

不同蔬菜生产模式对日光温室土壤质量的影响

梁丽娜¹, 李季^{1*}, 杨合法², 解永利¹, 徐智¹, 张陇利¹

(1. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193; 2. 中国农业大学曲周试验站, 曲周 057250)

摘要: 有机农业作为常规农业的一种替代模式, 其对土壤及作物的影响研究逐渐受到学术界的关注。该文通过对日光温室有机、无公害和常规生产模式的比较试验, 分析有机生产模式对土壤养分、土壤微生物碳氮以及土壤酶活性的影响。结果表明, 经过6年的试验, 有机生产模式可显著提高土壤全碳、全氮含量以及土壤微生物量碳、氮含量, 并提高土壤主要酶的活性, 各项指标均表现为有机模式优于无公害模式优于常规模式。有机生产模式能够显著提高土壤质量, 有利于土壤的可持续利用。3种生产模式下夏茬番茄产量有机模式高于无公害模式高于常规模式, 且随着种植年限的增加有机模式秋茬作物产量呈增加趋势。

关键词: 温室, 土壤, 农业, 有机生产模式, 无公害生产模式, 质量

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2009.08.034

中图分类号: S345

文献标识码: A

文章编号: 1002-6819(2009)-8-0186-06

梁丽娜, 李季, 杨合法, 等. 不同蔬菜生产模式对日光温室土壤质量的影响[J]. 农业工程学报, 2009, 25(8): 186—191.
Liang Lina, Li Ji, Yang Hefa, et al. Effect of organic, low-input and conventional production model on soil quality in solar greenhouse vegetable growing system[J]. Transactions of the CSAE, 2009, 25(8): 186—191. (in Chinese with English abstract)

0 引言

近20年来, 中国蔬菜生产发展十分迅速, 2005年全国蔬菜播种面积达到1 772.1万 hm^2 , 总产量超过5.6亿 $\text{t}^{[1]}$, 出口额44.8亿美元, 占全国农产品出口额的16.2%^[2]。蔬菜生产已成为中国农业生产中颇具国际竞争力的主导产业^[3]。然而由于缺乏有效的政策引导和技术支撑, 蔬菜生产中过量投入(包括水肥、农药等)非常普遍, 有关蔬菜集约化产区过量施肥的报道越来越多^[3]。化肥的过量施用不仅使蔬菜产品中硝酸盐富集, 同时也导致蔬菜病虫害加剧, 间接引起农药施用量和农药残留增加, 造成蔬菜品质和土壤肥力的持续下降以及菜田土壤生态环境的退化^[4]。保护地蔬菜通过人为控制小气候实现常年生产, 由于具有较好的经济效益, 得到了迅速发展。然而这种高密度的生产引起投入品用量更大, 导致各类问题更为突出。蔬菜发展迫切需要建立可持续的替代技术及生产模式^[5]。

以建立和恢复农业生态系统的生物多样性和养分循环, 维持农业的可持续发展为核心的有机农业生产模式就是一种替代生产模式。自20世纪90年代以来, 有机农业在全球得到了快速发展, 目前世界上约有150个国家已经开始进行有机农业生产。在有机农业长期定位研

究方面, 瑞士从1978年开始在Therwil进行生物动力和生物有机肥与常规和不施肥比较的长期定位试验^[6], 德国1986年在Witzehausen农场启动有机农作研究试验^[7], 意大利也于1993年开展了有机与常规生产模式的比较试验^[8]等, 目前这些研究多在农田尺度上进行, 很少涉及集约化较高的温室菜地。

国内有机农业长期定位试验起步较晚, 研究主要集中在农田尺度的水分和养分循环方面, 在温室菜田进行有机农业以及土壤质量研究的报道很少。该文通过有机、无公害和常规3种蔬菜生产模式的长期比较试验, 探讨有机生产模式对土壤质量(土壤养分、土壤微生物、土壤酶活性)的影响, 为实现保护地土壤可持续利用提供理论和技术指导。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验于2002年3月开始在中国农业大学曲周实验站(36°52'N, 115°01'E)进行, 实验站位于河北省邯郸市曲周县北部, 属温带半湿润季风气候区, 光、热、水等气候资源比较丰富, 但受季风的强烈影响, 冬春寒冷干燥, 夏季温暖多雨, 属一年两熟种植区。年均降雨量604 mm。

