

分类号\_\_\_\_\_

密级\_\_\_\_\_内部\_\_\_\_\_

UDC \_\_\_\_\_

编号 200828010515073\_\_\_\_\_

中国科学院研究生院  
硕士学位论文

不同施肥方式对土壤质量、作物产量  
及温室气体排放的影响

李 静

指导教师\_\_\_\_\_ 蒋高明 研究员 博士 中国科学院植物研究所

申请学位级别\_\_\_\_\_ 硕士 \_\_\_\_\_ 学科专业名称\_\_\_\_\_ 生态学

论文提交日期\_\_\_\_\_ 2011. 11. 28 \_\_\_\_\_ 论文答辩日期\_\_\_\_\_ 2012. 01. 04

培养单位\_\_\_\_\_ 中国科学院植物研究所

学位授予单位\_\_\_\_\_ 中国科学院研究生院

答辩委员会主席\_\_\_\_\_

分类号\_\_\_\_\_

密级\_\_\_\_\_内部\_\_\_\_\_

UDC \_\_\_\_\_

编号 200828010515073\_\_\_\_\_

**Effects of organic and chemical fertilizer  
application on soil quality, crop yield and  
greenhouse gases emissions in a temperate  
farmland**

Dissertation Submitted to

**Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences**

in partial fulfillment of the requirements

for the degree of

**Master of Science**

**by**

**Jing Li**

**(Ecology)**

Dissertation Supervisor: Professor Gaoming Jiang

# 关于学位论文使用授权的说明

本人完全了解中国科学院植物研究所有关保留、使用学位论文的规定，即：植物研究所有权保留送交论文的复印件，允许论文被查阅和借阅；学校可以提供目录检索以及公布论文的全部或部分内容，可以采用影印、缩印或其他复制手段保存论文。

(保密的论文在解密后遵守此规定)

学位论文作者签名：

年 月 日

-----  
经指导教师同意，本学位论文属于保密，在 5 年解密后适用本授权书。

指导教师签名：		学位论文作者签名：	
解 密 时 间：	2016. 11. 28		

各密级的最长保密年限及书写格式规定如下：

内部	5 年（最长 5 年，可少于 5 年）
秘密★	10 年（最长 10 年，可少于 10 年）
机密★	20 年（最长 20 年，可少于 20 年）

# 学位论文原创性声明

本人郑重声明：所呈交的学位论文，是本人在导师指导下，进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本学位论文的研究成果不包含任何他人创作的、已公开发表或者没有公开发表的作品的内容。对本论文所涉及的研究工作做出贡献的其他个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本学位论文原创性声明的法律责任由本人承担。

学位论文作者签名：

年 月 日

## 摘要

废弃秸秆焚烧，长期过度添加化肥等现象显著降低了农业生态系统作为全球碳库的能力。废弃秸秆燃烧造成的资源浪费、温室气体排放，化肥过量使用造成的利用率降低、土地退化及农村面源污染等是我国农业发展中面临的重要问题。化肥因其便利性与高效性得到迅速推广，而传统农业中一直重视的优良肥料——有机肥，则随着化肥产业的发展逐渐淡出人们视线。但是，作为一种能够有效利用作物秸秆并一定程度上替代化肥的重要资源，有机肥在农业生产中的作用应该重新得到重视。

本试验对不同的有机无机配施方式对土壤质量、作物产量及系统温室气体排放的影响进行了初步研究。试验中，废弃的农作物秸秆被收集起来，粉碎后为栏养肉牛提供粗饲料。肉牛产出的牛粪便经过堆肥后全部或部分代替化肥被添加到农田中。试验在控制处理纯氮添加量相等的情况下(纯磷与纯钾由全有机肥处理中的含量确定，四个处理保持均等)，设置四个有机肥-化肥不同配比施肥方式，分别为：全有机肥(M)，75%有机肥+25%化肥( $N_mM_1$ )，50%有机肥+50%化肥( $N_mM_2$ )、全化肥( $N_m$ )，每个处理试验小区的面积均为  $781.2m^2$ 。田间试验开始自 2009 年 9 月份，结束于 2010 年 10 月份，试验期间在各处理试验小区内进行冬小麦(*Triticum aestivum* Linn)-夏玉米(*Zea mays* L)轮作种植。

试验围绕作物产量与品质、土壤理化性质、土壤微生物群落结构等相关指标进行了取样测定及分析，并根据联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)制定的《2006 国家温室气体排放清单指南》对系统中三种温室气体排放( $CO_2$ ， $CH_4$ ， $N_2O$ )进行了初步的估算。研究结果显示：

(1)有机肥添加显著提高了作物籽粒产量(冬小麦+夏玉米) ( $P<0.05$ )。其中，50%有机肥+50%化肥的处理( $N_mM_2$ )获得全年最高作物产量，为  $14.15 t \cdot hm^{-2}$ ，次之是 75%有机肥+25%化肥处理( $N_mM_1$ )，作物产量为  $14.11 t \cdot hm^{-2}$ ，显著高于全化肥处理( $N_m$ ) 的  $13.57 t \cdot hm^{-2}$  及全有机肥处理(M)的  $12.96 t \cdot hm^{-2}$ ；

(2)有机肥添加对土壤理化性质的改善有积极作用。表现在一定程度上提高了土壤有机碳和土壤全氮含量，提高了土壤碳氮比，降低土壤容重和增加土壤孔隙度等方面。

(3)有机肥添加显著改善土壤微生物生长环境。随着施肥配比中有机肥比例

的增加, 土壤磷脂脂肪酸(PLFA)的种类及真菌细菌比明显得到提高。其中, M 的土壤微生物群落多样性有了显著提高, PLFA 种类(24 种)为  $N_m$ (11 种)的 2 倍以上;

(4)有机肥添加显著降低系统温室气体排放并能够有效地促进秸秆再利用。在整个试验周期内, 四个处理的温室气体排放量估算出现显著不同, 有机肥处理的温室气体年  $CO_2$  排放当量( $CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1}$ )要明显低于化肥处理, 并且随着有机肥比例的增加而降低。这主要得益于农田光合产物(主要是秸秆)的再利用和化肥的替代。其中, M 固定量为  $8.79 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,  $N_mM_1$  固定量为  $7.12 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,  $N_mM_2$  固定量为  $3.91 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 相反,  $N_m$  则释放了  $2.69 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$  的温室气体。处理 M,  $N_mM_1$ ,  $N_mM_2$  对于秸秆的再利用比率分别为 145.06%, 99.17% 和 60.20%, 而处理  $N_m$  不能消耗任何质量的秸秆。

通过对有机肥添加并替代化肥模式的研究, 我们为寻找一条中国农村的可持续发展之路提供了参考。使用有机肥(转化自废弃秸秆)部分替代化肥, 不仅有助于提高中国农田的碳固定能力, 控制资源浪费, 减少环境污染, 而且能够改善土壤质量与土壤微生物生长环境, 提高作物产量。

**关键词:** 有机无机配施; 土壤质量; 作物产量; 温室气体排放; 土壤微生物多样性;

## Abstract

Effects of organic and chemical fertilizer application on soil quality, crop yield and greenhouse gases emissions in a temperate farmland

Jing Li (Ecology)

Directed by Professor Gao-ming Jiang

Large scale burning of crop residues and excessive use of chemical fertilizer in China weaken the potential of agro-ecosystem as a carbon pool. Waste of resources and greenhouse gases emissions caused by combustion of crop residues, land degradation and environment pollution induced by excessive use of chemical fertilizers are the two of the most troublesome problems hampering China's agricultural development. Compare to the wildly use of chemical fertilizers, organic manure, which had been playing an important role in China's traditional farming, is fading away gradually from people's vision. However, as a potential resource of making full use of crop residues and a substitute of chemical fertilizer, it should be received more attention.

We conducted this experiment on an eco-farm in east rural China, in which we used crop residues to breed cattle and applied the composted cattle manure to the cultivated land with different ratio instead of chemical fertilizer. On the premise of adding same amount of total nitrogen to each treatment plot, four treatments were setted: cattle manure (M), 75% cattle manure plus 25% mineral nitrogen ( $N_mM_1$ ), 50% cattle manure plus 50% mineral nitrogen ( $N_mM_2$ ) and mineral nitrogen ( $N_m$ ). Four plots were equal in area of 781.2m<sup>2</sup>. The field experiment was conducted between September 2009 and October 2010, with winter wheat (*Triticum aestivum* Linn) and maize (*Zea mays* L) rotated.

Test indicators of crop yield, soil quality and soil microbial diversity etc. were carefully investigated on the four treatments. Greenhouse gases (GHGs) (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) emissions of the four scenarios were also calculated according to the IPCC *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006*. The results showed that:

(1)Cattle manure application significantly increased crop yields(winter wheat and

maize).  $N_mM_2$  gained the highest yield,  $14.15 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  in the whole year, followed by  $N_mM_1$ ,  $N_m$  and  $M$  ( $14.11$ ,  $13.57$  and  $12.96 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  respectively).

(2) Cattle manure application could positively improve soil properties, which increased soil organic carbon and total nitrogen content, improved soil carbon and nitrogen ratio and increased soil porosity.

(3) The application of manure significantly increased the amounts of soil microbial biomass C (SMBC). The diversity of PLFAs also increased obviously in the organic fertilization treatment (24 categories) but remained unchanged in the chemical one (11 categories). Analysis on PLFA showed that organic and chemical fertilizers affected microbial community structure in differential ways. The fungal or bacterial PLFA contents and fungal-to-bacterial PLFA ratios in the manure treatment were all higher than those in the chemical fertilizer treatments.

(4) Cattle manure application significantly decreased the emission of greenhouse gases and made an effectively recycling of crop residues. In the whole growth season, the emission of GHGs (which were stated by  $\text{CO}_2$  equivalence per year unified) ( $\text{CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1}$ ) was much lower in the treatment with cattle manure than treatment with only chemical fertilizer, which meanly attributed to the reuse of crop residues. According to our results,  $M$  sequestered  $8.79 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ , followed by  $N_mM_1$  ( $7.12 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) and  $N_mM_2$  ( $3.91 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ), however, treatment  $N_m$  emitted  $2.69 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$  to the environment during the year.  $M$ ,  $N_mM_1$  and  $N_mM_2$  consumed 145.06%, 99.17% and 60.20% respectively of the crop residues produced by the cropland, with  $N_m$  consumed nothing.

Through our study on the manure addition and replacing of chemical fertilizers, we helped to find a sustainable way to the development of China's rural areas. With the use of organic manure (converted from crop residues), it will develop the cropland as an ideal carbon pool, improve soil properties and enhance grain yields in the future.

**Key Words:** cattle manure application; chemical fertilization; soil quality; crop yield; greenhouse gases emission; soil carbon sequestration; soil microbial diversity





# 目录

摘要 .....	I
Abstract.....	III
目录 .....	VI
缩写词 .....	X
第一章 前言 .....	1
1.1 中国农业生态系统现状.....	1
1.1.1 化肥使用量 .....	1
1.1.2 农村秸秆利用 .....	2
1.2 农业生态系统温室气体排放.....	2
1.2.1 农业生态系统温室气体排放研究.....	3
1.2.2 IPCC 国家温室气体排放清单指南.....	4
1.3 本研究的目的与意义.....	4
第二章 研究对象与研究方法 .....	6
2.1 试验地点概况.....	6
2.2 试验设计 .....	6
2.2.1 试验处理 .....	6
2.2.2 基础地力 .....	7
2.2.3 堆肥处理 .....	7
2.3 土壤样品的采集与分析.....	8
2.3.1 土壤样品的采集及预处理.....	8
2.3.2 土壤微生物生物量与多样性.....	7

2.3.3	土壤有机碳 .....	9
2.3.4	土壤全氮 .....	10
2.3.5	土壤全磷 .....	10
2.3.6	土壤全钾 .....	11
2.3.7	土壤 pH 值.....	11
2.3.8	土壤含水量 .....	11
2.3.9	土壤容重与孔隙度 .....	11
2.4	植株样品的采集与分析.....	12
2.4.1	植株样品的采集及预处理.....	12
2.4.2	植株器官生物量 .....	12
2.4.3	光合速率 .....	12
2.4.4	千粒重与灌浆速率、籽粒及秸秆产量.....	13
2.5	温室气体排放估算.....	13
2.5.1	氮肥生产与添加 .....	15
2.5.2	秸秆处理 .....	15
2.5.3	作物光合作用 .....	15
2.5.4	肉牛养殖管理 .....	16
2.5.5	堆肥管理 .....	16
2.5.6	土壤管理 .....	16
2.6	数据分析.....	17
第三章	结果与分析 .....	18
3.1	有机肥添加对土壤理化性质的影响.....	18
3.1.1	土壤有机碳与全氮 .....	18
3.1.2	土壤容重与孔隙度 .....	20

## 目录

3.2 有机肥添加对土壤微生物群落的影响.....	22
3.2.1 土壤微生物多样性 .....	22
3.2.2 土壤微生物生物量与群落结构.....	23
3.3 有机肥添加对作物产量的影响.....	25
3.3.1 作物籽粒与秸秆产量 .....	25
3.3.2 光合作用速率 .....	28
3.4 有机肥添加对系统温室气体排放的影响.....	30
3.4.1 秸秆消耗量 .....	30
3.4.2 系统温室气体排放估算.....	31
第四章 讨论与结论 .....	34
4.1 讨论.....	34
4.1.1 有机肥添加对土壤理化性状的影响.....	34
4.1.2 有机肥添加对土壤微生物群落的影响.....	35
4.1.3 有机肥添加对作物产量的影响.....	36
4.1.4 有机肥添加对系统温室气体排放的影响.....	36
4.2 结论.....	39
参考文献 .....	41
致谢 .....	48
个人简历 .....	50

## 缩写词

英文缩写	英文名称	中文名称
DM	dry matter	干物质
SOC	soil organic carbon	土壤有机碳
PLFA	phospholipids fatty acid	磷脂脂肪酸
TC	total carbon	全碳
TN	total nitrogen	全氮
HN	hydrolysis nitrogen	碱解氮
SWC	soil water content	土壤含水量
SP	soil porosity	土壤孔隙度
SBD	soil bulk density	土壤容重
M	manure	有机肥
N <sub>m</sub>	material nitrogen	矿物氮
CF	chemical fertilizer	化肥
MDFR	micro-deposit fresh crop residues	微储鲜秸秆
EF	enteric fermentation	肠胃发酵
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change	联合国政府间气候变化 政府间专门委员会
CO <sub>2</sub> -eq	CO <sub>2</sub> equivalence	二氧化碳排放当量
GWP	Global warming potential	全球增温潜势



## 第一章 前言

### 1.1 中国农业生态系统现状

#### 1.1.1 化肥使用量

我国是农业大国，拥有 1.3 亿公顷农田。然而我国的耕地面积只占世界耕地面积的 8.6%，却承载着世界 30% 的人口(Sun et al., 2003; 温铁军等, 2011)。因此耕地对肥料的需求量巨大，且使用量呈现逐年递增趋势，施肥总量平均年增长率达到 8%(李明哲, 2009; 马文奇等, 2005)，单位面积化肥的施用量也逐年递增，2002 年达到了  $333.7\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (黄国勤等, 2004)。与之相反是氮肥的利用率越来越低。目前，美国等发达国家的化肥利用率约为 50%-55%，而我国的化肥利用率仅有 30%-35%(郝学宁等, 2000)，并且造成了严重的环境污染。

化肥的长期使用会导致土壤质量下降(Shen et al., 2000; Zhang et al., 2009)，土壤理化性质改变，使土壤容重增加，土壤固孔比例增加，田间持水量降低(Kaiser et al., 2005)。此外还会引发土壤水稳性结构破坏率提高，土壤微团聚体分散系数上升(迟继胜等, 2006; 王慎强等, 2001)。

长期单施化肥还会导致土壤腐殖酸“老化”，分子缩合度增大，能态及活性降低(Zhao et al., 1995)，对土壤养分有效性的转化带来不利影响。化肥的施用会降低土壤中的磷含量(Yu et al., 1996)。长期施用化肥对土壤的酸度也有较大的影响。1883-1991 年间，洛桑试验站 Geescroft Wilderness 的表土 pH 值由 6.2 降到 3.8，Park Grass 的表土 pH 由 5.2 降到 4.2(Blake et al., 1999)。而由于土壤酸化(Johnston et al., 1986)，致使 Woburn 区连续种植 15 年以后小麦产量开始降低。研究证明，施用的氮肥在土壤中会转化为  $\text{NH}_4^+$  态氮，而  $\text{NH}_4^+$  态氮的消化作用会导致土壤酸化(张桂兰等, 1999)，而硫酸钾、硫酸铵等也会使土壤 pH 值降低(赵其国等, 2002)。由于土壤酸度增加，重金属移动增强，使得重金属离子污染地下水的威胁增大(Blake et al., 1994)。

巨晓棠等(2004)研究认为，施用氮肥提高了土壤中  $\text{NH}_4^+$  态氮含量，并降低了氨基糖氮的含量；另外，随全氮含量的增加，酸解性氮达到一定程度后基本不变，而非酸解性氮还会继续增加。而单施尿素会使土壤酸解氮下降(许春霞等, 1991)。

关于化肥施用对于土壤微生物活性影响的研究不多,一些研究的结论也停留在对微生物多样性、微生物 C、N 无显著影响(Zhang et al., 2010)上。更鲜有有机肥对土壤微生物作用的研究,这也是本研究的着重点之一。

