



中国生态农业学报(中英文)  
*Chinese Journal of Eco-Agriculture*  
ISSN 2096-6237, CN 13-1432/S

## 《中国生态农业学报(中英文)》网络首发论文

题目: 京郊有机作物种植的经济效益与环境影响  
作者: 乔玉辉, 李强, 甄华杨, 冯旭, 张宝贵  
收稿日期: 2024-04-16  
网络首发日期: 2024-06-28  
引用格式: 乔玉辉, 李强, 甄华杨, 冯旭, 张宝贵. 京郊有机作物种植的经济效益与环境影响[J/OL]. 中国生态农业学报(中英文).  
<https://link.cnki.net/urlid/13.1432.S.20240626.1858.003>



**网络首发:** 在编辑部工作流程中, 稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定, 且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式(包括网络呈现版式)排版后的稿件, 可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定; 学术研究成果具有创新性、科学性和先进性, 符合编辑部对刊文的录用要求, 不存在学术不端行为及其他侵权行为; 稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准, 正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性, 录用定稿一经发布, 不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

**出版确认:** 纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司签约, 在《中国学术期刊(网络版)》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版, 以单篇或整期出版形式, 在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊(网络版)》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物(ISSN 2096-4188, CN 11-6037/Z), 所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

DOI: 10.12357/cjea.20240198

乔玉辉, 李强, 甄华杨, 冯旭, 张宝贵. 京郊有机作物种植的经济效益与环境影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2024, DOI: 10.12357/cjea.20240198  
QIAO Y H, LI Q, ZHEN H Y, FENG X, ZHANG B G. Economic benefits and environment impacts of organic cropping in Beijing suburb area[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2024, DOI: 10.12357/cjea.20240198

## 京郊有机作物种植的经济效益与环境影响\*

乔玉辉<sup>1</sup>, 李强<sup>2,3</sup>, 甄华杨<sup>1,4</sup>, 冯旭<sup>1</sup>, 张宝贵<sup>2</sup>

(1. 中国农业大学资源与环境学院 北京 100193; 2. 中国农业大学土地科学与技术学院 北京 100193; 3. 中原食品实验室 漯河 462000; 4. 丹麦奥胡斯大学农业生态系 丹麦 Tjele 8830)

**摘要:** 随着城市居民对食品安全和环境保护的日益关注, 都市型有机种植业近年来得到了快速发展。明确都市型有机种植业发展现状、经济效益和环境影响, 对有机种植业可持续发展具有重要意义。本研究以北京市有机种植业(有机水果、蔬菜、薯类及薯芋类、坚果和谷物)为研究对象, 基于农场调研数据, 采用成本效益分析和生命周期评价(LCA)方法, 分别分析了有机作物生产的经济效益及其环境影响。本研究表明, 相比常规种植, 5种作物的有机种植减少了环境影响, 但是也降低了农作物的产量。由于有机生产较高的成本投入, 尽管有机种植增加了作物的利润, 但是其成本利润率却低于其对应的常规对照。不同作物之间的经济与环境表现存在着较大的差异。相比常规种植, 有机种植减少环境影响(LCA综合指数), 各作物的减少幅度依次为薯类及薯芋类>坚果>蔬菜>水果>蔬菜。考虑到粮食安全(常规种植与有机种植的产量差), 消费者的负担能力(常规种植与有机种植的价格差)以及有机生产减少环境影响的幅度(LCA综合指数), 政府应对有机薯类及薯芋类作物生产加大补贴力度。相比于其他发达地区, 北京市的有机种植业发展规模仍处于较低水平, 北京市政府应当进一步采取政策措施鼓励有机农业的发展。本研究可为北京市针对有机农业制定生态补偿标准提供数据支持和依据。

**关键词:** 有机农业; 都市农业; 生命周期评价; 环境影响; 经济效益

**中图分类号:** S345

## Economic benefits and environment impacts of organic cropping in Beijing suburb area\*

QIAO Yuhui<sup>1</sup>, LI Qiang<sup>2,3</sup>, ZHEN Huayang<sup>1,4</sup>, FENG Xu<sup>1</sup>, ZHANG Baogui<sup>2</sup>