长期定位试验已连续进行了6年, 主要种植作物为春季番茄(3—7月)和秋冬季黄瓜(9—1月)。试验采用的日光温室为拱圆式, 长60 m、宽7 m, 3个日光温室的总用地面积0.2 hm^2 。试验设3个处理, 常规处理管理参照当地主要生产模式, 无公害和有机处理施用氮素量同常规处理为同一水平(表1)。

1) 有机生产模式(ORG): 只采用有机肥(堆肥和鸡粪)及生物防治, 不使用任何化肥和化学农药。

2) 无公害生产模式(LOW): 以施用有机肥(堆肥

收稿时间: 2008-11-05 修订时间: 2009-05-09

基金项目: 北京市生态学重点学科(XK10019440); 北京都市农业学科群建设项目(XK100190553)

作者简介: 梁丽娜(1981—), 女, 山西晋城人, 博士研究生, 主要从事有机肥料长期实验的研究。北京 中国农业大学资源与环境学院, 100193。

Email: lianglinacau@163.com

*通信作者: 李季, 教授, 博士生导师。主要从事替代农业长期研究, 主要从事重点生态工程关键技术研究产业化等。北京 中国农业大学资源与环境学院, 100193。Email: lijij@cau.edu.cn

和鸡粪)为主,少量施用化肥;病虫害的防治以生物防治为主,严重时使用低毒低残留的化学农药进行防治。

3) 常规生产模式 (CON): 采用常规管理方式,施用少量干鸡粪。化肥的使用品种为尿素(含氮 46%)、磷酸二铵(含氮 14%、含磷 40%)等。病虫害的防治以化学防治为主。

表 1 有机、无公害和常规生产模式下养分投入、农药施用及灌溉情况

Table 1 Average input of nutrients, pesticides and irrigations under the three different farming systems

处 理	N /(kg·hm ⁻² ·a ⁻¹)	P ₂ O ₅ /(kg·hm ⁻² ·a ⁻¹)	K ₂ O /(kg·hm ⁻² ·a ⁻¹)	每年喷药次数 /次	施用量 /(kg·hm ⁻² ·a ⁻¹)	每年灌溉次数 /次	灌溉量 /(mm·a ⁻¹)
常规 (CON)	861.50	327.00	281.25	20	29.10	8	390
无公害 (LOW)	783.63	300.60	859.87	10	9.15	8	390
有机 (ORG)	889.75	387.19	1 282.24	0	0	8	390

表 2 试验前土壤基本化学性质

Table 2 Physical and chemical properties of soil before experiment

处理	有机质/(g·kg ⁻¹)	全氮/(g·kg ⁻¹)	全磷/(g·kg ⁻¹)	C/N	速效 K/(mg·kg ⁻¹)	碱解 N/(mg·kg ⁻¹)	速效 P/(mg·kg ⁻¹)
常规 (CON)	0~20 cm	18.93	1.36	2.22	7.92	212.83	128.38
	20~40 cm	8.75	0.74	1.08	6.70	135.28	47.66
无公害 (LOW)	0~20 cm	15.25	1.19	1.24	7.27	364.28	95.35
	20~40 cm	7.13	0.68	0.79	5.98	131.18	34.95
有机 (ORG)	0~20 cm	16.63	1.17	1.38	8.07	257.30	101.28
	20~40 cm	9.60	0.77	1.04	7.08	129.30	40.43