### 1.1.2 农村秸秆利用

作物生长产生大量秸秆,秸秆是重要的资源,有研究预测到 2050 年,全球初级能源有 15%来自于生物能,其中秸秆可提供能量  $21 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Fischer et al., 2001)。而对于过剩的秸秆资源,许多国家与地区进行如下处理:进行秸秆的大田焚烧,为接下来的耕种做准备(Haleh et al., 2007)。2004 年美国决策分级系统揭示,秸秆焚烧在阿肯色、佛罗里达、路易斯安那,分别占农业总点火数的 73%、54%、33% (McCarty et al., 2007)。

焚烧秸秆产生大量污染物质,对大气质量和人类的健康形成潜在的危害(Ryu et al., 2007)。秸秆焚烧还造成表层土壤有机质含量减少(Xu et al., 2005),土壤微生物活性降低(Liu et al., 2003)。然而,焚烧秸秆依然是主要的获取能量的方式(尤其在亚洲地区),这造成了巨大的能源浪费和环境污染(Bhattacharya et al., 2005; Koopmans et al., 2005)。如今,高效地、环保地利用生物资源是发展中国家探寻生态保护发展策略中必要的考虑环节(FAO, 2005; FAO, 2006)。

在中国,23%的秸秆被用作饲料,4%的秸秆用作工业原料,0.5%的秸秆被用作发生沼气,但是大部分秸秆没有被有效利用,其中 37%被农耕者作为燃料烧掉,15%在收集时遗失,剩余的 20.5%则是在田间直接丢弃或焚烧。1995 到 2005 年间,中国年产秸秆达 6.3 亿吨(Liu et al., 2008),是作物产量的 1.3 倍。然而高达 60%以上的秸秆闲置或焚烧(Zhou et al., 2005)。近年来,中国的科学家们愈发重视传统农业中对秸秆的利用,将秸秆视为重要的生物资源(Zhang et al., 1997)和重要的生物质能源转化方式(Chang et al., 2003; Zhang et al., 2000; Chen et al., 2006),并研究其利用方式,如牲畜饲养、秸秆还田等。

## 1.2 农业生态系统温室气体排放

### 1.2.1 农业生态系统温室气体排放研究

随着气候变化逐渐成为全球环境问题中最受关注的热点之一,农业生态系统温室气体排放的研究也成为全球变化研究中的热点(Lal, 2004; 张君等, 2005;



杨学明等, 2003)。区别于化石燃料燃烧和其他人为排放源, 农业生态系统的温室气体碳库的作用一直被人们关注。根据 Lal (2004), 全球土壤有机碳(SOC)储量约为 1,550 Pg, 大量的碳以有机质的形式存留在土壤中, 而且相对稳定。除去自然土壤, 农业生态系统中的农田土壤作为巨大的碳库不容小觑。而且与自然土壤相比, 农田土壤在全球碳库中表现更为活跃。

作为农业生态系统碳固定过程最为重要的一环, 农作物通过光合作用固定大气中的二氧化碳。光合产物中的作物籽粒将最终被生物消耗掉, 此部分在整体考虑碳循环的时候, 可以被认为固定值为零(IPCC, 2006)。另一种光合产物, 作物秸秆的应用目前主要有三种方式, 一是直接遗弃田间, 任其自由腐烂; 一是直接秸秆还田, 通过翻耕混入土壤中; 一是直接田间点燃, 当做废弃物被烧掉。近些年来, 中国农村秸秆回收利用率逐渐降低(朱兆良, 1997), 利用秸秆堆肥最终还田则更为少见(Liu et al., 2008)。目前, 中国农田管理上存在秸秆还田面积和免耕技术运用范围较小, 大量使用化肥, 不重视有机肥和厩肥的配合施用等问题(金林等, 2008)。怎样全面利用废弃秸秆, 固定住光合产物, 是研究农业生态系统作为碳库的重要内容之一。

在农业生态系统中, 牲畜的排放一直是一个被外界注意的温室气体排放源。联合国粮农组织(UNFAO)2006 年报告《牲畜的巨大阴影: 环境问题与选择》(FAO et al., 2006)指出, 直接或间接由家畜引起的全球碳排放可能接近每年总人为排放的 18%, 并且这个数字还在继续增长。家畜养殖过程中, 饲料的发酵、反刍动物瘤胃发酵、粪便管理等过程均产生大量的温室气体, 其中最主要的是增温潜势(Global warming potential, GWP)为  $\text{CO}_2$  21 倍的  $\text{CH}_4$ , 增温潜势为  $\text{CO}_2$  310 倍的  $\text{N}_2\text{O}$ (IPCC, 1996), 前者主要产生在厌氧发酵过程中, 后者作为硝化反硝化的中间产物主要出现在粪便管理过程中。相对于火烧, 根据温室气体排放清单指南来估算在此过程中的温室气体排放, 对鉴定能否通过肉牛将秸秆过腹还田的重要性不言而喻。

有机肥与化肥对土壤的添加能够明显影响土壤作为碳源或者碳库的能力。施肥能够提高作物光合作用强度, 增加作物地下部分的生物量, 从而提高土壤有机质含量, 有益于土壤成为全球碳库(Bauer & Black, 1994; Rochette & Gregorich, 1998; Anikwe, 2000)。但是, 长时间连续使用化肥而不添加有机肥, 土壤有机碳含量会陷入瓶颈, 或者逐渐减少(朱兆良, 2002), 从而逐步推动土壤转化为全球碳源。很多研究都关注有机肥与化肥的添加对土壤有机碳库的影响

(Humberto & Lal, 2007; Douglas, 2003)。金林等(2008)通过分析各种农田管理措施下土壤有机碳(SOC)的变化量来估算中国农田管理土壤碳汇量,结果显示各种农田管理措施中,为化肥与有机肥配施的增碳作用最大,达到  $0.89 \text{ tC} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; 其次为秸秆还田、施有机肥和免耕,分别为 0.60、0.55、 $0.51 \text{ tC} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; 施化肥的作用最不明显,仅为  $0.13 \text{ tC} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。然而,以有机肥和化肥生产和添加的整个生态系统为研究对象,考察其中温室气体排放总量的内容却甚少。探讨在保证作物产量的基础上,改进施肥方法,从而提高整个农田生态系统作为碳库的能力,是非常具有指导意义的。

### 1.2.2 IPCC 国家温室气体排放清单指南

《2006 IPCC 国家温室气体清单指南》(IPCC, 2006)是应《联合国气候变化框架公约》(UNFCCC)的邀请编制的,它们提供了国际认可的方法学,可供各国用来估算温室气体清单,以向《联合国气候变化框架公约》报告。

在《1996 IPCC 国家温室气体清单指南》(IPCC, 1996)和《IPCC 优良作法指南》(IPCC, 2000)中,最常用的简单方法学方式是,把有关人类活动发生程度的信息(AD)与量化单位活动的排放量或清除量的系数结合起来。这些系数称作

“排放因子”(EF)。因此,基本的方程是:排放= EF • AD

在运用清单指南进行排放估算时,要注意几个概念:

(1)优良作法:为推动编制高质量的温室气体清单,特在指南中界定一组方法学特征、行动和程序,统称优良作法。《2006 年指南》保留了优良作法的概念及其在 GPG2000 中介绍的定义。该定义已获得各国普遍认可,被广泛用作编制清单的基础。

(2)方法层级:方法层级代表方法学复杂程度。通常有三个层级。就复杂程度和数据要求而言,第 1 层是基本方法,第 2 层是中级方法,第 3 层要求最高。有时,第 2 层和第 3 层被称作较高层级的方法,通常被认为更为准确。

(3)缺省数据:所有类别的方法 1 旨在利用现成的国内或国际统计资料,结合使用提供的缺省排放因子和已提供的其他参数,因此对所有国家均切实可行。

## 1.3 本研究的目的是与意义

化肥的过度使用及利用率过低造成土地退化、土壤板结,从而降低了农田

土地的生产力。为了获得高产，只有加大化肥的施用量，进一步破坏了土质，土壤供给作物营养的能力进一步下降，进入恶性循环。另一方面，作物收获后，大量秸秆无法处理，传统方式是在田间焚烧，秸秆中大量有机质以二氧化碳、一氧化碳等性质排放入大气，造成了严重的环境污染、资源浪费和温室气体排放。

本研究的核心是将废弃秸秆收集后，供给肉牛粗饲料，牛粪经过腐熟，作为有机肥替代掉部分或全部的化肥，施于小麦-玉米轮作田，从而降低过量施用化肥对土地的危害。

另一方面，近年来科学界对于有机肥还田的研究不在少数，但大量的研究局限于室内盆栽试验，不能真正地模拟大田，无法有力地说明问题。且研究主要集中在对土壤理化性质的改善上。对于土壤微生物的研究，则多是针对不同地区土质中的微生物进行多样性等的分析，鲜有将不同施肥模式与土壤微生物群落多样性结合的研究，更不见再结合地上部作物产量及品质的相关研究。本研究在面积达五亩的大田中进行，研究不同有机肥-化肥配比模式下对土壤微生物群落和作物产量的影响，有效地填补了以上几方面的空白，将土地退化方面的研究推向一个新的层次。对于温室气体排放的研究也鲜有人进行全面的、各层次的估算。

该试验的主要研究目的为：探究在不同比例有机肥添加处理下，土壤质量与土壤微生物环境的改善情况，作物产量变化及温室气体排放量的变化。

本研究着眼于有机无机配施对土壤质量、土壤微生物环境、作物产量与品质的影响，填补了以往相关研究的空白与不足；选择实际生产所用的大田为试验地，各施肥处理的试验区面积均在 1 亩以上，突破了以往研究手段及规模过小，无法有效模拟大田的局限；以生态学角度为视角，以温室气体排放为重要研究切入点，以农学为试验手段，将以往分立的研究内容统一起来，并为我国解决土地退化等问题探寻一条解决之道。

## 第二章 研究对象与研究方法

### 2.1 试验地点概况

试验地点位于山东省平邑县( $35^{\circ} 26' 21''$  N,  $117^{\circ} 50' 11''$  E)。该地区地属沂蒙山区腹地, 气候类型为温带季风区大陆性气候。该气候类型具有气候适宜、四季分明、雨量充沛、光照充足、无霜期长等特点。年平均气温  $13.2^{\circ}\text{C}$ , 最热月出现在七、八月, 平均气温在  $25.4\sim 26.3^{\circ}\text{C}$  之间, 最冷月出现在一月, 平均气温在零下  $1.1\sim 2.8^{\circ}\text{C}$  之间。年平均降水量  $770.2\text{mm}$ , 其中  $60\%$  集中在夏季, 雨热同季。全年无霜期内陆各地一般在  $188.9\sim 212.0$  天, 全年日照时数在  $2539\sim 2490\text{h}$ , 给各种农作物提供了较长的生育期和充足的光照。土壤类型为棕壤, 传统种植模式为冬小麦-夏玉米轮作(李彩虹等, 2010)。

蒋家庄村总户数 248 户, 人口 923 人。全村耕地总面积  $68\text{hm}^2$ ; 人均耕地面积  $0.073\text{hm}^2$ 。粮食作物播种总面积  $47\text{hm}^2$ ; 经济作物播种总面积  $50\text{hm}^2$ ; 林果总面积  $20\text{hm}^2$ , 是以种植业为主, 第三产业为辅的典型农业村庄, 2007 年度上报人均纯收入约 4156 元/人(冯素飞等, 2009; Zheng et al., 2010)。

### 2.2 试验设计

#### 2.2.1 试验处理

本试验试验地位于平邑县蒋家庄村的一块传统农田上。据调查, 此区域连续二十年以上主要是进行冬小麦-夏玉米轮作种植, 并且有十年以上连续使用化肥的历史。试验地十年中均由同一农户种植, 施肥及田间管理方式长期一致。试验地为宽  $41.2\text{m}$  长  $86.0\text{m}$  的长方形地块, 总面积  $3543.2\text{m}^2$ , 约为 5.31 亩。试验进行前将该地块均分为 4 个小区, 每个小区为宽  $10.3\text{m}$  长  $86.0\text{m}$  的长方形地块。在每个小区外围围绕小区丈量出  $1\text{m}$  宽的保护行。最后各小区实际试验面积为  $781.2\text{m}^2$ 。

对四个小区随机分配四个试验处理: 全有机肥(M), 75%有机肥+25%化肥( $\text{N}_m\text{M}_1$ )、50%有机肥+50%化肥( $\text{N}_m\text{M}_2$ )、全化肥( $\text{N}_m$ )。

表 2.1 不同处理的有机肥、化肥施用量 (千克干物质)

Table 2.1 The amount of organic manure and chemical fertilizer added to different treatments (kg dry matter)

试验处理	小区面积 (m <sup>2</sup> )	每生长季施氮量 (kg · hm <sup>-2</sup> )	小麦季施肥(kg 干物质)				玉米季施肥(kg 干物质)			
			有机肥(NPK 1.70%-0.52% -1.78%)	尿素 (N46%)	过磷酸钙 (P12%)	硫酸钾 (K51%)	有机肥(NPK 1.52%-0.50% -1.62%)	尿素 (N46%)	过磷酸钙 (P12%)	硫酸钾 (K51%)
M	781.20	236.25	1085.64	0.00	0.00	0.00	1214.20	0.00	0.00	0.00
N <sub>m</sub> M <sub>1</sub>	781.20	236.25	814.23	10.03	11.76	9.47	910.65	10.03	11.31	8.62
N <sub>m</sub> M <sub>2</sub>	781.20	236.25	542.82	20.06	23.52	18.95	607.10	20.06	22.62	17.24
N <sub>m</sub>	781.20	236.25	0.00	40.12	47.04	37.89	0.00	40.12	45.23	34.48

根据对当地农村的化肥使用量调查及对种植作物对氮肥的需求考察(Zhu & Chen, 2002), 我们选择每个生长季对土壤添加 236.25 kg · hm<sup>-2</sup> 纯氮, 根据含有等量纯氮的牛粪中的含磷量及含钾量来确定其他三个处理磷肥及钾肥的使用量, 最终使得四个处理氮磷钾元素总含量相等。其中, 有机肥全部由牛粪堆肥提供, 氮肥由尿素(N46%)提供, 磷肥由过磷酸钙(P12%)提供, 钾肥由硫酸钾(K50%)提供。每个试验小区的肥料时间及用量见表 2.1。

### 2.2.2 基础地力

2009 年 9 月下旬冬小麦播种之前, 对试验地块进行土壤基础地力的取样测定。使用内径 5cm 的取土钻、体积 50cm<sup>3</sup> 的环刀和小铝盒分别对试验地块进行土壤取样。取样深度分别为 0-20cm、20-40cm 两个层级, 取样方式为随机分布方式。在试验区内总共随机取 20 个点后将同一层级的土壤进行混合。取样后对两个层级的土样进行风干、挑拣异物、粉碎研磨、过筛和实验室测定工作, 对环刀土样进行饱和水处理(处理过程见 2.3.8, 2.3.9), 分析结果见表 2.2。

### 2.2.3 堆肥处理

冬小麦及夏玉米种植前两个月进行牛粪堆肥。堆肥方式为条垛式密闭堆肥。将晾晒几天后的鲜牛粪堆积成条垛, 上面覆盖塑料膜, 静置两个月以上。使用前取样测定其全氮含量及含水量, 用以确定有机肥的添加量, 并对其进行全磷量及全钾量的测定, 用以确定其他处理磷肥及钾肥的使用量。取样时在条垛不同深度分别均匀打钻取堆肥牛粪, 将牛粪混合后称量其湿重, 75℃烘干至恒重

后称干重，试验室测定全磷全氮及全钾含量。测定结果见表 2.2。

表 2.2 牛粪堆肥及试验小区土壤理化指标取样

Table 2.2 Manure compost and experiment plot sampling

物理化学指标	牛粪堆肥		试验小区土壤	
	小麦季	玉米季	0-20cm	20-40cm
有机碳(%)	-	-	0.74±0.03	0.41±0.03
全氮(%)	1.70±0.02	1.52±0.03	0.0743±0.0022	0.0447±0.0010
全磷(%)	0.52±0.01	0.50±0.01	0.0075±0.0002	0.0061±0.0004
全钾(%)	1.78±0.02	1.62±0.01	0.90±0.02	0.86±0.03
含水量(%)	70.00±0.04	62.43±0.07	20.00±0.03	18.56±0.04
碱解氮(mg kg <sup>-1</sup> )	-	-	7.50±0.31	4.32±0.21
有效磷(%)	-	-	0.0062±0.0012	0.0042±0.0009
pH	-	-	6.12±0.29	7.23±0.07
土壤容重(g cm <sup>-3</sup> )	-	-	1.43±0.07	1.55±0.09
土壤孔隙度(%)	-	-	40.22±2.78	36.55±2.20

## 2.3 土壤样品的采集与分析

### 2.3.1 土壤样品的采集及预处理

本试验中，所有的田间工作都在 2009 年 9 月下旬(小麦播种前)至 2010 年 10 月上旬(玉米收获后)期间进行。第一次土壤取样为 2009 年 9 月肥料添加前，第二次土壤取样为小麦播种后的 1 个月。进入冬季后，气温下降，冬小麦生长变缓，土壤理化过程变弱，因此次年 3 月小麦返青期开始时进行第三次取样，此后每月取样一次，直至 2010 年 10 月上旬玉米收获后。土壤取样及室内试验流程主要参考林大仪《土壤学试验指导》(2006)。