(1. College of Resources and Environment, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 3. Zhongyuan Food Laboratory, Luohe 462000, China; 4. Department of Agroecology, Aarhus University, Tjele 8830, Denmark)

**Abstract:** With the increasing concern of urban residents for food safety and environmental protection, urban organic farming industry has developed rapidly in recent years. It is of great significance to clarify the development status, economic benefits and environmental impact of urban organic planting industry for the sustainable development of organic planting industry. In this study, we analyzed the economic benefits and environmental impacts of organic crop production based on farm survey data, cost-benefit analysis and life cycle assessment (LCA) based on farm survey data. This study showed that organic cultivation of five crops reduced environmental impact but also reduced crop yields compared to conventional crops. Due to the higher cost input of organic production, although organic cultivation increases the profitability of crops, its cost-to-profit ratio is lower than that of the corresponding conventional control. There are significant differences in the economic and environmental performance of different crops. Compared with conventional planting, organic cultivation reduced the environmental impact (LCA integrated index), and its decrease of different crops was potatoes and tubers > nuts > vegetables > fruits > vegetables. Taking into account food security (yield differences), consumer affordability (price differentials) and its reduces of environmental impact (LCA composite index), governments should increase subsidies for the production of organic potatoes and potato crops. Compared with other developed countries and regions, the scale of organic planting development in Beijing is still at a low level, and the Beijing Municipal Government should take further measures to

\* 北京市社会科学基金项目(21JJB04)资助  
乔玉辉, 主要研究方向为有机农业与生态农业。E-mail: qiaoyh@cau.edu.cn  
收稿日期: 2024-04-16 接受日期: 2024-06-02  
\* This study was supported by the Social Science Foundation of Beijing (21JJB04).  
Corresponding author: QIAO Yuhui, E-mail: qiaoyh@cau.edu.cn  
Received Apr. 16, 2024; accepted Jun. 2, 2024

encourage the development of organic agriculture. This study provides data support and basis for the formulation of ecological compensation standards for organic agriculture in Beijing.

**Keywords:** Organic agriculture; Urban agriculture; Life cycle assessment; Environmental impacts; Economic benefits

近年来, 环境污染、食品安全问题频发, 引发人们对健康和农业可持续性的日益关注。有机农业不仅可以减少农药和化肥的使用, 还可以提供更加健康和可持续的食品选择<sup>[1-2]</sup>, 这促使了全球范围内对有机农业的高度兴趣。1999—2021 年, 世界有机农业面积从 1100 万  $\text{hm}^2$  增加至 7640 万  $\text{hm}^2$ , 占总农业用地的 1.6%<sup>[3]</sup>。在全球有机农业发展的影响下, 中国有机农业产业也迎来了前所未有的发展机遇<sup>[4]</sup>。

有机农业在产量、经济和环境方面的表现影响着农业政策制定者是否支持有机农业发展、农民是否从事有机生产以及消费者是否购买有机产品。探明有机农业在这几方面的表现可以为有机农业的发展提供依据。尽管已经有研究表明, 在全球尺度下相比常规农业有机农业的产量会更低(13%~34%), 但是在不同作物和区域之间都存在着很大的不确定性<sup>[5]</sup>。因此对有机农业产量的评估应该基于具体的地点和作物, 这样评估结果才会有更大的实践意义。从经济维度来看, 已有研究显示有机农场的平均劳动力成本比常规农场高出 20%<sup>[6]</sup>。Zhen 等<sup>[7]</sup>的研究发现, 北京市有机设施蔬菜使用有机肥成本是常规设施蔬菜的 2.6 倍, 而生物农药使用的成本增加至 3.3 倍。在一些情况下, 有机种植需要建立绿篱、缓冲带生态基础设施, 这也直接增加了生产成本<sup>[8]</sup>。通过经济效益评估揭示有机生产的成本构成, 明确有机与常规农业的成本利润差异, 将有助于促进有机农业的可持续性发展及经济效益提升, 同时为政府对有机农业进行生态补偿提供基础数据。