注: 供试土壤为改良后的盐化潮土, 试验地基础土壤肥力水平基本相同(原始土样取于 2002 年试验开始之前)。

1.2 取样及样品处理

2007 年 7 月第 10 茬春番茄收获后取样。3 种生产模式均分成 3 个小区, 土钻取样, 取样深度分别为 0~20 cm, 20~40 cm 位于植株行内并且距植株主根 10 cm 处。同一温室按 S 型选取 15 个点, 每相邻 5 个点为 1 混合样。新鲜土样去除植物残体、根系和可见的土壤动物(如蚯蚓)等, 过筛(2 mm), 在低温下(2~4℃)保存, 用于测定土壤生物学性质。部分样品室内自然风干, 用于测定物理化学性质。

1.3 土壤基本理化性状测定方法

全 N 测定采用半微量凯氏定氮法; 有机质测定采用重铬酸钾法(外加热法); 全 P 测定采用 HClO₄—H₂SO₄ 消煮, 钼锑抗比色法; 碱解 N 测定采用 NaOH 水解, 标准酸滴定法; 速效 K 测定采用 NH₄OAc 浸提, 火焰光度法; 速效 P 测定采用 NaHCO₃ 浸提, 钼锑抗比色法; pH 测定用酸度计法^[9-10]。

1.4 土壤酶活性及微生物量测定

芳基酰胺酶的测定参照 Acosta-Martinez 和 Tabatabai 的方法^[11], 荧光素二乙酸酯酶(FDA)测定参照 Green 的方法^[12], 蛋白酶和脱氢酶测定参照吴金水的方法^[13], β-葡糖苷酶测定参照 Eivazi 的方法^[14]。采用氯仿熏蒸-K₂SO₄ 提取法测定土壤微生物量碳、氮, 微生物量碳用重铬酸钾氧化法测定, 微生物量碳(MBC)=EC/KC, EC 表示未熏蒸与熏蒸对照土壤的浸取有机碳的差值, KC 为转换系数, 取值 0.38。微生物量氮用凯氏定氮法测定。微生物量氮(MBN)=EN/KN, EN 为熏蒸与未熏蒸对照土壤矿质态氮的差值, KN 为转换系数, 取值 0.45^[13]。

1.5 产量测定

作物收获时, 在每个小区内设定 2 行为测产区, 对

每次采摘果实的质量进行称量和记录。

1.6 统计分析方法

数据经过 Microsoft Excel(Office XP)程序进行整理, 数据变异性及方差分析使用 SPSS v. 10.0 (SPSS, Chicago, USA)程序进行处理, 不同处理之间多重比较采用 Duncan 新复极差法。绘图由 Excel2003 完成。

2 结果与分析

2.1 不同生产模式对土壤碳氮含量的影响

土壤肥力的提高和保持是土壤质量的一个重要方面。经过 6 年的比较试验, 3 种生产模式下土壤主要碳氮指标发生了明显的变化(见表 3):

1) 0~20 cm 有机生产模式下土壤全氮和有机质质量分数显著高于无公害生产模式, 无公害生产模式显著高于常规生产模式。20~40 cm 有机生产模式土壤全氮和有机质质量分数显著高于无公害处理和常规处理, 无公害生产模式和常规生产模式间无显著差异。试验表明, 随着有机肥施用量的增加, 土壤全氮和有机质质量分数表现出增加的趋势, 与前人研究结果一致^[15-17]。

2) C/N 比在 0~20 cm 和 20~40 cm 均表现为有机处理高于无公害处理, 而无公害处理高于常规处理, 但无显著性差异。Birkhofer 等^[18]有类似的研究结果。

3) 0~20 cm 碱解氮、速效钾和速效磷质量分数均以有机生产模式为最高, 无公害生产模式次之, 常规生产模式最低, 差异显著; 20~40 cm 3 种模式下碱解氮、速效钾和速效磷质量分数的变化规律与 0~20 cm 土层相似, 均是有机生产模式的最高, 常规生产模式的最低, 这与刘畅等^[19]、李季等^[20]研究结果相同。

表3 有机、无公害和常规模式下土壤化学指标
Table 3 Soil nutrient indicators of organic, low-input and conventional farming systems