对土壤的取样采取随机分布方式，每个小区设置 4 个重复，每个重复随机取样 5 个点。取样时，使用内径 5cm 的取土钻，分别对 0-20cm、20-40cm 两个层级取土壤样品。钻孔前去掉土壤表面的枯枝落叶、石块及根系并稍微铲平地面。取样结束后，将采自同一重复的 5 个随机取样点同一层级的土壤均匀混合装入密封袋。然后将密封袋内的土样迅速分为两个部分，一部分放入冰箱设置低温-20℃冷藏，准备进行土壤微生物生物量、群落多样性分析测定，另一部分去除枯枝落叶、石块及根系后自然风干，研磨并过筛后准备进行室内试验测定土壤酸碱度(Schofield & Taylor, 1955)、土壤有机碳、土壤全氮(Bremner & Mulvaney, 1982)等各项理化指标。

体积  $50\text{cm}^3$  的环刀和小铝盒用来进行土壤含水量和土壤密度的取样测定 (Culley, 1993), 详细见 2.3.8, 2.3.9。

### 2.3.2 土壤微生物生物量与多样性

磷脂脂肪酸(PLFA)法: PLFA 提取参照 Bligh-Dyer 方法(1959)加以改进进行浸提。分离、甲脂化后进行 GC-MS(Gas chromatography / Mass Selective Detector (6890GC/5973MSD))测定。

GC-MS 条件体系:

型号: Gas chromatography / Mass Selective Detector (6890GC/5973MSD)

色谱条件: HP-5 柱  $0.25\text{mm} \times 30\text{m} \times 0.25\text{mm}$

进样量:  $1.0\mu\text{l}$

分流比: 10:1

载气: 氮气 ( $\text{N}_2$ )

流速:  $0.75\text{ml/min}$

初始温度:  $50^\circ\text{C}$  维持 1min

分四个阶段程序性升温:

$50^\circ\text{C} \sim 180^\circ\text{C}$  ( $12^\circ\text{C/min}$ ) 维持 2min

$180^\circ\text{C} \sim 220^\circ\text{C}$  ( $6^\circ\text{C/min}$ ) 维持 2min

$220^\circ\text{C} \sim 240^\circ\text{C}$  ( $15^\circ\text{C/min}$ ) 维持 1min

$240^\circ\text{C} \sim 260^\circ\text{C}$  ( $15^\circ\text{C/min}$ ) 维持 5min

总运行时间: 41.17min

火焰离子检测器 (FID) 检测: 峰面积通过计算机自动积分

各脂肪酸的识别与定量: 分别参照 BAME (Bacterial Acid Methyl Esters) Mix 和 Supelcore 37 component FAME Mix

### 2.3.3 土壤有机碳

土壤有机碳测定的方法为重铬酸钾水热法, 其方法简便且可以保证精确度。准确称取过 100 目土筛的土壤样品  $0.500\text{g}$  于  $500\text{ml}$  的三角瓶中, 然后准确加入  $1\text{mol/L}$  的  $1/6\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  溶液  $10\text{ml}$  于土壤样品中, 转动瓶子使之混合均匀。迅速加入浓  $\text{H}_2\text{SO}_4$   $20\text{ml}$ , 将三角瓶缓缓转动 1min, 然后在石棉板上放置约 30min。

待反应完全后，加去离子水稀释至 250ml，滴入 3-4 滴邻啡罗啉指示剂，用 0.5 mol/L  $\text{FeSO}_4$  标准溶液进行滴定，近终点时溶液颜色由绿变成暗绿色，逐渐加入  $\text{FeSO}_4$  直至突变为砖红色为止。并用同样的方法做空白测定。 $\text{FeSO}_4$  标准溶液使用前需使用 0.4mol/L 的  $1/6\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  溶液进行标定。每个样品做 4 次重复测定，同时做空白试验。

$$\text{土壤有机碳(g/kg)} = c(V_0 - V) \times 10^{-3} \times 3.0 \times 1.33 \times 1000 / \text{烘干土重}$$

#### 2.3.4 土壤全氮

土壤全氮测定方法为凯氏定氮法。称取通 0.25mm 筛的风干土壤样品 0.500g 放入干燥的消煮管中，滴入去离子水润湿。加浓硫酸 20ml，并在瓶口加一只弯颈小漏斗，置于消煮炉(Tecator Digestor Auto., FOSS, 德国)上，加入 2 滴管量的双氧水(后每隔 1h 加入一滴管双氧水)，340℃消煮至溶液变白。冷却处理后进行凯式定氮(2100 Kjeltac System Distillation Unit, FOSS, 德国)。然后用 0.02mol/L 盐酸(HCl)标准液滴定，溶液由蓝色变为桃红色时即为终点。记下消耗标准盐酸的毫升数。

#### 2.3.5 土壤全磷

土壤全磷含量利用硫酸-高氯酸消煮法测定。准确称取通过 100 目筛的土壤样品 1.000g 置于 50ml 三角瓶中，少量水湿润后加入浓  $\text{H}_2\text{SO}_4$  8ml 放置过夜。随后加入 70-72% 的高氯酸( $\text{HClO}_4$ )10 滴摇匀，置于电炉上消煮，消煮完成标志为瓶内溶液开始转白后 20 分钟，全部消煮时间约为 45—60 分钟。将冷却后的消煮液洗入 100ml 容量瓶中。待溶液完全冷却后，用去离子水定容，用干燥漏斗和无磷滤纸将溶液滤入干燥 100ml 三角瓶中。每个样品做 4 次重复测定，同时做空白试验。吸取滤液 2-10ml 于 50ml 容量瓶中，用水稀释至 30ml，加二硝基酚指示剂 2 滴，用稀 NaOH 溶液和稀硫酸( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )溶液调节 pH 至溶液刚呈微黄色。加入钼锑抗显色剂 5ml，用水定容至刻度。在室温高于 15℃的条件下放置 30 分钟后在分光光度计(UV-2450 UV-VIS spectrophotometer, shimadzu, 日本)上测定  $\text{OD}_{700}$ ，以空白试验溶液为参比液调零点，读取吸收值，在工作曲线上查出显色液的 P-mg/L 数。

#### 2.3.6 土壤全钾



采用氢氧化钠熔融法测定土壤全钾含量。准确称取过 100 目筛的土壤 0.250g 置于坩埚底部，乙醇润湿后加入 2.0g 氢氧化钠。将坩埚加盖放在电炉上加热，反复几次加氢氧化钠直至土壤变成白色晶体。然后用硫酸把晶体定容至 50ml 容量瓶中备用，此溶液用来测全钾含量。同时做空白试验。吸取待测液 5-10ml 于 50ml 容量瓶中，定容后在火焰光度计(FP640, 莱帕德, 中国)上测定，获得工作曲线。然后将待测液直接在火焰光度计上测定得到结果并记录，在工作曲线上查找全钾含量值。

### 2.3.7 土壤 pH 值

土壤 pH 值确定的过程采用 pH 计测量法。准确称取 10.000g 过筛自然风干土样于烧杯中，加入 25 ml 去离子水(水: 土=2.5:1)。充分震荡 10min，静置 30min 后使用 pH 计测量其酸碱度。

### 2.3.8 土壤含水量

用标定重量的铝盒(W)收集土壤 0-20cm 和 20-40cm 深度各自称重( $W_0$ )，然后置于 105 °C 烘箱中恒温 24 小时至恒重后(以相隔 2h 两次测量无差异为准)，称重( $W_1$ )。

$$\text{土壤水分含量(SWC)} = (W_0 - W_1) \times 100\% / (W_1 - W)$$

### 2.3.9 土壤容重与孔隙度

采用环刀法测定土壤容重及孔隙度(Huisman et al., 2011; Kaiser et al., 2005)。随机在小区内选点后，移除土壤表面的枯枝落叶及石块，在避免破坏其紧实度的情况下将土壤表面铲平，将体积  $50\text{cm}^3$  的环刀刃口向下垂直压入土中，直至环刀筒中充满样品为止。待土壤充满环刀时取出并迅速用削土刀铲平表面，擦净环刀外面的土壤，盖上盖子放入封闭盒内，同时取环刀取样深度附近的一些土壤，放进相应的已称重铝盒内。取样深度为 0-20cm 及 20-40cm。取样后，将环刀称量(精确到 0.01g)后放在托盘内，托盘底部铺上纱布或滤纸，并加入适量的水，待环刀内土壤饱和时取出再次称其重量，同时，称量取完土样的相应铝盒重量，105 °C 烘干相应铝盒内的土壤并再次称重。

$$\text{土壤容重}(\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}) = ((\text{铝盒重} + \text{干土重}) - \text{铝盒重}) / \text{环刀容积}$$

$$\text{土壤孔隙度} = (1 - \text{土粒密度} / \text{土壤容重}) \times 100\%$$

## 2.4 植株样品的采集与分析

### 2.4.1 植株样品的采集及预处理

冬小麦和夏玉米的植株取样时间取决于其生育时期。2010 年 5 月初，冬小麦进入灌浆期后，开始对其进行植株取样。每个处理 4 个重复，每个重复随机取 12 株，每 5 天取样一次，直至 2010 年 6 月中旬小麦收割。收割前进行田间测产，每个处理 4 个重复，每个重复取样  $1\text{m}^2$ ，风干至恒重后，测定籽粒和秸秆产量。2010 年 8 月上旬，玉米雄穗抽穗后，开始对其进行植株取样。每个处理 4 个重复，每个重复随机取 3 株，每 10 天取样一次，直至 2010 年 10 月上旬玉米收获。收获前进行田间测产，每个处理 4 个重复。由于玉米种植时采用相同的行间距，每个重复测产小区宽为 3 行玉米，长 1.5m，风干至恒重后，测定籽粒及秸秆产量。

植株取样内容为小麦和玉米的地上部分植株。取样完毕后，将其分为籽粒、叶片、茎秆三个部分， $75^{\circ}\text{C}$  烘干至恒重后称重并记录。小麦和玉米测量其株高、千粒重，计算灌浆速率。

### 2.4.2 植株器官生物量

将小麦每个处理的每个重复为一个单位，玉米的每个处理每个重复的每一株为一个单位，分别按照茎、叶、穗、籽粒各自分离，放置于牛皮纸袋中， $75^{\circ}\text{C}$  烘干至恒重。称量各部分干生物量，精确至 0.01g。

### 2.4.3 光合速率

采用 GFS-3000 光合仪(WALZ, 德国)进行小麦与玉米的光合速率测定。光合速率测定与植株取样同时期先后进行，每个处理 9 个重复，测定时间为晴朗上午的 9 时至 11 时。采用田间大气  $\text{CO}_2$  浓度，光强设定为  $1600\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 。

### 2.4.4 千粒重与灌浆速率、籽粒及秸秆产量

每个处理的每个重复计数 1000 枚籽粒，精确称重至 0.001g，计算千粒重及灌浆速率。

## 2.5 温室气体排放估算

温室气体的排放估算完全参考联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)制定的《2006 国家温室气体排放清单指南》(IPCC, 2006)。主要参考《2006 国家温室气体排放清单指南》第三卷“工业过程和产品使用”中的第三章“化学工业排放”来进行氮肥生产的排放估算；参考第四卷“农业林业和其他土地利用”来进行农业生态系统相关过程的排放估算，其中，土地类型为“仍为农田的农田”。方法选择为方法二(Tier 2)，只有在无法获得相应数据时使用方法一(Tier 1)进行估算。各个过程使用的计算公式及采用的缺省数值见表 2.3。

IPCC 认定的温室气体有数十种，但是农业生态系统温室气体排放主要集中在  $\text{CO}_2$ ， $\text{CH}_4$ ， $\text{N}_2\text{O}$  三种气体。本试验考虑到估算的工作量、估算的重要性以及温室气体排放清单是否提供估算公式，仅对此三种主要气体进行排放估算。根据 IPCC 对温室气体全球增温潜势(GWP)的认定，所有温室气体的排放都可以转化为  $\text{CO}_2$  当量( $\text{CO}_2$  equivalence)排放。其中，1 单位  $\text{CH}_4$  排放=21 单位  $\text{CO}_2$  当量排放，1 单位  $\text{N}_2\text{O}$  排放=310 单位  $\text{CO}_2$  当量排放。

由于玉米及小麦籽粒收获后进入市场，作为光合产物，其最终将通过食用者呼吸再次进入大气，所以在《2006 国家温室气体排放清单指南》中，此项排放被认定为零。因此本试验统一不对此项内容进行排放估算。在试验中，添加至土壤中的种类为有机肥、尿素、过磷酸钙及硫酸钾，本试验将对最主要的有机肥和尿素进行详细排放估算，对使用量极少的过磷酸钙及硫酸钾统一不进行排放估算。

不同施肥方式对土壤质量、作物产量及温室气体排放的影响

表 2.3 农业生态系统温室气体排放估算使用的公式及缺省值

Table 2.3 The main equations and default values employed to calculate the GHGs emissions of the agro-ecosystem

温室气体 排放清单*	仍为农田的农 田一年中碳含 量的变化量	矿物土壤年碳 含量变化	火烧造成的排 放	反刍动物瘤胃 发酵排放	粪肥管理中的 CH <sub>4</sub> 排放	粪肥管理中的 N <sub>2</sub> O 排放	管理土壤中的 N <sub>2</sub> O 排放	氮肥生产中的 CO <sub>2</sub> 排放	氮肥添 加造成 的 CO <sub>2</sub> 排放
方法	Tier 1	Tier 2	Tier 1	Tier 2	Tier 2	Tier 2	Tier 2	Tier 2	Tier 1
公式	Equation 2.3;	Equation 2.25;	Equation 2.27;	Equation 10.21; 10.3; 10.4; 10.6; 10.14; 10.15; 10.16;	Equation 10.22; 10.23; 10.24;	Equation 10.25 for direct emissions; 10.26,10.27,10. 28,10.29 for indirect emissions;	Equation 11.1 for direct emissions; 11.8 for N mineralized in mineral soils; 11.9,11.10 for indirect emissions;	Equation 3.3;	Equation 11.13;
缺省值	-	D=1 year; Calculation to the depth of 40cm;	A=1 ha; C <sub>f</sub> (dimensionless):CO <sub>2</sub> =1515, CH <sub>4</sub> =2.7, N <sub>2</sub> O=0.07; G <sub>ef</sub> (g/kg):wheat =0.90, maize=0.80;	Y <sub>m</sub> =6.5%; C <sub>f</sub> =0.370; Ca=0; C=1.0; DE%=55%;	Bo=0.1; MCF=0.5%;	EF <sub>3</sub> =0.01; Frac <sub>GasMS</sub> =45%; EF <sub>4</sub> =0.01; Frac <sub>leachMS</sub> =5%; EF <sub>5</sub> =0.0075;	EF <sub>1</sub> =0.01; EF <sub>4</sub> =0.01; EF <sub>5</sub> =0.0075; Frac <sub>GASM</sub> =0.2; Frac <sub>LEACH-(H)</sub> =0. 3;	TFR (GJ(NCV)/t NH <sub>3</sub> )=37.5%; CCF(kg/GJ)=15 .3; COF (ts CO <sub>2</sub> /tNH <sub>3</sub> ) =2.104;	EF (t of C/t of urea) =0.20;

\*系统中所有温室气体排放的估算均根据联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 制定的《2006 国家温室气体排放清单指南》进行

\*All the calculation of the GHGs emissions of the agro-ecosystem is according to 2006 *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC)

### 2.5.1 氮肥生产与添加

本试验所用氮肥是尿素。尿素在固体肥料中可用氮含量最高，是目前中国农田最常用的氮肥之一。尿素生产主要工业过程为氨气生产-尿素合成(Austin, 1984)。氨气生产是  $\text{CO}_2$  排放的重要非能源工业来源，尿素合成过程则会吸收一部分  $\text{CO}_2$ 。目前国际上尤其是欧美国家大多使用天然气(主要是  $\text{CH}_4$ )作为氨气生产原料(Hocking, 1998)，但是在中国，主要的氨气生产原料是煤炭，能源也主要来自煤炭，这个过程是造成  $\text{CO}_2$  直接排放的主要过程。本试验主要根据《2006 国家温室气体排放清单指南》第三卷“工业过程和产品使用”中第三章“化学工业排放”中第二节“氨气生产”中公式 3.3 来进行尿素生产过程中的  $\text{CO}_2$  排放估算。估算方法选择方法二。

另外，在尿素添加到土壤中后，会导致部分工业过程中固定的  $\text{CO}_2$  的挥发和损失。本试验主要根据《2006 国家温室气体排放清单指南》第四卷“农业林业和其他土地利用”中第十一章“管理土壤中的  $\text{N}_2\text{O}$  排放和石灰与尿素使用过程中的  $\text{CO}_2$  排放”中第四节“尿素施用过程中的  $\text{CO}_2$  排放”中公式 11.13 来进行  $\text{CO}_2$  排放估算。方法选择为方法一，排放因子(EF)为 0.20。