生命周期评价(LCA)方法常被用来评估有机和常规农产品的环境影响, 总体来看, LCA 结果表明有机农业由于不使用化学合成的投入品, 从而减少了对环境的影响<sup>[9]</sup>。但是不同作物间的环境影响程度差异仍然很大, 因此有必要在同一区域内探索不同作物类型的环境影响, 以便为政策制定者制定相关生态补偿标准提供参考。

首都北京拥有丰富的农业资源和庞大的有机产品消费群体。都市型有机农业以其高效的土地利用和可持续性的生产方式而备受瞩目<sup>[10]</sup>。发展都市型有机农业不仅可以引导当地可持续的农业生产和消费, 还可通过辐射作用带动其他区域农业的可持续发展。本研究以京郊有机农业为研究对象, 通过调研数据分析其在产量、经济和环境维度的表现, 并探讨其未来发展的潜力。旨在为北京市促进农业供给侧结构性改革和有机农业的可持续发展提供科学建议。

## 1 材料与方法

### 1.1 调研方案及数据获取

本研究通过“中国食品农产品认证信息系统”获取 2021 年北京市有机种植数据, 包括生产面积、产量、有机认证数量以及各区域的分布情况等。选取有机蔬菜、有机水果、有机谷物、有机坚果、有机薯类及薯芋类等 5 类主要种植作物进行农场经济效益调研。采取有机和常规相互对应且就近对比的原则, 每种作物按照该作物有机企业总数量 30%的比例进行抽样调研, 总计调研有机农场 78 家, 相应的常规农场 78 家(图 1), 调研有机企业数量占北京市全部有机认证企业数量的 45%。其中, 有机和常规蔬菜农场各 28 家, 有机和常规水果农场各 32 家, 有机和常规谷物农场各 6 家, 有机和常规坚果农场各 8 家, 有机和常规薯类及薯芋类农场各 4 家。调研采用入户面对面访谈的形式开展。

具体农场筛选要求为: 1)有机农场认证及经营年限均在 5 年以上; 2)有机种植认证面积在 1  $\text{hm}^2$  以上且具有经营资质的农场; 3)常规农场为 5 km 范围内与有机农场种植作物、经营方式类似的农场。问卷内容主要涉及: 农场基本情况, 包括种植面积、认证类型与时间、经营方式等; 作物生产情况, 包括生产面积、产量、销售比例与价格等; 农资投入情况, 包括肥料产地与用量、农药类型及用量、田间油耗与灌水量等; 农事管理情况, 包括水肥管理方式和时间、生态农业措施采用情况、农机类型等; 农业废弃物处理情况, 包括秸秆残茬和农膜等的处理; 经济投入与产出情况, 包括人工成本、农资成本、土地租金、水电投入、文化旅游收入、农业补贴等。



图 1 研究区域与样本分布示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the study area and sample distribution

### 1.2 经济效益分析

农场的经济成本指可以用货币计量的显性成本，考虑到进行可持续性评估的目的，本研究尽可能全面涵盖农场生产的各项成本，并将成本分为可变成成本(雇工、肥料、种子、农药、燃油费、地膜、棚膜、灌溉水费、配送/运输费和技术咨询)和固定成本(土地租金、农用机械、机械维修、大棚设施、工具材料费和认证费用)。农用机械和大棚设施的成本价值是根据它们的使用寿命和使用年限，按照当前年份的现值进行计算。每项单位面积的成本和收入是根据当年的实际情况计算。农场的经济成本采用生命周期成本(LCC)方法计算，见公式(1)；经济利润是 LCC 与经济收入的差值，见公式(2)；经济收入是农场农产品销售和文化旅游服务获得的经济收入。利润率为经济利润与 LCC 的比值，是单位成本下的利润，见公式(3)。