深度(cm)	处理	全氮/(g·kg ⁻¹)	有机质/(g·kg ⁻¹)	C/N	碱解氮/(mg·kg ⁻¹)	速效钾/(mg·kg ⁻¹)	速效磷/(mg·kg ⁻¹)
0~20	常规 (CON)	1.36±0.11c	19.71±1.05c	8.25±0.51a	132.41±5.12c	457.30±18.87c	119.17±4.81c
	无公害 (LOW)	1.93±0.09b	34.00±2.23b	10.06±1.10a	154.68±5.73b	516.33±21.82b	187.33±7.24b
	有机 (ORG)	3.17±0.31a	59.82±2.56a	10.72±1.29a	250.50±9.53a	735.37±30.77a	285.50±11.26a
20~40	常规 (CON)	0.51±0.09b	10.08±0.42b	11.00±3.63a	78.19±3.64b	252.43±9.62c	50.20±2.26c
	无公害 (LOW)	0.49±0.03b	11.76±0.51b	13.32±4.94a	82.99±3.82b	391.50±15.58b	77.75±3.09b
	有机 (ORG)	1.17±0.07a	30.99±2.39a	14.72±1.76a	110.72±4.54a	504.13±19.21a	121.00±5.81a

注：平均值±标准差， $P<0.05$ ，下同。

2.2 不同生产模式对土壤微生物碳氮的影响

土壤微生物生物量是指土壤中个体体积小于 $5000\ \mu\text{m}^3$ 的活微生物总量，既是土壤有机质和土壤养分转化与循环的动力，又可作为土壤中植物有效养分的储备库^[21]。长期不同生产模式下土壤微生物量碳氮（MBC、MBN）的质量分数中（见表4），0~20 cm和20~40 cm土壤有相似规律，均为有机处理土壤MBC、MBN显著高于无公害处理，无公害处理显著高于常规处理。试验表明有机肥的施用不但增加了土壤养分，同时也为微生物提供了充足的碳源，使有机模式下土壤微生物碳氮量明显高于常规模式。

土壤微生物量碳氮比（MBC/MBN）受到气候条件和土壤利用管理方式的影响。表4中，0~20 cm和20~40 cm土壤均为有机模式显著高于无公害模式，无公害模式显著高于常规模式。试验表明随着有机肥施用量增加，土壤微生物量碳氮比（MBC/MBN）呈现增加的趋势。这与Birkhofer等^[18]的试验中常规和有机生产模式的研究结

果不太一致，其结论是有机生产模式的微生物量碳氮比（平均5.77）较常规生产模式（平均7.93）的低，这种差别可能是由于本试验为蔬菜种植较Birkhofer等试验的大田作物对土壤氮素吸收量大所导致，此外可能同土壤性质、施肥管理等因素也有一定关系。

土壤微生物量碳（MBC）占土壤有机碳（TOC）含量的百分比称为微生物商，可作为土壤质量提高或降低的早期警示指标^[22]。由表4可以看出，不同种植模式下土壤微生物商的范围介于1.02%~1.34%之间，与前人研究结果土壤中微生物生物量碳占土壤有机碳的1%~5%相符^[23]。0~20 cm和20~40 cm，3种模式的土壤微生物商均无显著性差异。有机模式20~40 cm土层的土壤微生物商值较常规模式和无公害模式低，这与Birkhofer等^[18]和Sara等^[8]的研究结果不太一致，其结论是有机生产模式的微生物商较常规生产模式的高，可能是因为本试验中有机模式肥料投入水平较高，明显增加了土壤有机碳库总量。

表4 有机、无公害和常规生产模式下土壤微生物量碳氮变化

Table 4 Variations of contents of soil microbial biomass C and N under organic, low-input and conventional farming systems

深度/cm	处理	微生物生物量氮/(mg·kg ⁻¹)	微生物生物量碳/(mg·kg ⁻¹)	微生物量碳氮比(MBC/MBN)	微生物商(MBC/TOC)
0~20	常规 (CON)	22.39±0.35c	117.18±0.98c	5.23±0.04c	1.03±0.10a
	无公害 (LOW)	29.19±0.31b	199.84±4.28b	6.85±0.08b	1.02±0.09a
	有机 (ORG)	49.05±1.07a	364.33±10.78a	7.43±0.11a	1.07±0.18a
20~40	常规 (CON)	8.67±0.19b	68.40±1.85c	7.89±0.08c	1.34±0.64a
	无公害 (LOW)	9.49±0.25b	80.34±2.81b	8.47±0.26b	1.33±0.54a
	有机 (ORG)	13.73±0.50a	182.23±4.13a	13.28±0.27a	1.03±0.17a