### 2.5.2 秸秆处理

生物量燃烧会导致大量的温室气体排放。在目前中国农业生态系统中，这主要表现在火烧废弃的农作物秸秆，此过程将导致  $\text{CO}_2$  和非  $\text{CO}_2$  的大量排放，其中主要包括本次估算所涉及的三种温室气体。本试验主要根据《2006 国家温室气体排放清单指南》第四卷“农业林业和其他土地利用”中第二章“适用于多个土地利用类别的通用方法”中第四节“非  $\text{CO}_2$  排放”中的公式 2.27 来分别进行三种温室气体排放的估算。公式 2.27 概述了估算任一类型的火烧中单个温室气体排放的通用方法。

### 2.5.3 作物光合作用

与所有的引起温室气体排放的过程相反，作物的光合作用是大气中  $\text{CO}_2$  固定的最直接最重要的方式。本试验中，冬小麦与夏玉米的生长过程，固定了大量的大气  $\text{CO}_2$ 。本试验通过测定植株各部分的含碳量(高锰酸钾油浴法)及测产结果确定光合产物固定的  $\text{CO}_2$  总量。

#### 2.5.4 肉牛养殖管理

肉牛产生的排放主要包括两个部分：一个部分是反刍动物肠胃发酵产生的  $\text{CH}_4$ ，一个部分是肉牛呼吸产生的  $\text{CO}_2$ 。前一部分是草食家畜肠道发酵过程的副产物，是整个系统产生甲烷的主要源头。本试验主要根据《2006 国家温室气体排放清单指南》第四卷“农业林业和其他土地利用”中第十章“牲畜和粪便管理过程中的排放”中第三节“肠道发酵的甲烷排放”中的公式 10.21 和 10.16 来进行反刍动物肠胃发酵  $\text{CH}_4$  排放的估算。肉牛呼吸产生的  $\text{CO}_2$  排放的计算，由秸秆的用量和肉牛的体重增加量决定。通过测定秸秆用量  $W_s$ 、含碳量  $C_s$ ，粪肥的干物质产量  $W_m$ 、含碳量  $C_m$ ，并测定肉牛体重增加量  $W_c$ 、含碳量  $C_c$ ，可以计算呼吸释放的  $\text{CO}_2$  当量。

$$W(\text{CO}_2)\text{肉牛呼吸} = W_s \times C_s - W_m \times C_m - W_c \times C_c$$

#### 2.5.5 堆肥管理

本试验添加到土壤中的有机肥来自肉牛的粪便堆肥。此处所说的粪便是指粪肥和尿液两者的混合体。存储管理过程中，粪便的厌氧发酵过程会产生  $\text{CH}_4$ ，尤其是本试验采用条垛式不通风堆肥方式，比通风发酵更容易产生  $\text{CH}_4$ 。本试验主要根据《2006 国家温室气体排放清单指南》第四卷“农业林业和其他土地利用”中第十章“牲畜和粪便管理过程中的排放”中第四节“粪便管理系统中的甲烷排放”中的公式 10.23、10.24 来进行  $\text{CH}_4$  排放的估算。

粪便发酵过程中的另外一种主要产物为  $\text{N}_2\text{O}$ ，其中包括由粪肥中含氮化合物硝化和反硝化过程造成的  $\text{N}_2\text{O}$  直接排放，也包括由氮的挥发和淋溶造成的间接排放。本试验主要根据《2006 国家温室气体排放清单指南》第四卷“农业林业和其他土地利用”中第十章“牲畜和粪便管理过程中的排放”中第五节“粪便管理系统中的氧化亚氮排放”中的公式 10.25、10.26 和 10.28 来进行  $\text{N}_2\text{O}$  排放的估算。

#### 2.5.6 土壤管理

通过硝化和反硝化过程，土壤中产生氧化亚氮并释放到大气。 $\text{N}_2\text{O}$  是反硝化反应的气体中间产物，以及微生物细胞中产生的硝化副产物。对  $\text{N}_2\text{O}$  排放产生主要影响的是土壤无机氮的可供量。因此，人为土壤净施氮(此处为尿素、有

机肥)量是估算土壤管理中排放的  $\text{N}_2\text{O}$  量的主要因子。本试验主要根据《2006 国家温室气体排放清单指南》第四卷“农业林业和其他土地利用”中第十一章“管理土壤中的  $\text{N}_2\text{O}$  排放和石灰与尿素使用过程中的  $\text{CO}_2$  排放”中第二节“管理土壤中的  $\text{N}_2\text{O}$  排放”中公式 11.9、11.10 和 11.11 来进行土壤管理中的  $\text{N}_2\text{O}$  直接和间接排放的估算。

## 2.6 数据分析

数据统计分析使用 SPSS 17.0 for windows (ANOVA)处理, 图表由 Sigma plot 10.0 处理。单因素方差分析结果显著代表至少有一个处理与整体平均值是有区别的。平均值判定采用最小显著级差法(LSD)在  $\alpha = 0.05$  的水平(Zar et al., 1999)。

## 第三章 结果与分析

### 3.1 有机肥添加对土壤理化性质的影响

#### 3.1.1 土壤有机碳与全氮

从图 3.1 中可以看出, 在小麦种植开始(2009 年 10 月)到小麦返青(2010 年 3 月)阶段, 4 种处理下 0-20cm 和 20-40cm 土层中, 有机质含量都有上升的趋势。返青过后, 小麦加速生长, 土壤中的微生物与土壤动物的活动也开始加剧, 有机质的消耗量增大, 这种现象持续到小麦收获(2010 年 6 月)前后, 此时期有机质含量开始下降。小麦收获后, 再次施肥后种植玉米, 在一段时间内, 土壤有机质含量再次提升, 而随着玉米的生长, 土壤有机碳含量再次下降。0-20cm 层的土壤有机质含量明显高于 20-40cm 层, 这与施肥深度有关, 有机肥分布会随深度降低。而两层土壤中有机碳含量随时间的变化趋势基本一致, 但 0-20cm 土层中的变化要剧烈一些, 波动幅度在 $\pm 0.19\%$ 左右, 而 20-40cm 土层中的有机碳含量波动在 $\pm 0.13\%$ 左右。

在 2009 年 11 月施肥后, 土壤全氮含量开始上升, 持续上升至 2010 年三月小麦返青后, 随着小麦进入高速生长期, 对氮素利用量的增加, 4 种处理的土壤全氮含量陆续下降, 但  $N_m$  的土壤全氮含量没有出现明显下降, 甚至持续缓步上升。20-40cm 土层中的全氮含量在施肥后有所上升, 其后基本在波动中下降持平, 4 种处理间差异不显著。



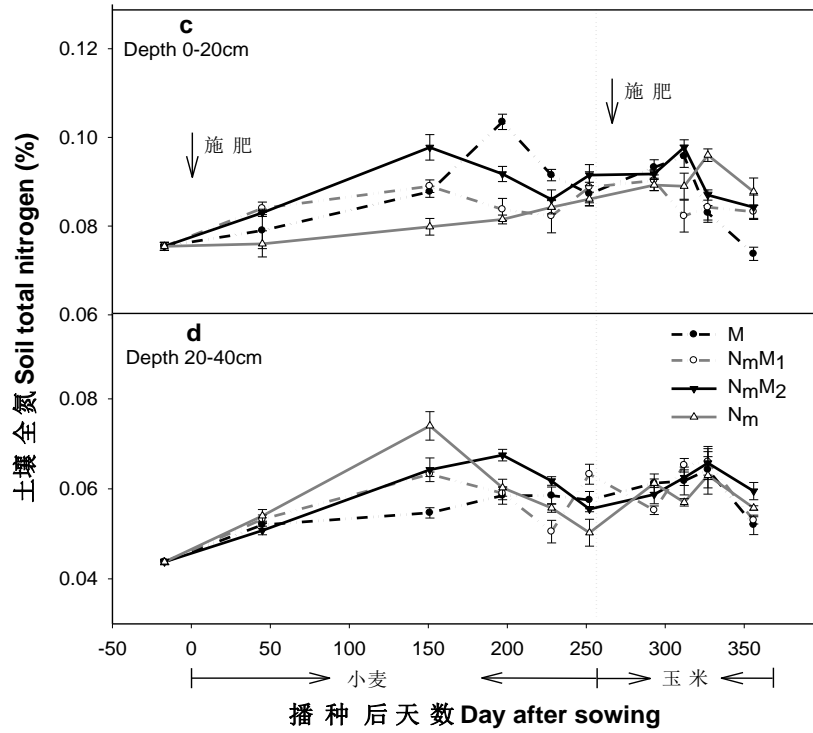
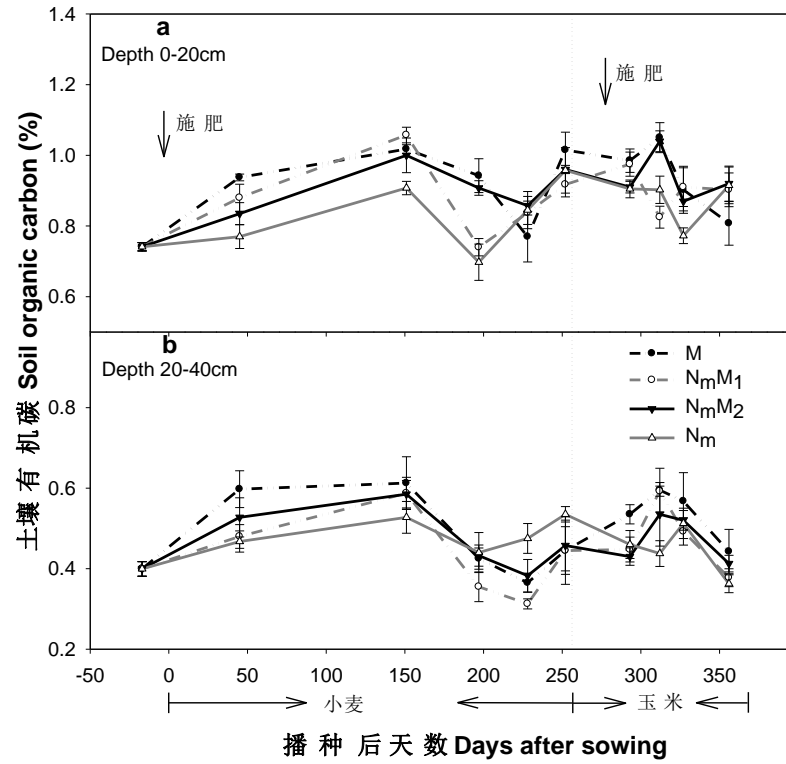


图 3.1 土壤有机碳与全氮含量的动态变化

Fig 3.1 Dynamic changes of soil organic carbon (SOC) and total nitrogen (TN) concentration

图 a 表示 0-20cm 深度土壤有机碳含量随时间变化；图 b 表示 20-40cm 深度土壤有机碳含量随时间变化；图 c 表示 0-20cm 深度土壤全氮含量随时间变化；图 d 表示 20-40cm 深度土壤全氮含量随时间变化；图中虚线表示小麦季的结束与玉米季的开始

Fig (a) shows the dynamic changes of SOC concentration of 0-20cm depth; Fig (b) shows the dynamic changes of SOC concentration of 20-40cm depth; Fig (c) shows the dynamic changes of TN concentration of 0-20cm depth; Fig (d) shows the dynamic changes of TN concentration of 20-40cm depth. The dotted line in the graph stands for the split of winter wheat season and maize season.

### 3.1.2 土壤容重与孔隙度

图 3.2 是土壤容重与孔隙度随着小麦播种后时间的推移产生的动态变化。对土壤容重与孔隙度的取样测定和土壤的取样相一致，也是分别对 0-20cm 和 20-40cm 两个层级进行。

据试验数据所作方差分析显示，无论是在土壤容重还是在土壤孔隙度指标上，四个处理间的差异尚不明显。可能是因为试验周期不够长，有机肥添加尚且不能够引起土壤容重和孔隙度的明显变化。但是从图中我们可以看出，随着时间的推移，土壤容重逐渐降低，土壤孔隙度则向着相反的方向变化，土质变得疏松。在这里值得注意的是小麦播种后 312 天的取样出现的异常。原因可能与试验期间玉米地出现的涝情有关。

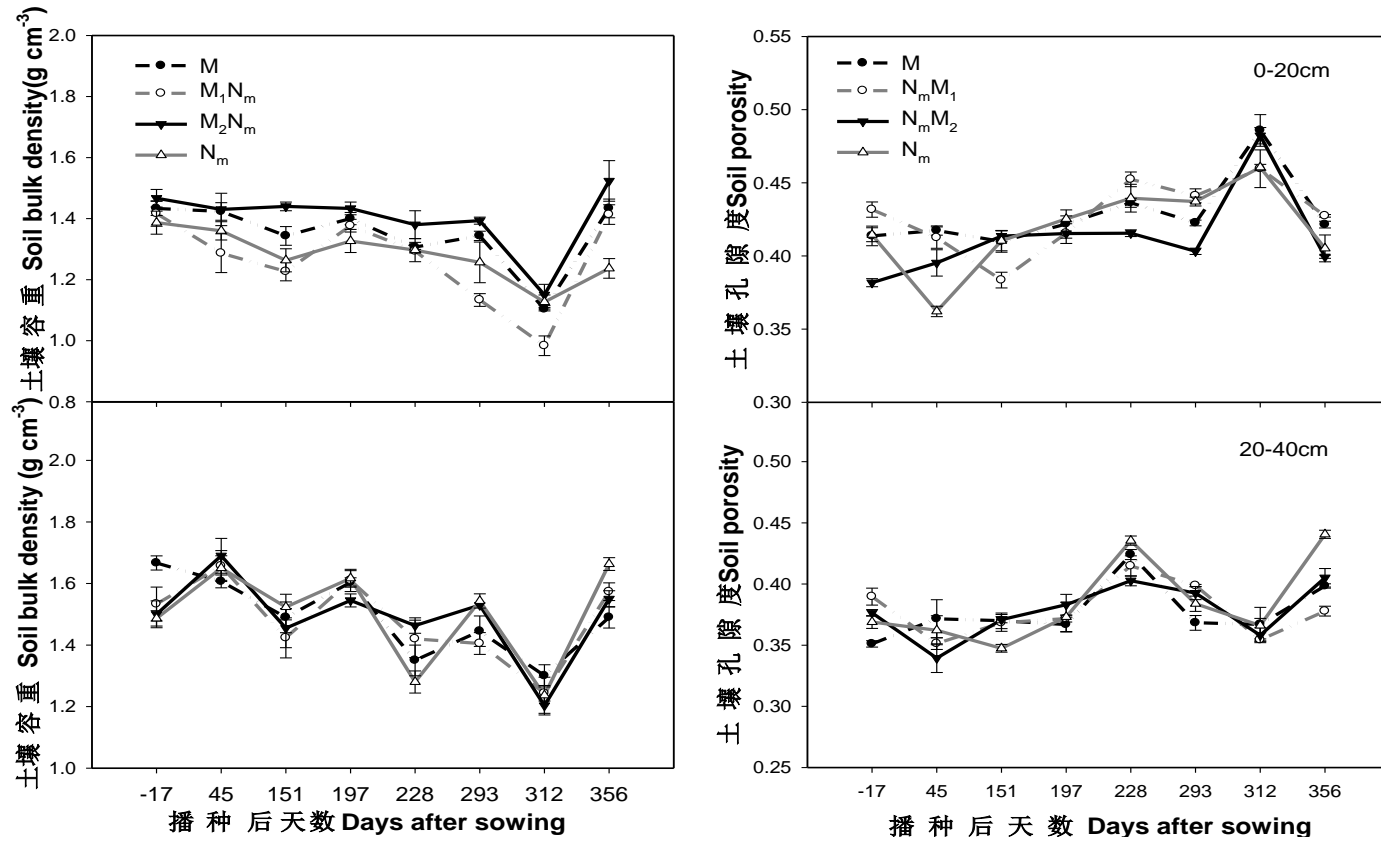


图 3.2 有机肥添加对土壤容重及孔隙度的影响

Fig 3.2 Effects of manure addition on soil bulk density and soil porosity

## 3.2 有机肥添加对土壤微生物群落的影响

### 3.2.1 土壤微生物多样性

试验开展前进行的基础值测定显示, 4 种处理下, 在土壤中浓度大于  $1\text{nmol/g}$  的微生物 PLFA 种类数十分接近, 均为 11 种。

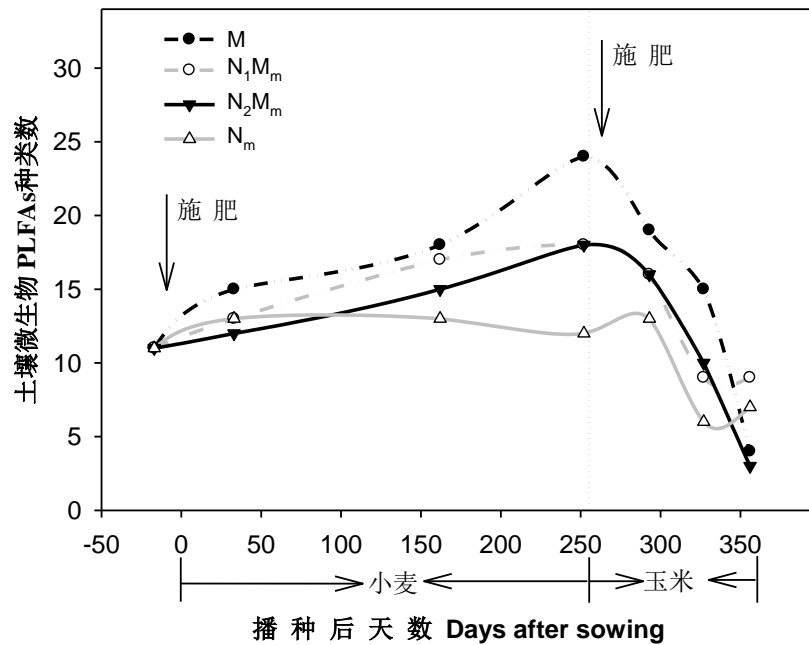


图 3.3 土壤微生物 PLFA 多样性时间曲线

Fig 3.3 PLFA diversity of different treatments

图中曲线表示小麦季的结束与玉米季的开始

The dotted line in the graph stands for the split of winter wheat season and maize season.