$$LCC_f = \sum_1^m LCC_{varf} + \sum_1^n LCC_{fixf} \quad (1)$$

式中： $LCC_f$ 为有机农场  $f$  的生命周期成本， $LCC_{varf}$  和  $LCC_{fixf}$  分别为有机农场  $f$  的生命周期可变成成本和固定成本， $m$  和  $n$  分别为可变和固定成本的类型。

$$P_f = I_f - LCC_f \quad (2)$$

式中： $P_f$ 为有机农场  $f$  的经济利润， $I_f$ 为有机农场  $f$  的经济收入(不含补贴收入)。

$$R_f = \frac{P_f}{LCC_f} \quad (3)$$

式中： $R_f$ 为有机农场  $f$  的利润率。

### 1.3 生命周期评价(LCA)

LCA 包括目标与范围的确定、清单分析、影响评价和结果解释<sup>[11]</sup>。

1)目标定义：本研究的目标是比较单位面积的有机和常规生产的水果、蔬菜、谷物、坚果、薯类及薯芋类的生命周期环境影响，识别关键的环境影响类型、环境影响环节和环境污染物质。功能单位为单位面积的作物生产。

2)范围界定：本研究的范围从原材料开采到农产品生产完成并运输到市场，共分为 3 个子系统。其中，农资产子系统包括肥料、农药、燃油等农资产生产，运输子系统包括农资从产地到农场的运输和农产品从农场到市场的运输，农作子系统包括耕地施肥等田间操作等(图 2)。

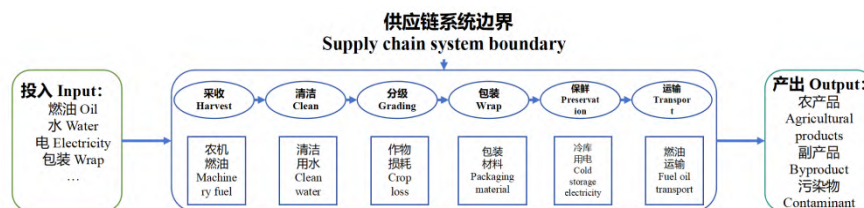


图 2 有机种植系统的生命周期评价系统边界

Fig. 2 Life Cycle Assessment system boundaries of organic cropping

3)清单分析：清单分析采用 SimaPro 9.0 进行。排放数据库采用 Ecoinvent 3-Allocation, cut-off by

classification-system 和 Ecoinvent 3-Allocation, at point of substitution-system。有机肥料的养分含量通过文献 [12-19] 搜集获得, 化学肥料养分含量通过问卷调研获得。生物柴油(包括原材料)的 LCA 分析采用邢爱华等 [20-21] 研究的菜籽粕生产库存数据。农作系统中, 田间的柴油燃烧清单采用 GaBi Database 数据库。肥料田间排放的污染物质通过模型模拟和经验参数计算得到。化学农药和重金属的特征化因子参考 ReCiPe 模型提供的数据库。田间 NO<sub>x</sub> 排放量以 N<sub>2</sub>O 排放量的 10% 计算 [22]。施入土壤中的碳在一年内有 58% 以 CO<sub>2</sub> 的形式释放大气中 [23], 据此计算田间由有机碳投入引起的 CO<sub>2</sub> 排放, 磷肥淋洗数据则通过文献搜集经验参数换算后得到。蔬菜田间排放通过文献搜集经验系数进行换算得到 [24-42]。为了更加准确地模拟田间污染物质排放, 排放系数根据施肥类型进行分类, 分别为单施化肥、单施有机肥和有机肥加化肥混合施用。

氮相关污染物的排放量基于每个农场的总氮输入换算, 如公式(4)所示。

$$E_{xtf} = TN_{tf} \times EF_{xt} \times C_x \quad (4)$$

式中:  $E_{xtf}$  为施肥类型  $t$  下农场  $f$  的污染物  $x$  的排放量,  $x$  包括 NO、N<sub>2</sub>O、NH<sub>3</sub>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,  $t$  包括有机肥、化肥、有机加化肥;  $TN_{tf}$  为农场  $f$  在施肥类型  $t$  下的总氮投入量;  $EF_{xt}$  为施肥类型  $t$  下污染物  $x$  的排放系数;  $C_x$  是污染物  $x$  氮排放量的转换系数, NO、N<sub>2</sub>O、NH<sub>3</sub>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的  $C_x$  分别为 2.14、1.57、1.21、1.29 和 2.75。