2.3 不同生产模式对土壤主要酶活性的影响

土壤酶来自微生物、植物和动物的活体或残体，通过催化土壤中的生化反应发挥重要作用。土壤酶的活性是土壤生物活性和土壤肥力的重要指标^[24-25]。

FDA水解酶是一种非常有益的土壤全部微生物活性的指示物^[26]。FDA酶活性与一些被认为最能精确反映微生物生物量如ATP含量及细胞密度的测定指标有很好的相关性，常用来表征微生物生物量^[27]。0~20 cm和20~40 cm土层，土壤中FDA水解酶活性（图1）有机模式显著高于无公害模式，无公害模式显著高于常规模式。0~20 cm有机模式和无公害模式分别较常规模式高95.6%和25.8%，20~40 cm有机模式和无公害模式分别较常规模式高93.5%和43.5%。

脱氢酶是土壤中的主要酶类之一，能够用于简单的毒性检测，以及作为重金属污染监测的指示物，其活性可以看作是土壤微生物活性和功能多样性的重要指标^[25]。0~20 cm土层中脱氢酶的活性，有机模式显著高于无公害模式，无公害模式显著高于常规模式，20~40 cm土层中有机模式显著高于无公害模式和常规模式，无公害模式和常规模式间没有显著差异。0~20 cm土层中脱氢酶活性有机模式和无公害模式分别较常规模式高117.2%和87.9%，20~40 cm土层中有机模式和无公害模式分别较常规模式高44.0%和14.1%。

蛋白酶由于微生物活动、植物根系分泌和动植物残体的分解而富集起来，成为土壤中的一种重要胞外酶，蛋白酶能促进土壤有机化合物（蛋白质）水解成肽，然

后释出氨，供植物吸收利用，土壤蛋白酶活性与土壤肥力的关系密切，可以反映土壤的环境质量状况^[13]。图 1 表明，0~20 cm 和 20~40 cm 土层中蛋白酶活性有机模式显著高于无公害模式，无公害模式显著高于常规模式。0~20 cm 有机模式和无公害模式分别较常规模式高 114.0%和 50.6%，20~40 cm 有机模式和无公害模式分别较常规模式高 74.1%和 66.0%。

芳基酰胺酶作用是将缩氨酸、氨基化合物或芳基化物的氮末端的氨基酸水解下来，可能在土壤中有有机氮矿化的最初限制步骤上起了很重要的作用^[11,28]，同土壤氮素循环密切相关。0~20 cm 和 20~40 cm 土层中芳基酰胺酶活性（图 1）有机模式显著高于无公害模式，无公害模式显著高于常规模式。0~20 cm 土层中芳基酰胺酶活性有机模式和无公害模式分别较常规模式高 63.2 %和 44.1%，20~40 cm 有机模式和无公害模式分别较常规模

式高 67.1%和 34.9%。

β -1,4-葡萄糖苷水解酶，是微生物将纤维素分解为葡萄糖的限制酶，微生物、植物及动物体中都能检测到该酶，土壤中该酶的活性和有机质质量分数呈显著正相关^[14]。图 1 中，0~20 cm 和 20~40 cm 土层中 β -1,4-葡萄糖苷水解酶活性有机模式显著高于无公害模式，无公害模式显著高于常规模式。0~20 cm 土层中 β -1,4-葡萄糖苷水解酶活性有机模式和无公害模式分别较常规模式高 74.0%和 52.3%，20~40 cm 有机模式和无公害模式分别较常规模式高 217.3%和 62.4%。