随着试验进展, M 处理下的 PLFA 多样性有了显著提高, 在小麦季持续增长, 2009 年 11 月时为 15 种, 2010 年 3 月增长到了 18 种, 2010 年 6 月即在小麦临近收获时, 达到了 24 种之多, 微生物多样性大大增高; N<sub>m</sub>M<sub>1</sub> 和 N<sub>m</sub>M<sub>2</sub> 处理的 PLFA 多样性也随着时间推移而增加, 但增长幅度相对较小, 增长速度也比较缓慢, PLFA 种类 2009 年 11 月时两者为 12 种, 2010 年 3 月 N<sub>m</sub>M<sub>1</sub> 增长到了 16 种, N<sub>m</sub>M<sub>2</sub> 增长到 14 种, 2010 年 6 月两者均达到了 17 种之多。而 N<sub>m</sub> 处理下, 土壤微生物的 PLFA 变化很小, 只有轻微的波动, 从试验开始到小麦收获基本没

有多样性的增加。

在 2010 年 7 月 30 日、2010 年 9 月 2 日、2010 年 10 月 1 日三次取样中，M 处理的微生物种类数为 19、15、4， $N_mM_1$  处理为 16、10、3、 $N_m$  处理为 13、6、7，四种处理的微生物多样性降低速率相近，总种类数上仍呈现有机肥含量越高，微生物多样越高的现象。

经过分析，四种处理的起始微生物 PLFA 种类基本相同，经过不同的施肥处理后，在小麦收获时，M 处理的 PLFA 多样性主要表现在短链脂肪酸(10-14 碳原子)、16:1、Me17:0 和 18:1 类群增多， $N_mM_1$  和  $N_mM_2$  处理下 16:1、Me17:0 类群增多。有机肥的作用下真菌和革兰氏阴性菌增多。

### 3.2.2 土壤微生物生物量与群落结构

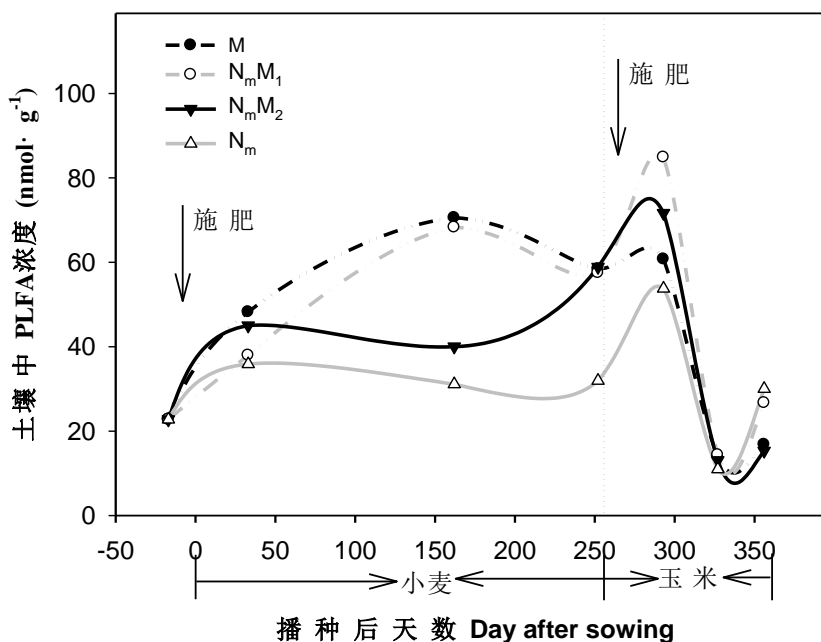


图 3.4 不同施肥处理土壤 PLFA 时间积累曲线

Fig 3.4 Accumulation of PLFA contents in different fertilization treatments

图中曲线表示小麦季的开始与玉米季的开始

The dotted line in the graph stands for the split of winter wheat season and maize season.

在 M 处理下微生物生物量最高，呈现持续积累的态势； $N_mM_1$  和  $N_mM_2$  处

理的微生物积累量次之，而  $N_m$  处理的最低。说明有机肥可以促进土壤微生物的生长。在进入玉米季后，由于涝渍现象严重，土壤微生物含量与多样性减低。

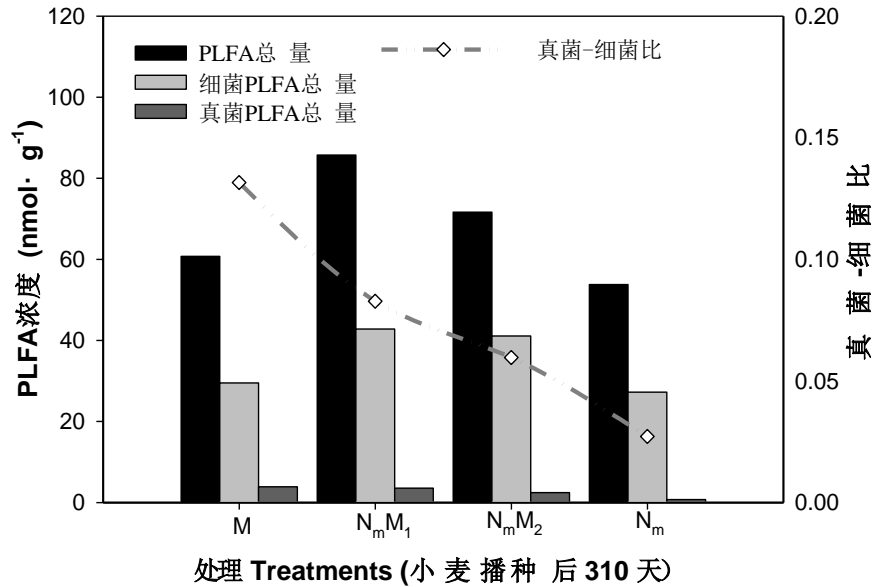


图 3.5 土壤微生物真菌细菌比

Fig 3.5 Ratio of fungi/bacteria of different fertilization treatments

土壤中的真菌与细菌的生物量比是评价土壤肥力的重要指标。试验结果表明，在试验中期，4 种处理下土壤微生物群落的真菌细菌比有显著差别(Fig 3.5)。M 真菌细菌比明显比之其他处理为高，于小麦播种后 310 天达到 0.132； $N_mM_1$  处理下的真菌细菌比次之，为 0.083， $N_mM_2$  处理下为 0.060； $N_m$  下的真菌细菌比几乎没有变化，仅为 0.027。

由图中可以得出以下结论：真菌的生长对有机肥有正反馈，随着有机肥施用量的增加，真菌含量持续上升，而细菌对于有机肥的升高成非线性变化，有机肥过高对细菌生长不利，所以呈现随有机肥用量增加，微生物总量非持续增加，而真菌细菌比线性升高。

经过分析，各菌群 PLFA 含量受有机肥施用影响很显著，见表 3.1。不仅 M 处理的总 PLFA 总含量远高于其他处理，其中 MONO (16:1 $\omega$ 9c, 16:1 $\omega$ 7t 之和) 变化十分显著：M (0.598nmol/g) 是  $N_m$  (0.102nmol/g) 的 5.867 倍。MONO 是革兰

氏阴性菌的重要标记(Frotegard et al., 1993; Yan et al., 2008), 土壤中有有机质的含量提高时, MONO 往往有所增加, 有学者分析这是由于有机肥中大量有机碳, 会利于以单不饱和脂肪酸为特征的革兰氏阴性菌群的积累(Bai et al., 2008)。

直链脂肪酸 NSAT( 14:0, 15:0, 16:0, 17:0, 18:0 之和)方面, M(21.394 nmol/g)是  $N_m$ (9.981 nmol/g)的 2.143 倍,  $N_mM_2$ (15.883 nmol/g)是  $N_m$  处理的 1.591 倍; 支链脂肪酸 TBSAT( i15:0, a15:0, i16:0, i17:0 之和)方面, M(7.917nmol/g)是  $N_m$ (1.110 nmol/g)的 7.132 倍,  $N_mM_2$ (5.277 nmol/g)是  $N_m$  处理的 4.754 倍。NSAT 与 TBSAT 的变化规律比较一致。

表 3.1 不同施肥模式下土壤 PLFA 平均含量 (nmol/g)

Table 3.1 Average amount of PLFA of different fertilization treatments (nmol/g)					
处理	NSAT	MONO	TBSTA	MONO/NSAT	TBSAT/MONO
M	21.394	0.598	7.917	0.028	13.249
$N_m M_1$	18.226	0.316	9.712	0.017	30.722
$N_m M_2$	15.883	0.367	5.277	0.023	14.362
$N_m$	9.981	0.102	1.110	0.010	10.896

### 3.3 有机肥添加对作物产量的影响

#### 3.3.1 作物籽粒与秸秆产量

自冬小麦和夏玉米进入灌浆期开始, 每隔一定时间对其进行取样, 进行籽粒灌浆速率和秸秆生物量的分析, 取样分析结果如图 3.6。如图 3.6 a 所示, 小麦籽粒的生物量和灌浆速率在整个时期相对稳定, 四个处理间无明显差异。只有在最后一次取样时, 籽粒成熟, 籽粒干重出现一定差异。在成熟期, 配施的两种处理取得相对高的生物质量, 表现为  $N_mM_1$ (2.81g/株)略高于  $N_mM_2$ (2.79g/株)显著高于  $N_m$ (2.24g/株)及 M (2.18g/株)。但是此一次的取样不能够完全的说明其最终籽粒生物产量具有如上差别。玉米籽粒的生物量取样在 4 种处理之间均无显著差别。从秸秆生物量的角度看, 小麦秸秆生物量取样结果和玉米生物量取样结果在处理间差异方面体现出相似的趋势, 即一半有机肥一半化肥配施的处理  $N_mM_2$  出现明显的高于其他三个处理的生物量趋势, 尤其是相对于全有机肥处

理 M，出现显著的差异。

在冬小麦和夏玉米收获之前分别对其进行田间测产。其结果如图 3.7 所示。如图，在小麦季，小麦籽粒产量分别为 M  $6.12 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m M_1$   $6.97 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m M_2$   $6.10 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m$   $6.39 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，方差分析显示，处理间差异不显著；小麦秸秆产量分别为 M  $8.56 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m M_1$   $9.30 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m M_2$   $8.30 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m$   $9.96 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，处理间也差异不显著。这是由于试验刚刚开始，土壤环境尚处于调整阶段，植物指标的反应相对于土壤指标具有一定的滞后性，在产量上无显著差别。

经过小麦季的调整，土壤状况已经稳定。在玉米季，籽粒产量为 M  $6.84 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m M_1$   $7.14 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m M_2$   $8.04 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m$   $7.18 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ；玉米秸秆产量分别为 M  $6.49 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m M_1$   $8.99 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m M_2$   $7.57 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ， $N_m$   $6.89 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。籽粒和秸秆的产量，处理间的差异都达到了极显著( $P < 0.01$ )。分析结果得知，玉米产量呈现  $N_m M_2 > N_m > N_m M_1 > M$  的情形，一半有机肥配合一半化肥配合模式取得最高产。 $N_m$  与 M 之间的差值小于  $N_m M_2$  与  $N_m$  之间的差值，说明  $N_m M_2$  处理在提高土壤肥力使得作物增产方面，具有特别突出的优势。而这与一些试验室进行得盆栽试验结论相同。

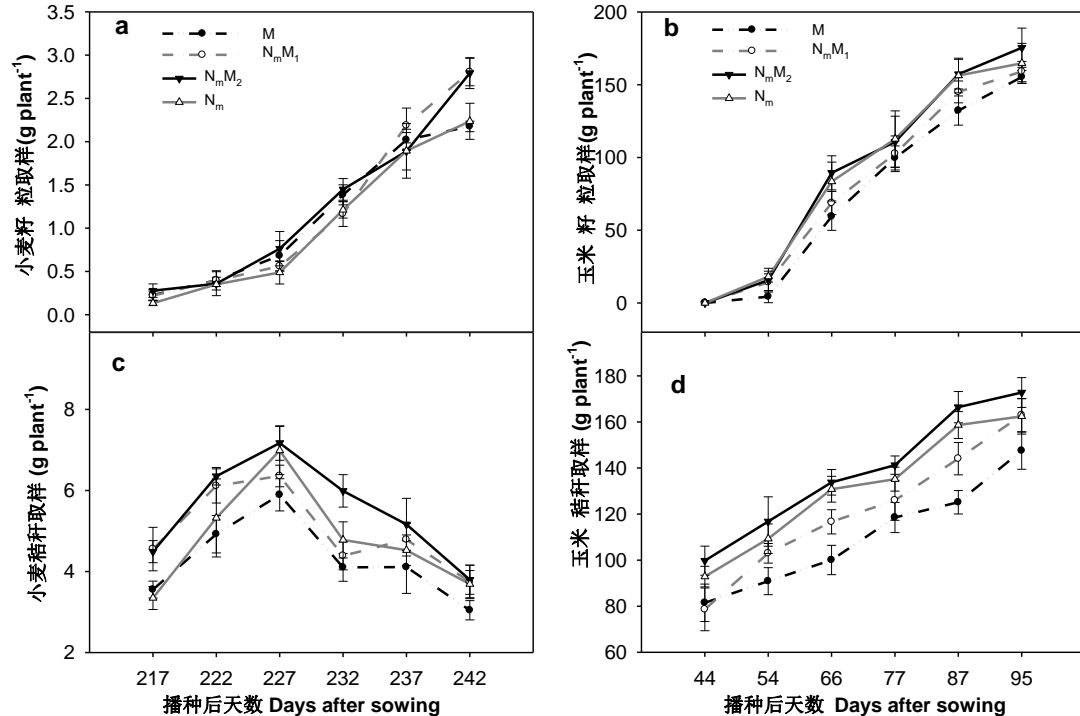




图 3.6 冬小麦、夏玉米地上部分植株取样

Fig 3.6 Sampling of winter wheat and maize aboveground biomass

图(a)表示小麦籽粒干物质随时间变化；图(b)表示玉米籽粒干物质随时间变化；图(c)表示小麦秸秆干物质随时间变化；图(d)表示玉米秸秆干物质随时间变化

Fig (a) shows the dynamic changes of winter wheat grain weight; Fig (b) shows the dynamic changes of maize grain weight; Fig (c) shows the dynamic changes of winter wheat straw weight; Fig (d) shows the dynamic changes of maize stalk weight

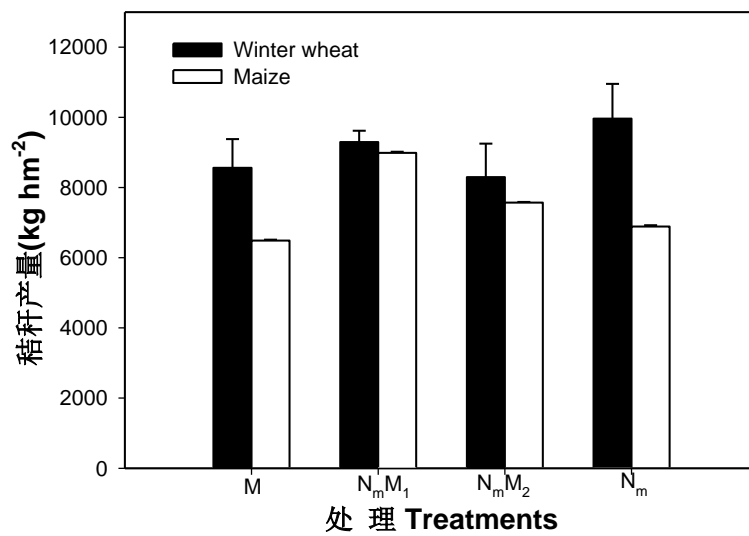
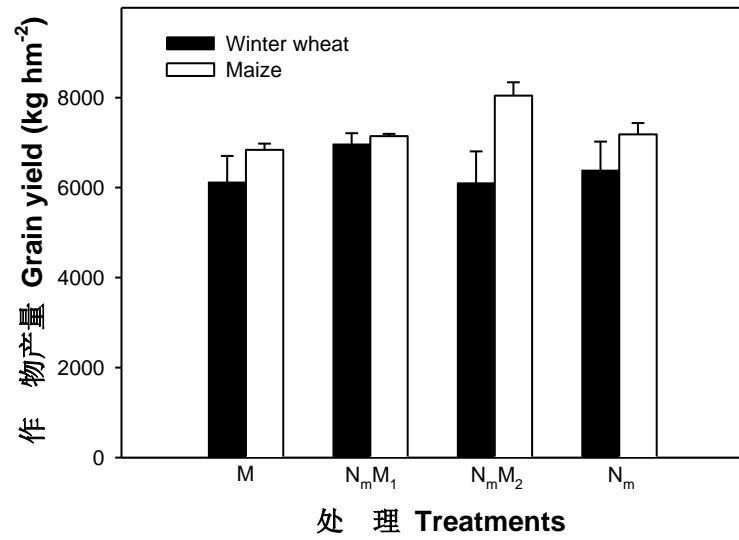


图 3.7 冬小麦和夏玉米的产量测定

Fig 3.7 Evaluation of maize and winter wheat crop yields

黑色表示小麦产量，白色表示玉米产量，四次重复。Filled bars stand for winter wheat yield and open bars stand for maize yield. Values are means  $\pm$  standard error of the mean. n=4 plots.