N<sub>2</sub>O 的间接排放采用政府间气候变化委员会(IPCC)推荐的方法进行计算, 见公式(5)。

$$E_{N_2O} = (N_1 \times EF_1 + N_2 \times EF_2) \times \frac{44}{28} \quad (5)$$

式中:  $E_{N_2O}$  为 N<sub>2</sub>O 的间接排放量;  $N_1$  和  $N_2$  分别为 NH<sub>3</sub>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的排放量;  $EF_1$  和  $EF_2$  为 NH<sub>3</sub>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 转化为 N<sub>2</sub>O-N 的系数, 分别为 1.00% 和 0.75%。

田间总磷排放量由公式(6)计算。

$$TP_{tf} = TP_{itf} \times EF_{Pt} \quad (6)$$

式中:  $TP_{tf}$  是施肥类型  $t$  下农场  $f$  排放的总磷,  $TP_{itf}$  为施肥类型  $t$  下农场  $f$  的总磷投入量,  $EF_{Pt}$  为施肥类型  $t$  下总磷的排放系数。

标准化是将特征化结果参考某一系统的均值标准化为特定的参考值, 以便进行比较。本文指标值标准化使用 ReCiPe 模型中提供的 2010 年世界人均环境影响标准化系数 [43], 见公式(7)。

$$N_{if} = C_{if} / F_i \quad (7)$$

式中:  $N_{if}$  是农场  $f$  中影响类别  $i$  的标准化值 ( $i$  代表不同影响类别);  $C_{if}$  是农场  $f$  中类别  $i$  的污染物排放值;  $F_i$  为影响类别  $i$  的标准化系数,  $F_i$  参考 ReCiPe 模型参数 (<https://www.rivm.nl/en/life-cycle-assessmentlca/downloads>)。

## 2 结果与分析

### 2.1 北京市有机种植现状

截至 2021 年底, 北京市有机认证发证 1115 张, 有机种植生产面积为 1.16 万 hm<sup>2</sup>, 产量为 5.82 万 t。由图 1 可知, 有机坚果的生产面积最大, 为 5734.3 hm<sup>2</sup>, 占有机种植总面积的 49.9%; 水果类位居第 2 位 (3277.9 hm<sup>2</sup>), 占有机种植总面积的 28.5%; 谷物类作物排在第 3 位 (789.3 hm<sup>2</sup>), 占有机种植总面积的 6.9% (图 3a)。从产量来看 (图 3b), 蔬菜类、水果类、谷物类位列前 3 名, 产量分别为 2.08 万 t (占有机作物总产量的 35.8%)、1.73 万 t (占有机作物总产量的 29.7%)、1.09 万 t (占有机作物总产量的 18.8%)。