除 20~40 cm 土层中土壤脱氢酶活性常规模式与无公害模式没有显著差异外，0~20 cm 和 20~40 cm 土层中，5 种土壤酶活性均表现为有机模式显著高于无公害模式，无公害模式显著高于常规模式。试验表明，长期施用有机肥能够明显提高土壤酶活性。

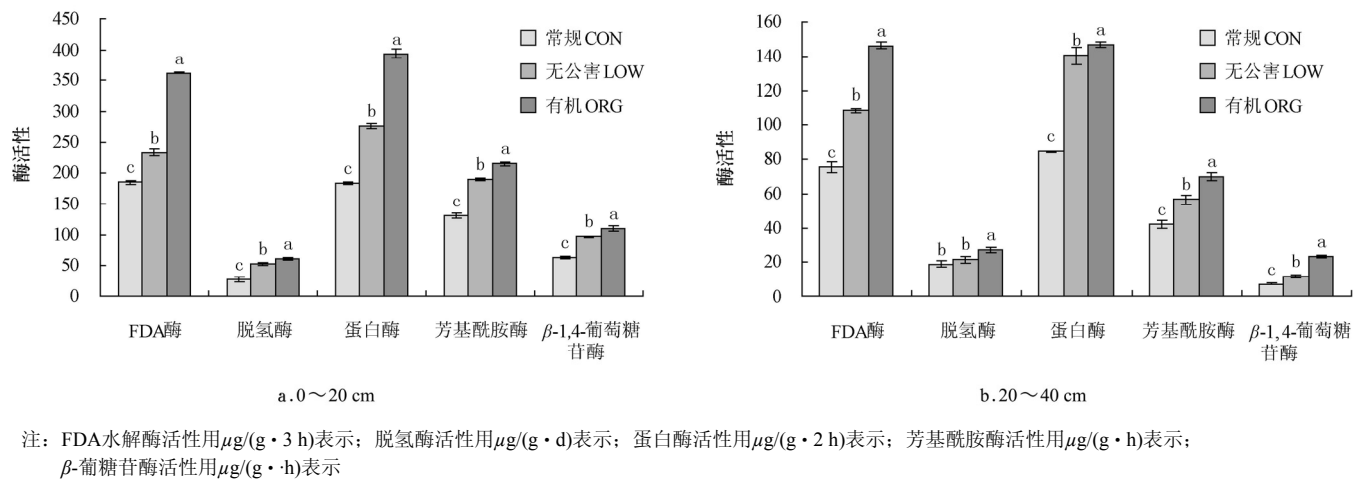


图 1 有机、无公害和常规生产模式下土壤酶活性

Fig.1 Five enzyme activities of organic, low-input and conventional farming systems

2.4 不同生产模式对作物产量的影响

表 5 中，2005 年有机处理番茄产量显著高于常规处理，常规处理高于无公害处理，2006 年有机处理和常规

处理显著高于无公害处理，其余年度各个处理间没有显著差异。有机、常规和无公害处理 2003—2008 年度平均产量依次为 78 605.1、73 782.7 和 72 909.4 kg/hm²。

Table 5 Variations of spring tomato yields of organic, low-input and conventional farming systems								kg/hm ²
处 理	2003 年	2004 年	2005 年	2006 年	2007 年	2008 年	2003-2008 年平均产量	
常规 (CON)	81 361.7a	83 020.8a	60 273.4b	45 985.6b	86 325.9a	85 728.7a	73 782.7	
无公害 (LOW)	78 672.8a	80 124.7a	58 315.3b	52 070.0a	82 697.6a	85 576.1a	72 909.4	
有机 (ORG)	88 479.8a	88 881.3a	68 506.9a	53 203.7a	86 161.1a	86 398.0a	78 605.1	

Table 6 Variations of crop yields of organic, low-input and conventional farming systems in autumn								kg/hm ²
处理	2002 年	2003 年	2004 年	2005 年	2006 年	2007 年	2008 年	
常规 (CON)	7 812.0b	—	17 258.9a	25 134.3b	83 983.2b	29 631.6b	43 535.5a	
无公害 (LOW)	9 100.0a	—	18 431.2a	28 384.6a	85 508.0b	32 608.6a	44 002.2a	
有机 (ORG)	3 584.0c	—	16 547.0a	27 862.2a	89 620.6a	31 533.8ab	46 602.3a	