### 3.3.2 光合作用速率

如图 3.8 所示，小麦生长时期，光合速率测定结果显示四个处理的差异不显著。但是从曲线规律上可以看到一半有机肥一半化肥配施的处理  $N_mM_2$  相对获得更高的光合速率，生长速度更快。在玉米生长季节，由于经过了一段时期的地力调整，处理间出现显著差异。在最开始取样期间，此时期为雄穗抽出，灌浆即将开始的时间，全化肥处理的  $N_m$  体现出较高的光合速率，这可能得益于其氮肥中的速效氮含量充足，能够维持叶片的高营养需求。但是，随着时间的推移，全化肥处理的叶片光合率先于其他处理出现下降趋势，并且在生长期末尾显著低于配施的  $N_mM_2$  处理，表现出一定的早熟早衰特性。

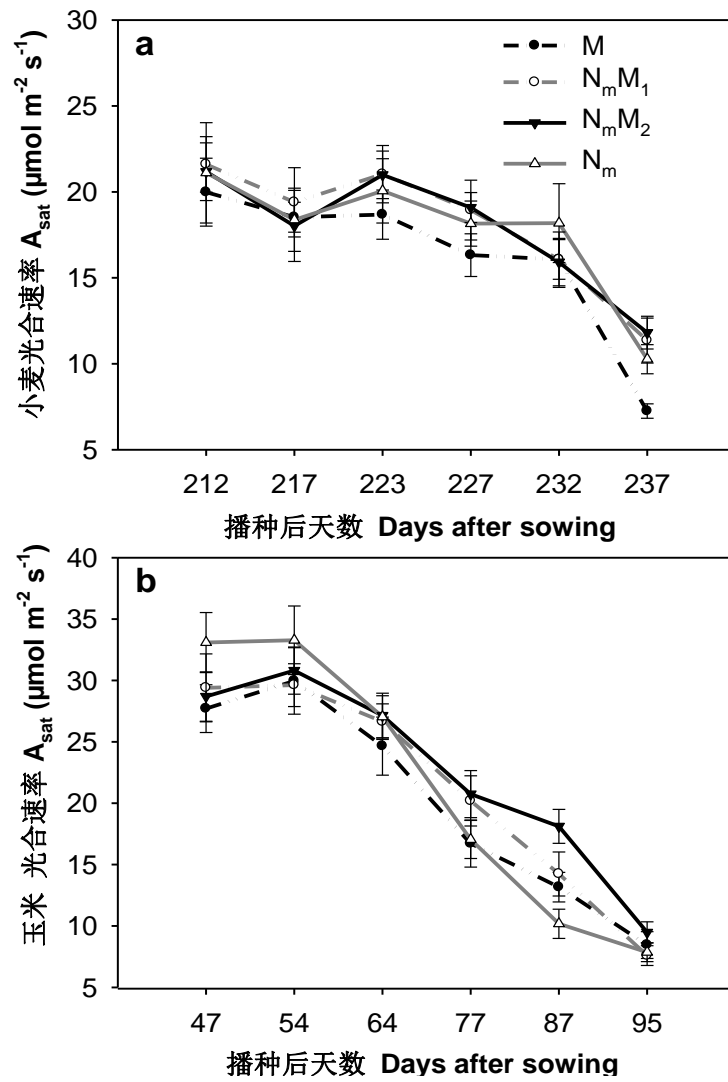


图 3.8 冬小麦、夏玉米植株光合速率测定

Fig 3.8 Determination of plant photosynthetic rate of winter wheat and maize

图(a)表示小麦叶片光合速率曲线；图(b)表示玉米叶片光合速率曲线

Fig (a) shows the photosynthetic rate curve of winter wheat; Fig (b) shows the photosynthetic rate curve of maize

### 3.4 有机肥添加对系统温室气体排放的影响

#### 3.4.1 秸秆消耗量

本研究系统中，除全化肥  $N_m$  处理外，各处理都要添加一定量的有机肥，有机肥的来源则是饲养的肉牛。肉牛消化来自大田的作物秸秆，将其转化成牛粪，牛粪堆肥后作为有机肥添加入土壤，以满足土壤对于养料的需求。

本试验中，表 3.2 展示了各处理为满足其一公顷大田肥料需求所需饲养的肉牛数量和处理能够消耗的秸秆量。从表中看出，要满足  $M$  处理情况下一公顷大田的有机肥养料需求，18.43 头肉牛需要被饲养。这些肉牛一年能够消耗的秸秆量是 22.54 t。但是，由于一公顷大田一年内能够产出的秸秆量只有 13.90 t，所以饲料缺口部分的 7.00 t 秸秆需要从外界转入。因此，处理  $M$  情况下，一公顷大田不仅不会产生秸秆剩余，而且能够帮助消耗 7.00 t 秸秆，消耗率达到 145.06%。相反，处理  $N_m$  由于不需要有机肥供给，其农田秸秆完全无法被消耗。处理  $N_mM_1$  和  $N_mM_2$  需要饲养的肉牛数分别是 13.82 和 9.22 头，其中前者秸秆消耗率达到 99.17%，后者也可达到 60.20%。

表 3.2 各处理秸秆消耗情况

Table 3.2 Consumption of crop residues for each treatment

	M	$N_mM_1$	$N_mM_2$	$N_m$
Total N concentration of composted cattle manure (winter wheat)(%)	1.70	1.70	1.70	1.70
Total N concentration of composted cattle manure (maize)(%)	1.52	1.52	1.52	1.52
Total amount of N resource from cattle manure ( $\text{kg hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ )	472.5	354.38	236.25	0.00
Cattle manure consumed ( $\text{kg hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ )	13897.05	10422.79	6948.53	0.00
Average amount of N excrement per cattle per year (kg N)	25.63	25.63	25.63	25.63
Number of cattle breeding	18.43	13.82	9.22	0.00
Crop residues consumed (kg)	22536.20	16899.10	11274.22	0.00
Winter wheat straw yield ( $\text{kg hm}^{-2}$ )	8628.57	9824.25	8605.16	9004.65
Maize stalk yield ( $\text{kg hm}^{-2}$ )	6906.76	7215.37	8123.90	7255.39
Crop residues unused (kg)	-7000.87	140.52	5454.84	16260.04
Ratio of crop residues consumed (%)	145.06	99.17	60.20	0.00

### 3.4.2 系统温室气体排放估算

本研究系统中,  $\text{CO}_2$  的主要排放途径包括: 土壤管理过程引起土壤碳库的分解释放, 尿素添加引起的尿素中固定的碳的流失, 废弃秸秆的火烧引起光合产物以气体形式返回大气环境, 氮肥生产过程中能源使用造成的排放。还有一点必须加以考虑的是农作物秸秆作为粗饲料供给肉牛过程中造成的肉牛呼吸排放。本试验中, 籽粒被输出到系统之外, 因此其排放统一不做计算, 但是秸秆的使用是系统中的一个重要环节, 因为需要强调其考量结果。 $\text{CH}_4$  的主要排放主要来源为两个部分, 一是牛粪瘤胃发酵, 一是粪肥堆肥处理过程的厌氧发酵。 $\text{N}_2\text{O}$  在农业生态系统中的主要排放过程为: 牛粪堆肥过程中的直接排放和间接排放, 肉牛瘤胃发酵排放, 土壤管理直接或间接排放。同时, 由光合产物和氮沉降所有以上过程都在本估算中得以体现。

表 3.3 是在采集本试验过程中完整数据的情况下, 依据《2006 国家温室气体排放清单指南》做出的系统温室气体排放的初步估算。估算内容共包括了氮肥生产排放到堆肥排放在内 9 个项目, 主要使用的方法层级为方法二(Tier 2), 估算使用的公式和采用的缺省值详见表 2.3。

结果显示, 氮肥生产的工业过程中, 四个处理产生的年  $\text{CO}_2$  排放分别为  $N_m(9.67 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_mM_2(4.84 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_mM_1(2.42 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > M(0.00 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2})$ ; 氮肥添加到土壤的过程中, 排放量依次为  $N_m(0.55 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_mM_2(0.28 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_mM_1(0.14 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > M(0.00 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2})$ 。四个处理间差异均极显著( $P < 0.01$ )。M 因为不使用氮肥, 所以此两个过程中没有排放。

关于光合作用产生的除籽粒外生物量主要包括秸秆和地下生物量。根据估算, 秸秆光合产物固定  $\text{CO}_2$  的量为:  $N_mM_1(27.05 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_mM_2(26.49 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_m(25.79 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > M(24.64 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2})$ , 其中, 一半化肥一半有机肥的处理  $N_mM_1$  获得最高产量, 全有机肥处理获得最低产量。但是处理间差异不明显。地下生物量会留在土壤中, 是农田作为生态系统碳库的主要贡献者之一, 在本估算中, 地下生物量截留的  $\text{CO}_2$  的量分别为:  $N_mM_1(10.58 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_mM_2(10.38 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_m(10.09 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > M(9.64 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2})$ , 其规律和秸秆一致。

相对于光合产物的固定, 废弃秸秆直接燃烧排放是化肥处理最主要的排放

源。在此项内计算内,  $N_m$  的秸秆完全不被利用而以火烧形式进入大气,  $N_mM_1$  与  $N_mM_2$  由于肉牛的需要只燃烧了部分秸秆。处理 M 在此过程中, 由于有机肥的需求问题, 不仅完全消耗了本处理产生的秸秆, 还消耗了部分其他处理的秸秆, 所以不仅没有释放温室气体, 反而固定了部分  $CO_2$ 。其固定量见表 3.3。

作为本研究系统中最惹人注意的排放源, 与肉牛养殖及粪肥管理的排放主要表现为: 肉牛呼吸产生  $CO_2$ , 规律为排放量随着化肥使用量的减少, 有机肥使用量的增加而增加, 其中处理 M( $15.21 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) >  $N_mM_1$ ( $11.40 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) >  $N_mM_2$ ( $7.61 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) >  $N_m$ ( $0.00 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ), 处理间差异极显著。其次是瘤胃发酵排放, 四个处理发酵产生的  $CH_4$  质量分别为 M( $0.68 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) >  $N_mM_1$ ( $0.51 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) >  $N_mM_2$ ( $0.34 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) >  $N_m$ ( $0.00 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ ), 其次是堆肥管理, 此过程不仅产生  $CH_4$  排放, 而且还产生  $N_2O$  的直接和间接排放, 排放量见表 3.3。

将各项排放对应增温潜势的估算值转化成  $CO_2$  当量后, 计算得出, 四个施肥处理的碳排放情况分别为: M 处理年固定量  $CO_2 8.79 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,  $N_mM_1$  处理年固定  $CO_2 7.12 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,  $N_mM_1$  处理年固定  $CO_2 3.91 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 但是  $N_m$  处理年释放  $CO_2 2.69 \text{ t } CO_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 成为最大的温室气体排放源头。

### 第三章 结果与分析

表 3.3 农业生态系统中三种主要温室气体(CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) 的排放估算

Table 3.3 Evaluation of three main categories of green house gases (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) emissions

温室气体排放清单	CO <sub>2</sub> (kg ·hm <sup>-2</sup> )				N <sub>2</sub> O (kg ·hm <sup>-2</sup> )				CH <sub>4</sub> (kg ·hm <sup>-2</sup> )			
	M	N <sub>m</sub> M <sub>1</sub>	N <sub>m</sub> M <sub>2</sub>	N <sub>m</sub>	M	N <sub>m</sub> M <sub>1</sub>	N <sub>m</sub> M <sub>2</sub>	N <sub>m</sub>	M	N <sub>m</sub> M <sub>1</sub>	N <sub>m</sub> M <sub>2</sub>	N <sub>m</sub>
氮肥生产(-)*	0.00	-2417.90	-4835.79	-9671.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
氮肥添加(-)	0.00	-137.50	-275.00	-550.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
土壤管理(-)	0.00	0.00	0.00	0.00	-10.75	-9.00	-9.25	-11.20	0.00	0.00	0.00	0.00
光合产物(秸秆)(+)	24638.86	27047.54	26488.51	25786.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
地下生物量(+)	9642.51	10576.00	10383.80	10085.80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
废弃秸秆燃烧(-)	11103.30	-182.10	-7068.93	-21071.40	0.00	-0.08	-3.25	-9.70	0.00	-0.32	12.61	-37.60
肉牛瘤胃发酵(-)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-676.07	-506.96	-338.22	0.00
肉牛呼吸(-)	-15208.99	-11404.68	-7608.62	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
堆肥管理(-)	0.00	0.00	0.00	0.00	-11.04	-8.28	-5.52	0.00	-20.70	-15.52	-10.35	0.00
总排放(CO <sub>2</sub> 当量) (kg ·hm <sup>-2</sup> )**	30175.68	23481.37	17083.97	4579.39	-6755.10	-5382.49	-5589.50	-6478.70	-14632.12	-10978.93	-7584.92	-789.60
C 固定量(kg CO <sub>2</sub> -eq·yr <sup>-1</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	8788.47	7119.95	3909.55	-2688.90	-	-	-	-	-	-	-	-

\*(-)代表温室气体排放, (+)代表温室气体吸收与固定

\*\*根据《2006 国家温室气体排放清单指南》对温室气体增温潜势的估算, CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放均可转化为 CO<sub>2</sub> 排放当量。其中, 1 单位 CH<sub>4</sub> 排放=21 单位 CO<sub>2</sub> 排放当量, 1 单位 N<sub>2</sub>O 排放=310 单位 CO<sub>2</sub> 排放当量。全球增温潜势计作一吨温室气体在一段时间(如 100 年)内对一吨二氧化碳的辐射强迫

\*(-)represents GHGs emission, (+)represents GHGs sequestration

\*\*According to IPCC, if Global Warming Potential (GWP) of CO<sub>2</sub> is 1, CH<sub>4</sub> shuld be 21 and N<sub>2</sub>O shuld be 310. A GWP compares the radiative forcing of a tonne of a greenhouse gas over a given time period (e.g., 100 years) to a tonne of CO<sub>2</sub>

## 第四章 讨论与结论

### 4.1 讨论

#### 4.1.1 有机肥添加对土壤理化性状的影响

在反应和指示土壤的肥力、质量上,土壤有机质是比较灵敏、有效的(Reeves et al., 1997),它可以在土壤全碳变化之前反应土壤质量的微小变化。土壤有机质还是土壤微生物生命活动的能源(Coleman et al., 1983; Wander et al., 1994),它常被用做可持续农业指标(Tiessen et al., 1994)。一些研究称,施加有机肥或施加足量化肥都可提高土壤有机质含量(Bossio et al., 1998),另一部分研究称长期施肥会降低土壤碳储存(Mack et al., 2004)。从图 3.1 的曲线中可以看出,在试验开始阶段,土壤有机质都有正积累,0-20cm 深度的土壤层级上,土壤有机质含量的大小关系为  $M > N_m M_1 > N_m M_2 > N_m$ ,其中,全有机肥处理比全化肥处理有机质含量明显高一些,即有机肥对土壤有机质积累的作用更强。而后期的土壤有机质含量,4 种处理间的规律不明显,差异亦不显著,不能表征明显的处理优势。但从整体变化趋势上看,在两个土壤深度上,M 处理下土壤有机质的含量均较其他处理为高。

在土壤有机碳的含量上,在 0-40cm 土壤中均表现出上升的态势,但是一段时期以后,有机碳的含量明显下降。在玉米季开始后,有机碳含量又出现一次微小上升,但是一段时间后又趋于下降。这可能是源于有机碳的分解和利用。随着土壤中微生物的活动加剧和作物对养料的摄取,有机肥逐渐被分解,导致其中的碳被微生物利用或者分解,从而降低土壤中的碳含量。另外,作者认为,秸秆过腹还田是将秸秆中的大量有机产物重新埋入土壤,长时间的定位研究结果将是土壤有机质含量升高(Bossio et al., 1998)。只是就本试验而言,一年的试验期过短,土地条件尚处于调整阶段,其数据尚无法支持明确的土壤固碳能力的长期规律。

在 2009 年 11 月和 2010 年 7 月,即小麦和玉米播种施肥后的第一次取样,0-20cm 土壤因施肥的所用,土壤全氮含量有所提高。冬季由于作物活动微弱,对土壤中元素消耗很少,到 2010 年 3 月,土壤全氮在 0-20 和 20-40cm 深度上均体现出进一步积累的趋势。当小麦和玉米进入生长旺盛季时,处理土壤全氮含



