Cai Z, *et al.* 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 2008, 363(1492): 789 — 813.
- [50] Paustian K, Andren O, Janzen H H, *et al.* Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management*, 1997, 13(4): 230 — 244.
- [51] Steinbach H S and Alvarez R. Changes in Soil Organic Carbon Contents and Nitrous Oxide Emissions after Introduction of No-Till in Pampean Agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35(1): 3 — 13.

- [52] Six J, Ogle S M, Breidt F J, *et al.* The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 2004, 10(2): 155—160.
- [53] West T O and Marland G. Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. *Environmental Pollution*, 2002, 116(3): 439—444.
- [54] Carvalho J L N, Feigl B J, Godinho V P, *et al.* Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil & Tillage Research* (2008), doi:10.1016/j.still.2008.10.022.
- [55] Baker J M, Ochsner T E, Venterea R T, *et al.* Tillage and soil carbon sequestration-What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2007, 118(1): 1—5.
- [56] Wu L, Wood Y, Jiang P, *et al.* Carbon Sequestration and Dynamics of Two Irrigated Agricultural Soils in California. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72(3): 808—814.
- [57] Coneth A J, Blair G J, Rochester I J. Soil organic carbon fraction in a Vertisol under irrigated cotton production as affected by burning and incorporating cotton stubble. *Australian Journal of Soil Research*, 1998, 36(4): 655—667.
- [58] Dormaar J F and Carefoot J M. Effect of straw management and nitrogen fertilizer on selected soil properties as potential soil quality indicators of an irrigated dark brown Chernozemic soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 1998, 78(3): 511—517.
- [59] Wu H, Guo Z, Peng C. Land use induced changes of organic carbon storage in soils of China. *Global Change Biology*, 2005, 9(3): 305—315.
- [60] Mosier A R. Nitrous oxide emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1994, 37(3): 191—200.
- [61] Smith K A, McTaggart I P, Dobbie K E, *et al.* Emissions of N₂O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52(2-3): 123—130.
- [62] Burger M, Jackson L E, Lundquist E J, *et al.* Microbial responses and nitrous oxide emissions during wetting and drying of organically and conventionally managed soil under tomatoes. *Biology and Fertility of Soils*, 2005, 42(2): 109—118.
- [63] Scheer C, Wassmann R, Kienzler K, *et al.* Nitrous oxide emissions from fertilized, irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) in the Aral Sea Basin, Uzbekistan: Influence of nitrogen applications and irrigation practices. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(2): 290—301.
- [64] Xu C, Shaffer M J, Al-kaisi M. Simulating the impact of management practices on nitrous oxide emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 1998, 62(3): 736—742.
- [65] Scheer C, Wassmann R, Kienzler K, *et al.* Methane and nitrous oxide fluxes in annual and perennial land-use systems of the irrigated areas in the Aral Sea Basin. *Global Change Biology*, 2008, 14(10): 2454—2468.
- [66] Liu X J, Mosier A R, Halvorson A D, *et al.* Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, 39(9): 2362—2370.
- [67] Robertson G P and Grace R R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: The need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environmental Development Sustainability*, 2004, 6(1-2): 51—63.
- [68] Wang M X. Methane Emission from Rice Fields in China. Beijing: Science Press, 2001. 142—150.
- [69] Huang Y, Sass R L, Fisher J R F M. Model estimates of methane emission from irrigated rice cultivation of China. *Global Change Biology*, 1998, 4(8): 247—268.
- [70] Yan X Y, Yagi K, Akiyama H, *et al.* Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. *Global Change Biology*, 2005, 11(7): 1131—1141.
- [71] Zhang W, Huang Y, Zheng X H, *et al.* Modeling Methane Emission from Rice Paddies: Model Sensitivity Analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(5): 1359—1366.
- [72] Powlson D S, Riche A B, Coleman K, *et al.* Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: Limitations and alternatives. *Waste Management*, 2008, 28(4): 741—746.
- [73] Cao G L, Zhang X Y, Wang Y Q, *et al.* Estimation of emissions from field burning of crop straw in China. *Chinese Science Bulletin*, 2008, 53(5): 784—790.
- [74] Powlson D S, Whitmore A P. Soil carbon sequestration-What is genuine climate change mitigation and what is not? In: *Proceedings of the International Workshop on Soil C Sequestration and Climate Change Mitigation in Agriculture (SCSCMA-08)*, Nanjing Agricultural University, Nanjing, China, October 22—27, 2008.
- [75] Smith P, Powlson D S, Smith J U, *et al.* Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology*, 2000, 6(5): 525—539.
- [76] Dendoncker N, Van Wesemael B, Rounsevell M D A, *et al.* Belgium's CO₂ mitigation potential under improved cropland management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, 103(1): 101—116.
- [77] Huang Y, Zhang W, Zheng X, *et al.* Modeling methane emission from rice paddies with various agricultural practices. *Journal of Geophysical*

Research, 2004, 109: D08113.

- [78] Zou J W, Liu S W, Qin Y M, *et al.* Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, 129(4): 516—52.
- [79] McCarl B A, Schneider U A. Greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry. *Science*, 2001, 294(5551): 2481—2482.
- [80] Smith P, Martino D, Cai Z, *et al.* Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2007, 118(1): 1—4, 6—28.
- [81] West T O and Six J. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change*, 2007, 80(1-2): 25—41.
- [82] Marland G, Garten, G R Jr, Post W M, *et al.* Studies on enhancing carbon sequestration in soils. *Energy*, 2004, 29(9-10): 1643—1650.
- [83] West T O, Marland G. Net carbon flux from agriculture: carbon emissions, carbon sequestration, crop yield, and land-use change. *Biogeochemistry*, 2003, 63(1): 73—83.

参考文献:

- [11] 韩冰, 王效科, 逯非, 等. 中国农田土壤生态系统固碳现状和潜力. *生态学报*, 2008, 28(2): 612~619.
- [26] 陈泮勤, 王效科, 王礼茂. 中国陆地生态系统碳收支与增汇对策. 北京: 科学出版社, 2008. 198, 199, 236~244.
- [27] 逯非, 王效科, 韩冰, 等. 中国农田施用化学氮肥的固碳潜力及其有效性评价. *应用生态学报*, 2008, 19(10): 2239~2250.
- [42] 李长生, 肖向明, Froking S, 等. 中国农田的温室气体排放. 第四季研究, 2003, 23(5): 493~504.
- [43] 王效科, 李长生. 中国农田生态系统的 N_2O 排放量研究. *环境科学学报*, 2000, 20(4): 483~488.
- [68] 王明星. 中国稻田甲烷排放. 北京: 科学出版社, 2001. 142~150.
- [71] 张稳, 黄耀, 郑循华, 等. 稻田甲烷排放模型研究——模型灵敏度分析. *生态学报*, 2006, 26(5): 1359~1366.