注：2003 年秋季由于黄瓜遭受冻害无产量，2002 年、2004 年、2005 年、2007 年秋季种植黄瓜，2006 年秋季种植芹菜，2008 年秋季种植小茴香。

有机模式秋茬作物 2002—2004 年产量较低，原因是遭受低温和连阴天，导致黄瓜遭受冻害和严重病虫害，从而影响了产量，有机模式受到的影响最为严重。2005 年之后有机模式的产量较稳定，2006 年与无公害和常规

模式的产量达到 0.05 水平上显著差异, 2008 年小茴香产量为有机模式>无公害模式>常规模式。

3 结 论

1) 长期实验表明, 有机生产模式较无公害和常规生产模式显著提高了土壤养分和土壤微生物量碳氮的含量, 增强了 FDA 等酶的活性, 有利于土壤的可持续利用。

2) 3 种生产模式下夏茬番茄产量无显著差异, 平均产量有机模式产量高于常规模式, 常规模式高于无公害模式; 秋茬作物随着种植年限增加, 有机模式作物产量呈增加趋势。

参 考 文 献

- [1] 国家统计局. 2008 年中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2008.
- [2] 张学杰, 王金玉, 方智远. 我国蔬菜加工产业发展现状[J]. 中国蔬菜, 2007, (4): 1—4.
- [3] 朱兆良, David Norse, 孙波. 中国农业面源污染控制对策[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006: 1—19.
- [4] 马文奇, 毛达如, 张福锁. 山东大棚蔬菜施肥中存在的问题及对策[M]//李晓林, 张福锁, 米国华. 平衡施肥与可持续优质蔬菜生产. 北京: 中国农业大学出版社, 2000: 41—47.
- [5] 席运官. 中国有机蔬菜, 怎么样和怎么办? (下)[J]. 蔬菜, 2006, (2): 1—3.
- [6] Mäder P, Fließbach A, Dubois D, et al. Soil fertility and biodiversity in organic farming[J]. Science, 2002, 296: 1694—1697.
- [7] Eltiti A, Lands H. Soil fauna in sustainable agriculture results of an integrated farming system at Lautenbach, F, R, G[M]// Edwards CA, et al. House Sustainable Agriculture Systems. Soil and Water Conservation Society. Ankeny, Iowa, 1989: 265—286.
- [8] Sara M, Roberto M, Enio C, et al. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy[J]. Ecological Indicators, 2006, 6: 701—711.
- [9] 鲍士旦主编. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [10] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社出版, 2000.
- [11] Acosta-Martinez V, Tabatabai M A. Arylamidase activity of soils[J]. Soil Sci Soc, 2000, 64: 215—221.
- [12] Green VS, Stott D E, Diack M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: optimization for soil samples[J]. Soil Biol Biochem, 2006, 38: 693—701.
- [13] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006.
- [14] Eivazi F, Tabatabai M A. Glucosidases and galactosidases in soils[J]. Soil Biol Biochem, 1988, 20, 601—606.
- [15] 古巧珍, 杨学云, 孙本华, 等. 长期定位施肥对耕地耕层土壤养分和土地生产力的影响[J]. 西北农业学报, 2004, 13(3): 121—125.
- [16] 曾玲玲, 刘德福, 洪音, 等. 长期定点施肥对土壤养分及作物产量的影响[J]. 黑龙江八一农垦大学学报, 2007, 19(4): 22—26.
- [17] 张夫道. 长期施肥条件下土壤养分的动态和平衡—II. 对土壤氮的有效性和腐殖质氮组成的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 1996, 2(1): 39—48.
- [18] Zhang Fudao. Dynamic and balance of soil nutrients under long-term fertilization conditions II. Effect on N availability and composition of humus N[J]. Plant Nutrition and Fertilizing Science, 1996, 2(1): 39—48. (in Chinese with English abstract)
- [19] Birkhofer K, Bezemer T M, Bloem J, et al. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2008: 1—12.
- [20] 刘畅, 李季, 杨合法. 有机、无公害与常规蔬菜生产模式土壤及植株性状比较研究初报[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(2): 191—194.
- [21] Liu Chang, Li Ji, Yang Hefa. Comparison of soil and plant characteristics in organic, integrated and conventional cultivation patterns of vegetable (production.) [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2006, 14(2): 191—194. (in Chinese with English abstract)
- [22] 李季, 苏芳, 刘文国, 等. 日光温室无污染蔬菜生产定位试验研究[J]. 中国生态农业学报, 2002, 10(3): 123—125.
- [23] Li Ji, Su Fang, Liu Wenguo, et al. Analysis on the long-term experiment and effects of no-polluted greenhouse vegetable production[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2002, 10(3): 123—125. (in Chinese with English abstract)
- [24] 徐阳春, 沈其荣, 冉炜. 长期免耕与施用有机肥对土壤微生物生物量碳、氮、磷的影响[J]. 土壤学报, 2002, 39(1): 89—96.
- [25] Xu Yangchun, Shen Qirong, Ran Wei. Effects of zero-tillage and application of manure on soil microbial biomass C, N and P after sixteen years of cropping[J]. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(1): 89—96. (in Chinese with English abstract)
- [26] Powlson D S. The soil microbial biomass: before, beyond and back[M]// Ritz K. Beyond the biomass. Wiley, Chichester, 1994: 3—20.
- [27] Jenkinson D S, Ladd J N. Microbial biomass in soil, measurement and turnover. Soil biochemistry[M]. Marcel Dekker, Inc., New York, 1981, 5: 415—471.
- [28] Schloter M, Dilly O, Munch J C. Indicators for evaluating soil quality[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2003, 98: 255—262.
- [29] Chander K, Brookes P C. Is the dehydrogenase assay invalid as a method to estimate microbial activity in copper-