量均有所下降，这一点和有机碳含量的趋势相似。

整体而言，土壤容重随着施肥处理的时间缓慢地下降，但是处理间变化不显著。4种处理下，两个层级的土壤容重在小麦播种后312天的取样时降至最低，并且0-20cm的土壤容重明显低于20-40cm。最低值与未施肥前的基础值间差异达到显著水平( $P<0.05$ )，但4种施肥处理之间差异不显著。土壤孔隙度表征土壤的疏松程度，孔隙度越大说明土壤透气性越好。本试验中，两个层级土壤的土壤孔隙度随着施肥处理的时间逐渐升高，但是波动比较大。

本试验小麦种植后，土壤水分条件得到很好的保持，但是在玉米季来临后，大田遭遇到连续的暴雨冲击，一度使得土壤出现涝害，土壤水分过饱和。这都对土壤容重和土壤孔隙度的变化规律产生干扰。需要进一步试验观察。

#### 4.1.2 有机肥添加对土壤微生物群落的影响

有机肥的施用影响到土壤微生物群落的功能性质，进一步起到改良土质、提高土壤肥力的作用。虽然土质改善需要较长时间，但本试验的结论给出了良好的开端。

针对土壤微生物多样性，试验表明，有机肥的添加对土壤微生物群落的组成有积极的作用，可以增加微生物的种类，增强微生物群落的多样性。而这种增强作用，随着有机肥施用比例的增加而愈加强烈。有机肥经过肉牛肠胃的消化以及堆肥过程，其中含有了丰富的微生物源；另一方面，有机肥中含有丰富的有机碳，并且有机肥的施用使得土质更加疏松，利于微生物尤其是大量好氧异养菌的生存。

秸秆与水淹都会导致微生物对底物与氧利用方式变更，进而显著影响菌群PLFA组成(Bossio et al., 1998)。研究证明土壤相对含水量超过60%以上时，土壤微生物活性与含水量负相关(王龙昌等, 1998)。涝渍严重将不利于微生物、尤其是真菌和放线菌的生活(H.G.施莱杰, 1990)。土壤长期处于水润状态，大量的好氧细菌因缺氧而死亡，厌氧菌过于活跃，产生还原性有毒物质(Rynk, 2000)，而植物根系在缺氧条件下也将释放乙醇等有毒物质(Liu et al., 1991)。这与本试验结果相符。本试验中，玉米播种后，雨季来临，土壤中的相对含水量一度达到90%以上，所以4种处理的微生物多样性都锐减。

有机肥的施用可以改变微生物群落结构(Bossio et al., 1998)，提高土壤微生物群落的真菌细菌比。这种提高在前期的主要途径是通过提高几种真菌的含量，

而这与 Yates(1997)等人的研究结果一致；但与土壤微生物总量和多样性不同，土壤真菌细菌比在进入雨季后并未立刻下降，而是持续上升了一段时间。利用 PLFA 方法测定了进入雨季后土壤中各类微生物的 PLFA 含量，发现真菌含量无显著变化，但细菌含量明显减少，说明在本研究中小麦-玉米产田的土壤微生物中，细菌对涝渍较为敏感，含水量过高抑制细菌群落的生活，而真菌对涝渍现象敏感度差(Wilkinson et al., 2001)。主要受深度抑制，随土壤深度加深而迅速减少(马立安等, 2001)。土壤微生物 PLFA 变动的另一个重要因素是季节变动(Toyota et al., 2005)，研究证明，随着夏季来临，微生物群落结构有显著改变。

真菌因具有个体较大、具有菌丝等特征，可以更有效的改变土壤团粒结构(龚伟等, 2007)、含水量、容重等物理性质。在菌丝体的作用下，真菌可以降解一定量的动植物残体。真菌的生命代谢中需要合成的几丁质多聚物可以成为碳元素的储库(Fontaine et al., 2011)，使得真菌对碳源的储备能力远远高于细菌近 30 倍(Yan et al., 2008)。虽然几丁质又可以成为某些细菌的碳源(Streichsbier et al., 1986)，但整体上真菌固定下来的有机碳比较稳定，不易降解。因而较高的真菌与细菌生物量比有利于土壤有机质的积累，能够使土壤生态系统更加稳定(Vries et al., 2006)。

小麦产田的土壤环境中以好氧菌占大多数，当土壤含水量过高，好氧菌大量死亡，会使整个土壤微生物群落区域衰败。而不同的土质中菌落类型有很大差别，如水稻田中土壤微生物中厌氧类比例较大，对含水量的需求也较高；西北地区的农田土质与本研究不同，土壤微生物群落结构亦与本研究有很大差异。

#### 4.1.3 有机肥添加对作物产量的影响

小麦与玉米籽粒总生物量随时间的推移没有出现明显的差异，只有小麦在最后一次取样时出现差异，不足以说明其规律。小麦秸秆生物量呈现随时间先增高后降低的趋势，是由于随着小麦生长，叶片增大，光合作用加强，有机物积累增多，秸秆生物量增加；但接近成熟后，小麦茎叶中的干物质逐步向籽粒中转移，叶片开始枯黄，光和作用强度减弱，茎叶萎凋，生物量下降。玉米秸秆生物量随时间推移逐渐增加，在最后一次取样时也并未因为物质转移而导致重量下降。对小麦与玉米秸秆生物量的分析均遵循同一个规律，即处理  $N_mM_2$  干物质质量相对于其他处理较高，并明显高于  $M$  处理。可见全有机肥对生物量的积累仍然显示出弱势，而有机无机混施的更能够保证植株的生长。

光合作用的强弱明显影响作物的产量。本试验光合作用测定结果显示, 类似于作物产量, 小麦植株光合作用处理间差异不明显。但是玉米季中,  $N_m$  与  $N_mM_2$  在多次取样中产生显著差异。在生长期前期全化肥处理  $N_m$  表现出高光合活性, 这可能由于施肥后其速效氮含量的迅速升高。但是在生长期后期, 其表现出早衰的特性。 $N_mM_2$  则明显仍保持相对较高的光合活性。这能够在一定程度上保证籽粒的进一步灌浆, 有利于提高作物产量。

本试验结果表明, 有机肥与化肥配施相对于全有机或者全化肥处理更有利于提高作物籽粒和秸秆的产量。在小麦季中, 小麦籽粒的产量 4 个处理间没有表现出明显的差别。这可能是由于施肥试验刚开始进行, 时间尚短, 土地尚未获得良好的适应, 因此表现不出明显的处理差异。但是全化肥处理的秸秆获得较高的产量。玉米季中,  $N_mM_2$  获得相对较高的籽粒产量, 明显高于其他三个处理 ( $P<0.05$ )。玉米秸秆则是另一个混施处理  $N_mM_1$  获得最高产量。土壤对于肥料处理已经调整过一个小麦季, 因此能够在玉米季中表现出处理间差异。

#### 4.1.4 有机肥添加对系统温室气体排放的影响

在农村问题中, 秸秆问题不仅是关系到温室气体排放, 而且关系到能源的二次利用和环境保护问题。秸秆作为重要的能源, 在中国农村地区历来得到广泛的利用。但是, 很多利用方法比较原始, 使得利用率低下, 另一些方法需要科技支撑和工厂化, 不适合小户型操作。据表 3.2, 在本试验中, 添加有机肥的处理均表现出对秸秆的可观消耗, 其中全有机处理甚至能够消耗外界秸秆, 另外两个处理消耗量也都在 60% 以上。能够高效的方便的利用秸秆, 并达到能源节约、环境保护和减少温室气体排放的三重效果, 秸秆饲养肉牛被证明是合理的选择。

农业生态系统与温室气体排放、固定与吸收密切相关的主要过程见图 3.9。联合国粮农组织(UNFAO)2006 年的报告《牲畜的巨大阴影: 环境问题与选择》(Livestock's Long Shadow - Environmental Issues and Options) (FAO et al., 2006) 估算认为, 全球每年至少 18%(约 7100 Tg  $CO_2$  当量)的温室气体排放直接或间接与牲畜有关。这其中, 主要的牲畜类型即反刍类家畜。反刍类家畜的瘤胃发酵过程产生了大量的温室气体, 同时其粪便处理也是重要的温室气体排放源。但是, 继 FAO (FAO et al., 2006) 和美国 (EPA et al., 2009)两个机构对温室气体排放进行分级估算后, 根据 IPCC 的方法, 美国加利福尼亚州也于 2005 年进行了

温室气体排放评估(CEC, 2005), 评估结果认为其温室气体排放的 5.4% 可能与农业相关, 而这其中只有 2.8% 与牲畜相关。

本试验为获得有机肥, 采用的方法是讲废弃秸秆收集起来, 打碎成为微储鲜秸草, 作为肉牛的粗饲料。肉牛产生的牛粪会直接经过条垛式堆肥腐熟添加入农田。此过程中, 瘤胃发酵、肉牛呼吸、粪肥管理、土地管理等过程均会产生以  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$  及  $\text{N}_2\text{O}$  为主的温室气体排放。但是, 根据本试验估算结果, 即使生产有机肥的过程中有肉牛参与, 有机肥添加的处理仍然能够明显的减少温室气体排放甚至能够固定环境  $\text{CO}_2$ 。从表 3.3 可分析出, 即使在涉及到家畜的排放过程中, 与其有关的排放(肉牛呼吸、瘤胃发酵、粪肥管理)累计为  $M (33.26 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_m M_1 (24.94 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_m M_2 (16.64 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}) > N_m (0.00 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2})$ , 其最终的温室气体排放量仍然表现为  $M \text{ 固定 } 8.79 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2} > N_m M_1 \text{ 固定 } 7.12 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2} > N_m M_2 \text{ 固定 } 3.91 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2} > N_m \text{ 排放 } 2.69 \text{ t CO}_2\text{-eq} \cdot \text{yr}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 原因就在于有机肥添加过程对于废弃秸秆的全面回收利用而非采取火烧措施。

但是, IPCC 估算方法仍具有很大的不确定性, 尤其是不方便进行更为精确的数据搜集只能使用其提供的缺省数值的时候。金林等(2008)将对中国农田的碳汇估算数据与 2006 IPCC 清单指南 Tier2 方法结果进行比较, 发现虽然各管理措施的作用顺序基本一致, 但估算量却存在较大差异。这主要是由于 IPCC 管理因子的缺省值不能够灵活的运用到所有的环境中, 其仅考虑到温度和湿度, 因此具有很大的局限性。中国气候、土壤类型多样, 农田管理措施差异也比较大, 再加上人为的影响, 使得 IPCC 的管理因子缺省值在做具体应用时需做适当调整。这需要深入的进行进一步研究。

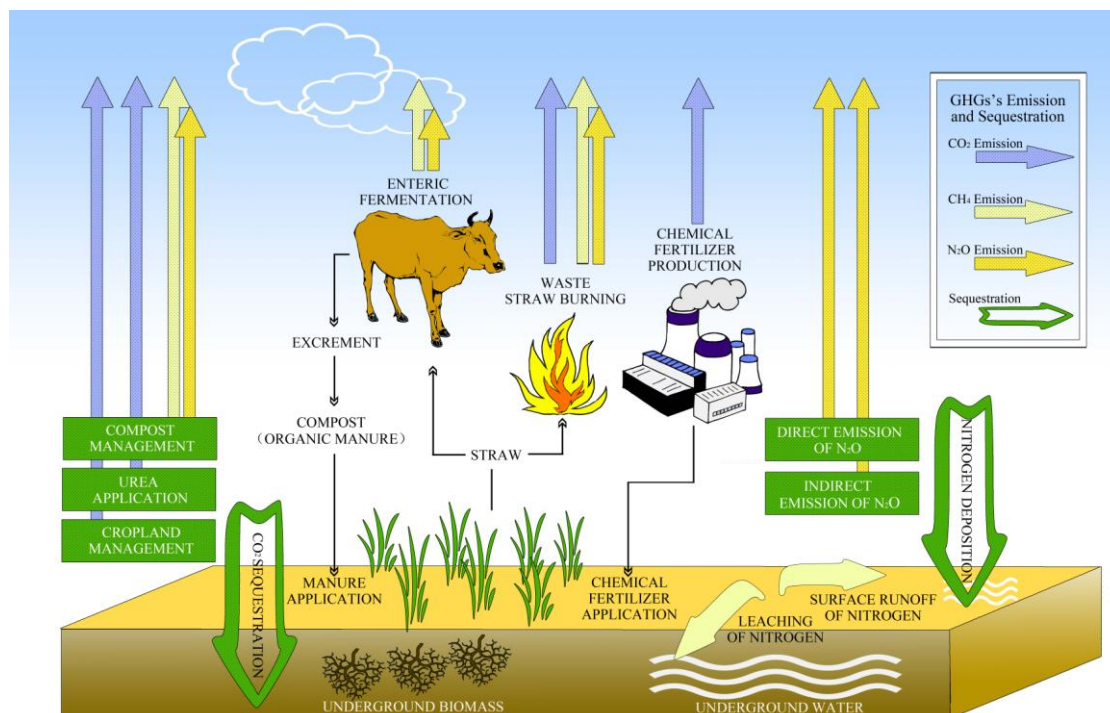


图 3.9 农业生态系统中温室气体排放、固定与吸收的主要过程图解

Fig 3.9 Processes of greenhouse gases emission, sequestration and absorption in the studied agro-ecosystem.

向上的箭头表示温室气体排放，向下的箭头表示温室气体固定或吸收

Arrows pointed upwards indicate emissions of greenhouse gases to the atmosphere, and arrows pointed downwards greenhouse gases sequestration.

## 4.2 结论

1、有机施肥显著地改善了土壤的理化性质，不同施肥模式下土壤的理化性质亦有显著不同。有机肥处理在增加土壤有机质含量上具有更高的功能和效率。有机肥处理下的土壤具有高碳氮比，且具有较低的全氮含量，从而降低了 N 淋失的危害，减少环境污染。

物理性质方面，有机肥施用可以降低土壤容重，增加土壤孔隙度，疏松土壤。而且能够提高土壤含水量，增强土壤涵养水分能力，这与 M 处理中微生物多样性高、真菌比例高有直接关系。最低值与未施肥前的基础值间差异达到显著水平 ( $P < 0.05$ )，但是不同施肥处理下土壤容重与空隙度尚无明显的区别，这与施肥处理时间的长短有着重要关系。

2、有机肥部分或全部替代化肥可增加土壤微生物、尤其是真菌的含量，不仅本身提高了土壤质量，还提高土壤在雨季涝渍中抵抗土质损耗的能力；从而达到了稳定土壤生态环境的作用。这种试验设计和分析推论是以前的研究中鲜有涉及的。有机肥施用对土壤微生物群落的功能结构产生了显著的影响。在有机肥作用下，土壤微生物的多样性增多，PLFA 种类最大增多了约一倍，加大了土壤生物格局的复杂性。从菌落角度，革兰氏阴性菌、II 型甲烷营养及绿藻类微生物的种类明显增多，真菌与放线菌的比例加大——在有机肥处理的地上部还可看到大型真菌，有利于土壤团粒结构的改善和土壤有机质的储存，对作物生长有很高的营养支持作用。有机肥亦使微生物总量有显著提高，革兰氏阳性菌的生物量提升最大。

化肥对土壤微生物的生长没有积极作用，PLFA 种类数没有任何增长。以往很多研究称，化肥的施用造成土地营养偏失等(崔德杰等，2006)，从而会对微生物多样性造成危害。但是本研究暂时无此负面结论，只证明化肥无助于微生物种类的积累，可能的原因是本试验地区土壤使用化肥多年，微生物群落多样性已经降至很低，本试验的化肥处理很难对其造成进一步明显的影响。而 PLFA 鉴定出的化肥处理下的微生物大部分均为耐饿性较强的革兰氏阳性菌也佐证了这一点。

3、混合配施处理在产量等方面获得了较好的结果，证明有机无机配施具有很大的优势。主要原因如下：单纯施用有机肥，固然可以显著地改善土质、增强土壤肥力，但是由于碱解氮等能被植物迅速利用的元素浓度不及化肥，短时间内无法为植物提供迅速的供给。但是有机肥的施用增加了土壤微生物的生物量与多样性，微生物活动强度加大，而微生物具有很强的辅助功能，如多种类型的固氮微生物可以增加土壤中的氮源；一些微生物具有溶磷的功能(钟传青等，2005)；微生物产生的某些有机酸、荚膜多糖可以破坏钾长石的晶格，促进钾元素的释放(盛下放等，2002)。有机无机配施处理中，既有化肥提供的足够的速效营养元素，又有较丰富的微生物群落结构所提供的提高营养效率的能力，使得在作物的生产和品质上获得很高的受益。同时也降低了环境的污染、减少资源的消耗。

4、使用由废弃秸秆转化的牛粪堆肥替代化肥能够有效的减少环境中  $\text{CO}_2$  的排放，并能够高效利用秸秆，有机肥比例越大，这种积极作用越为明显。在本试验中， $\text{N}_m\text{M}_1$ 、 $\text{N}_m\text{M}_2$  和  $\text{M}_3$  个处理能够固定的  $\text{CO}_2$  当量随着有机肥比例的提高

而增加。但是，全化肥处理  $N_m$  不仅不能固定大气中的  $CO_2$ ，还向环境中释放大量的温室气体。虽然废弃秸秆在通过肉牛养殖得以转化过程以及堆肥管理过程中产生了一定的  $CH_4$ 、 $N_2O$  等温室气体，并且此两种温室气体的全球增温潜势明显高于  $CO_2$ ，仍不能抹杀废弃秸秆得到全面有效利用的过程对减排的有利影响。