Gu Qiaozhen, Yang Xueyun, Sun Benhua, et al. Effects of

- contaminated soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1991, 23: 909—915.
- [26] Schnurer J, Rosswall T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter[J]. *Appl Environ Microbiol*, 1982, 6: 1256—1261.
- [27] 王校常, 陆琴, 李腊梅, 等. 太湖地区典型水稻土 FDA 水解酶活性的剖面分布特征[J]. *植物营养与肥料学报*, 2006, 12(6): 834—839.
- Wang Xiaochang, Lu Qin, Li Lamei, et al. The profile distribution of FDA hydrolysis in paddy soils in Taihu region[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2006, 12(6): 834—839. (in Chinese with English abstract)
- [28] Dodor D E, Tabatabai M A. Effects of cropping systems and microbial biomass on arylamidase activity in soils[J]. *Biol Fertil Soils*, 2002, 35: 253—261.

Effect of organic, low-input and conventional production model on soil quality in solar greenhouse vegetable growing system

Liang Lina¹, Li Ji^{1*}, Yang Hefa², Xie Yongli¹, Xu Zhi¹, Zhang Longli¹

(1. College of Resources and Environmental Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China;

2. Quzhou Experimental Station, China Agricultural University, Quzhou 057250, China)

Abstract: There has been increased scientific interest in the organic farming system which is one alternative to conventional agriculture. A long-term greenhouse soil of organic, low-input and conventional farming systems was studied, contrast analyses of the effects of organic farming system on soil nutrients, soil microbial biomass carbon and nitrogen and soil enzyme activities were made. The results showed after six-year experiments, the application of organic farming system could significantly increase soil total carbon and nitrogen content, and soil microbial biomass carbon and nitrogen content. The soil enzyme activities were improved. The performance indicators were organic system > low-input system > conventional system. The application of organic farming system could significantly improve soil quality and be conducive to the sustainable use of soil. The order of the yields of summer tomatoes was organic system > low-input system > conventional system. The autumn crop yields of organic system increased with planting years.

Key words: greenhouses, soils, agriculture, organic farming system, low-input farming system, quality