## 参考文献

- A E Johnston, K W T Goulding, P R Poulton. Soil acidification during more than 100 years under permanent grassland and woodland at Rothamsted. *Soil Use and Management*, 1986, 2(1): 3-10
- A Koopmans. Biomass energy demand and supply for South and South-East Asia-assessing the resource base. *Biomass Bioenergy*, 2005, 28: 133-50
- A L Allen, F J Stevenson, L T Kurtz. Chemical distribution of residual fertilizer nitrogen in soil as revealed by nitrogen-15 studies. *Journal Environmental Quality*, 1973, 2: 120-124
- B Y Zhang, T L Chen. Effects of Long-term Uses of Chemical Fertilizers on Soil Quality. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(11): 182-187
- C D Evans, B Reynolds, A Jenkins, et al. Evidence that soil carbon pool determines susceptibility of semi-natural ecosystems to elevated nitrogen leaching. *Ecosystems*, 2006, 3: 453-462
- CEC. Inventory of California Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990 to 2002 Update. California Energy Commission. Air Resources Board, 2005
- C S Zhou, S X Tang, H L Jiang. In vitro fermentation characteristics of crop straws and their combined utilization. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(10): 1862-1867
- D A Bossio, K M Scow, N Gunapala, et al. Determinants of Soil Microbial Communities: Effects of Agricultural Management, Season, and Soil Type on Phospholipid Fatty Acid Profiles. *Microb. Ecol.*, 1998, 36(1): 1-12
- D A Bossio, K M Scow. Impacts of Carbon and Flooding on Soil Microbial Communities: Phospholipid Fatty Acid Profiles and Substrate Utilization Patterns. *Microb Ecol.*, 1998, 35(3): 265-278
- D C Coleman, C P P Reid, L Lisle. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agriculture system. *Australian Journal of Agriculture Research*, 1995, 46: 1459-1466
- D W Reeves. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil & Tillage Research*, 1997 (2): 131-167
- EPA. Holtkamp, J Hayano, D Irvine, A John, et al. Inventory of U.S. greenhouse gases and sinks:1996–2006. Environmental Protection Agency, 2006
- FAO. Bioenergy: a development option for agriculture and forestry in Asia and the Pacific. In: 28th



- FAO regional conference for Asia and the Pacific (APRC). Jakarta: Organization of the United Nations, 2006
- FAO. H Steinfeld, P Gerber, T Wassenaar, et al. Livestock's Long Shadow, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006
- FAO. Report of the 19th session of the committee on agriculture. In: 128th session. Rome: Organization of the United Nations, 2005
- F Streichsber. Utilization of chitin as sole carbon and nitrogen source by *Chromobacterium violaceum*. FEMS Microbiology Letters, 1986, 19(1): 129-132
- G Fischer, L Schrattenholzer. Global bioenergy potentials through 2050. Biomass Bioenergy, 2001, 20: 151-159
- G M Lovett, K C Weathers, M A Arthur. Control of nitrogen loss from forested watersheds by soil carbon: Nitrogen ratio and tree species composition. Ecosystems, 2002, 7: 712-718
- G T Austin. Shreve's Chemical Process Industries, Fifth Edition. USA: McGraw-Hill, Inc., 1984
- G W Xu, R H Chang, Cai J. Effect and influencing factor of crop residues into field. Tillage and Cultivation, 2005, 1: 6-9
- G W Yeates, R D Bardgett, R Cook, et al. Fauna land microbial diversity in three welsh grassland soils under conventional and organic management regimes. J. Appl. Ecol., 1997, 34: 453-470
- G X Zhao, Y P Zhang. Effect of different fertilization conditions and years on energy state and pyrolytic characteristics of soil humic acid. Acta Pedol Sin., 1995, 32 (3): 284-291
- H.G. 施莱杰. 普通微生物学(陆卫平、周德庆、郭杰炎等译). 复旦大学出版社, 1990.
- H Liu, G M Jiang, H Y Zhuang, K J Wang. Distribution, utilization structure and potential of biomass resources in rural China: With special references of crop residues. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2008, 12: 1402-1418
- H Sun, Y L Shi. Agricultural land use of China. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 2003
- H Shen, Z H Cao, Z H Xu. Effects of fertilization on different carbon fractions and carbon pool management index in soils. Acta Pedologica Sinica., 2000, 37: 166-173
- H Tiessen, E Cuevas, P Chacon. The role of soil organic-matter in sustaining soil fertility. Nature, 1994, 6500: 783-785
- H Yan, W H Zhong, Z P Li. Effects of long-term fertilization on phospholipids fatty acids and enzyme activities in paddy red soil. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(1): 71-75
- IPCC. 1996. Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Intergovernmental Panel on

- Climate Change, J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg, and K. Maskell. (eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom.
- IPCC. 2000. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. National Greenhouse Gas Inventories Programme, Intergovernmental Panel on Climate Change. Montreal. May 2000.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. The National Greenhouse Gas Inventories Programme, The Intergovernmental Panel on Climate Change, H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, et al. (eds.). Hayama, Kanagawa, Japan.
- J A Aitkenhead, W H McDowell. Soil C: N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales. *Global Biogeochemical Cycles*, 2000, 1: 127-138
- J Chang, D Y C Leung, C Z Wu, et al. A review on the energy production, consumption, and prospect of renewable energy in China. *Renew Sustain Energy Rev*, 2003, 7: 453-468
- J Erik, H Van, Z Gabriel, et al. Changes in Bacterial and Eukaryotic community structure after mass lysis of filamentous cyano bacteria associated with virus. *Appl Environ Microbiol*, 1999, 65: 795-801
- J H Zar. *Biostatistical Analysis*. 4th edn. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall, 1999
- J L McCarty, C O Justice, S Korontzi. Agricultural burning in the Southeastern United States detected by MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 2007, 108: 151-162
- K Haleh, L Lowell, Ashbaugh. Size distribution of poly cyclic aromatic hydrocarbon particulate emission factors from agricultural burning. *Atmospheric Environment*, 2007, 41: 2729-2739
- K Toyota, S Kuninaga. Comparison of soil microbial community between soils amended with or without farmyard manure. *Applied Soil Ecology*, 2006, 33: 39-48
- L Blake, A E Johnston, K W T Goulding. Mobilization of Aluminium in soil by acid deposition and its uptake by grass cut for hay a Chemical Time Bomb. *Soil use and Management*, 1994, 10: 51-55
- L Blake, K W T Goulding, C J B Mott, et al. Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station UK. *European Journal of Soil Science*, 1999, 50: 401-412
- L Zhang, W J Zhang, M G Xu, et al. Effects of long-term fertilization on change of labile organic carbon in three typical upland soils of China. *Scientia Agricultura Sinica.*, 2009, 42: 1646-1655
- M B Hocking. *Handbook of Chemical Technology and Pollution Control*, USA: Academic Press, 1998
- M C Mack, E A G Schuur, M S Bret-Harte, et al. Ecosystem carbon storage in arctic tundra reduced by

- long-term nutrient fertilization. *Nature*, 2004, 7007: 440-443
- M Kaiser, R H Ellerbrock. Functional characterization of soil organic matter fractions different in solubility originating from a long-term field experiment. *Geoderma*, 2005, 127 (2-4): 196-206
- M M Wander, S J Traina, B R Stinner, et al. The effects of organic and conventional management on biologically-active soil organic matter fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58: 1130-1139
- R Lal. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 2004, 123: 1-22.
- R Lal. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 2004, 304: 1623-1627.
- Rynk. Contained Composting System Review. *Biocycle*, 2000, 3: 30-36
- S C Bhattacharya, P A Salam, R Q Hu, et al. An assessment of the potential for non-plantation biomass resources in selected Asian countries for 2010. *Biomass Bioenergy*, 2005, 29: 153-66
- S C Wilkinson, J M Anderson. Spatial Patterns of Soil Microbial Communities in a Norway Spruce (*Picea abies*) Plantation. *Microb Ecol.*, 2001, 42(3): 248-255
- S Fontainea, C Henault. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(1): 86-96
- S Y Ryu, B G Kwon, Y J Kim, et al. Characteristics of biomass burning aerosol and its impact on regional air quality in the summer of 2003 at Gwangju, Korea. *Atmospheric Research*, 2007, 84: 362-373
- T X Liu, X E Ji. Effects of crop straw burning on soil organic matter and soil microbes. *Soils*, 2003, 35(4): 347-348
- W D Zhang, H C Song, W F Qian, et al. The actuality and development of biomass energy transfer technology in China. *Res Appl Energy Sources*, 2000, 68: 3-6
- W T Yu, X Chen, L Zhang. Changes of soil phosphorus pool under low input phosphorus fertilization system I. Soil total, organic and inorganic phosphorus pools. *Acta Pedol Sin.*, 1996, 33(4): 373-379
- X Z Liu, Z L Wang. Relationships between alcohol dehydrogenase activity and flooding tolerance in maize roots under water logging Stress. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 1991, 4: 3-7
- Y H Chen, Z H Li, T Shen. The actuality and development measure in using biomass energy in China. *Res Agric Mechanizes*, 2006, 1: 26-30
- Y H Zheng, Z F Li, S F Feng, et al. Biomass energy utilization in rural areas may contribute to

- alleviating energy crisis and global warming: A case study in a typical agro-village of Shandong, China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2010, 14: 3132–3139
- Z Bai, M Zhang, D Y Song, et al. Effect of long-term fertilization on microbial community in a Chinese arable Mollisol. *Journal of the Graduate School of the Chinese Academy of Sciences*, 2008, 25(4): 479-486
- Zhang, Z T Lei. General situation of biomass energy resources in China. *Commun For Chem.*, X Y 1997, 4: 20-27
- 迟继胜, 李杰, 黄丽芬等. 长期定位施肥对作物产量及土壤理化性质的影响. *辽宁农业科学*, 2006, (2): 20-23.
- 崔德杰, 刘永辉, 隋方功. 长期定位施肥对非石灰性潮土 K<sup>+</sup>解吸动力学的影响. *植物营养与肥料学报*, 2006, 12(2): 213-218
- 冯素飞, 蒋高明, 孔令杰等. 秸秆在肉牛饲养中的利用及其纤维表观消化率. *山东农业科学*, 2009, (6): 93-95, 110
- 龚伟, 胡庭兴. 川南天然常绿阔叶林人工更新后土壤团粒结构的分形特征. *植物生态学报*, 2007, 31(1): 56-65
- 郝学宁, 田种存. 化肥污染与环境保护. *青海农林科技*, 2000, (3): 40-41
- 黄国勤, 王兴祥. 施用化肥对农业生态环境的负面影响及对策. *生态环境*, 2004, 13(4): 656-660
- 姜汉桥. *植物生态学*. 高等教育出版社, 2004
- 巨晓棠, 刘学军, 张福锁. 长期施肥对土壤有机氮组成的影响. *中国农业科学*, 2004, 37(1): 87-91
- 李明哲. 农田化肥施用污染现状与对策. *河北农业科学*, 2009, 13 (5): 65-67
- 李彩虹, 李勇, 乌云塔娜等. 高浓度臭氧对大豆生长发育及产量的影响. *应用生态学报*, 2010, 21(9): 2347-2352
- 林大仪. *土壤学试验指导*, 北京:中国林业出版社, 2006
- 马东辉, 王月福. 施氮量和花后土壤含水量对小麦氮代谢特性和子粒蛋白质含量的影响. *植物营养与肥料学报*, 2008, 14(6): 1035-1041
- 马文奇, 张福锁, 张卫峰. 关乎我国资源、环境、粮食安全和可持续发展的化肥产业. *资源科学*, 2005, 27(3): 33-40
- 盛下放, 黄为一. 硅酸盐细菌 NBT 菌株解甲机理初探. *土壤学报*, 2002, 39(6): 863-871
- 王龙昌, 玉井理, 永田雅辉. 水分和盐分对土壤微生物活性的影响. *垦殖与稻作*, 1998, (03): 40-42
- 王慎强, 李欣, 徐富安等. 长期施用化肥与有机肥对潮土土壤物理性质的影响. *中国生态农业学*

## 参考文献

---

- 报, 2001, 9(2): 77-78
- 温铁军, 董筱丹, 石嫣. 中国农业发展方向的转变和政策导向: 基于国际比较研究的视角. 中国农业信息, 2011, 02: 05-10
- 许春霞, 吴守仁. 土有机氮的构成及其在施肥条件下的变化. 土壤通报, 1991, 22(2): 54-56
- 张桂兰, 宝德俊, 王英等. 长期施用化肥对作物产量和土壤性质的影响. 土壤通报, 1999, 30(2): 64-67
- 赵其国. 中国东部红壤地区土壤退化的时空变化、机理及调控. 北京: 科学出版社, 2002
- 钟传青, 黄为一. 不同种类解磷微生物的溶磷效果及其磷酸酶活性的变化. 土壤学报, 2005, 2: 286-290

## 致谢

三年时光转瞬即逝，回首走过的岁月，心中倍感充实，论文即将完成之时，感慨良多。在中科院植物所度过的人生宝贵的三年中，我不仅收获了学术能力和科研水平的提升，我身边的老师、同学和朋友们给予我的支持和帮助也是我这一生宝贵的财富。

首先，诚挚地感谢我的导师蒋高明研究员。蒋老师以严谨的治学之道、宽广仁厚的胸怀、积极乐观的生活态度，为我树立了学习的典范。蒋老师的耐心教导与开阔的思想带我进入了一个全新的领域，让我看到了一个完全不一样的世界。在攻读硕士的三年时光里，蒋老师不仅为我创造了优越的科研和学习环境，使我得以在科研生活中自由翱翔，同时在思想上、人生态度和意志品质方面给予我谆谆教诲，这些教益必将激励着我在今后的人生道路上奋勇向前。三年研究生生活是一段美好的回忆，因为我从事的是自己喜爱的事业，蒋老师在学习上的鼓励、试验上的支持和生活上的帮助，使我顺利完成了研究生阶段的学习，能有幸成为蒋老师的学生是我莫大的幸运。

此外，还要感谢植物生理生态研究组的刘美珍老师、郑延海老师以及于顺利老师，他们严谨的治学态度、广博的学识和正直的为人是我学习的榜样，研究组就像一个大家庭，刘老师、郑老师和于老师用他们的学术精神与人格魅力感染着这个家庭的每一个成员，感谢三位老师三年来给予我的关心、支持与照顾，他们的言传身教将让我终身受用。

感谢李彩虹师姐、李勇师兄、韦继光师兄在试验上给予我的无私的帮助和指导，他们开创性的研究拓展了我的学术视野，无数次的争论和探讨使我的研究工作有了长足的进展。感谢吴光磊师兄在试验条件上给予的莫大支持，帮助我顺利完成试验。

感谢我的试验搭档李霄对我的帮助与支持，他风趣幽默，不畏艰苦，持之以恒，让枯燥的科研生活平添许多乐趣与欢乐，我们互助协作，一起进步，共同成长。

感谢植物所的甄珍师姐，博文静、孟杰师妹，刘海涛师弟，山东农业大学的战丽杰、丁娜师妹，郭立月、曾祥伟、李占、唐海龙师弟等给予我莫大的关心、帮助与支持，与师兄师姐、师弟师妹们一起走过的日子里，充满了欢歌笑

## 致谢

---

语，写满了真情友爱，我们在试验上相互探讨，在生活中相互关心，课题组大家庭的欢乐温暖着每一个人，这都将成为我人生中无价的珍宝。

感谢定位站蒋高亮叔和周全艾婶对我试验条件方面的支持与帮助，我的试验的顺利进行离不开他们的无私奉献与关怀。

感谢张金龙师兄在试验和数据分析方面给予我的支持与帮助，感谢李慧等同学三年来对我的照顾与关心，同窗情长，相知相惜，朝夕相处的美好时光使我的心中充满感恩与珍惜。

衷心感谢答辩委员会的各位老师，百忙之中抽出时间来审阅论文，为我指点迷津，感谢出席答辩的各位专家。

需要特别感谢的是我的父母，他们对我的关心和支持、理解与帮助、精神上的鼓励，使我能全身心地投入到研究生的学习中。父母的养育之恩无以为报，他们是我十几年来求学路上的坚强后盾，在我面临人生选择与挫折的迷茫之际，为我排忧解难，他们对我无私的爱与照顾是我不断前进的动力，

最后，衷心感谢所有给予我关心和帮助的师长、同学、朋友和亲人们，祝你们幸福安康！

李静

2011 年 12 月 28 日

于中科院植物所

## 个人简历

### 【基本情况】

姓名：李静

性别：女

籍贯：山东省临沂市

出生日期：1986 年 1 月 18 日

### 【教育背景】

2004.9 ~ 2008.6 东北农业大学农学院农学专业获农学学士学位

2008.9 ~ 2012.1 中国科学院植物研究所生态学专业攻读硕士学位

### 【参加科研项目】

- 1、有机肥添加对土壤质量、作物产量及温室气体排放的影响研究,中科院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室植物生理生态学研究组
- 2、水稻超高产群体质量及调控技术研究,东北农业大学

### 【发表论文】

J Li, X Li, Y H Zheng, S F Feng, G M Jiang. Improvement of grain yield and reduction of green house gases emissions through replacing chemical fertilizer with cattle manure in a temperate farmland. Renewable & Sustainable Energy Reviews. 已投稿.