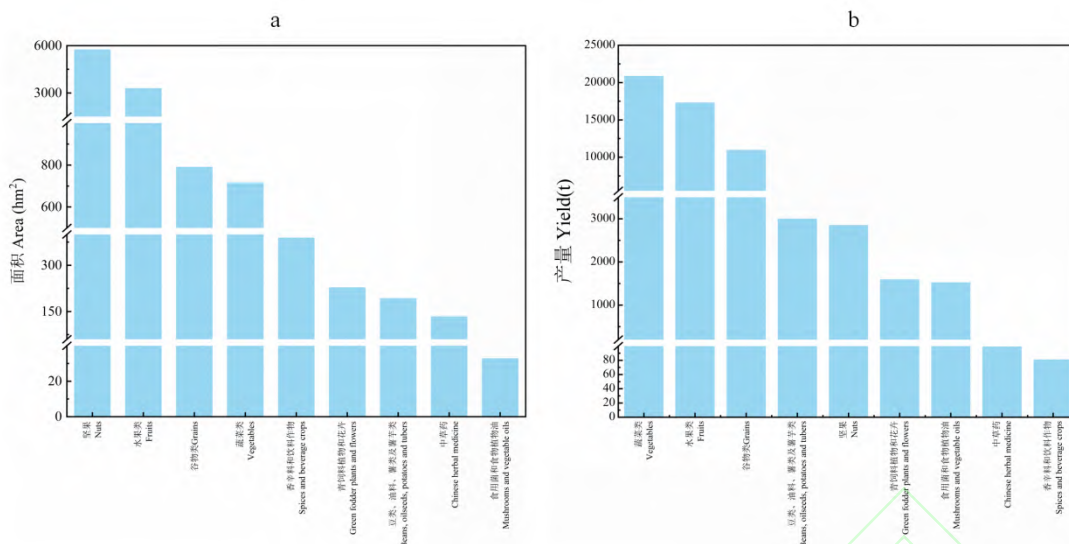


图3 2021年北京市不同作物类型有机种植总面积及总产量  
Fig. 3 Total area and yield of different organic crops in Beijing in 2021

在有机和常规种植作物总量中, 2021年不同作物有机种植面积占总面积的1.3%~51.0%(表1)。其中, 有机坚果的种植面积占比最大(51.0%), 有机蔬菜的占比最小(1.3%)。不同作物有机种植产量占总产量的比为1.0%~9.7%。与面积占比情况相同, 有机坚果占比最大, 有机蔬菜占比最小。整体来看, 有机种植占北京市种植业总体面积的9.9%, 产量占比2.0%(表1)。

表1 2021年北京市不同作物类型有机种植面积、产量及其占有机和常规种植总量的比例

Table 1 Total areas and yields of different organic crops and their proportions in the sum total of organic and conventional crops in Beijing in 2021

有机作物类型 Organic crop type	种植面积 Planting area		产量 Yield	
	总面积 Total area (hm <sup>2</sup> )	占比 Proportion (%)	总产量 Total yield (t)	占比 Proportion (%)
有机坚果 Organic nuts	5734.3	51.0	2846	9.7
有机水果 Organic fruits	3277.9	8.3	17282	3.5
有机谷物 Organic cereals	789.3	1.4	10939	3.0
有机蔬菜 Organic vegetables	715.2	1.3	20827	1.0
有机薯类及薯芋类 Organic potatoes and tubers	192.1	12	2996	3.3
有机作物总计 Total organic crops	118 000	9.9	2 860 000	2.0

## 2.2 北京市有机种植作物的经济效益

不同作物中, 有机水果生产的总成本最高, 有机蔬菜次之, 有机谷物的生产总成本最低(图4a)。不同的成本类型中, 有机水果生产的雇工成本最高, 为每年31.92万元·hm<sup>-2</sup>, 占其总费用的76%(图4b)。常规水果生产的雇工成本为12.23万元·hm<sup>-2</sup> (68%), 仅为有机水果雇工费用的38%。有机蔬菜生产的雇工费占其总成本支出的58%, 为23.18万元·hm<sup>-2</sup>, 是常规生产的3.5倍(6.59万元·hm<sup>-2</sup>)。有机薯类及薯芋类的生产成本主要来自雇工费和肥料费, 均占比34%; 而常规薯类及薯芋类的生产成本主要来自雇工费, 占比45%。有机坚果生产的雇工费成本为6.48万元·hm<sup>-2</sup> (62%); 常规坚果生产的主要成本除雇工费外(38%), 还主要来源于肥料费(24%)。有机谷物生产的雇工费和肥料费占比均较高, 分别为33%和28%, 但其费用在5类有机作物中最低, 仅为0.98万元·hm<sup>-2</sup>和0.83万元·hm<sup>-2</sup>; 常规谷物生产的雇工费用也较低, 仅为0.64万元·hm<sup>-2</sup>, 占比42%。

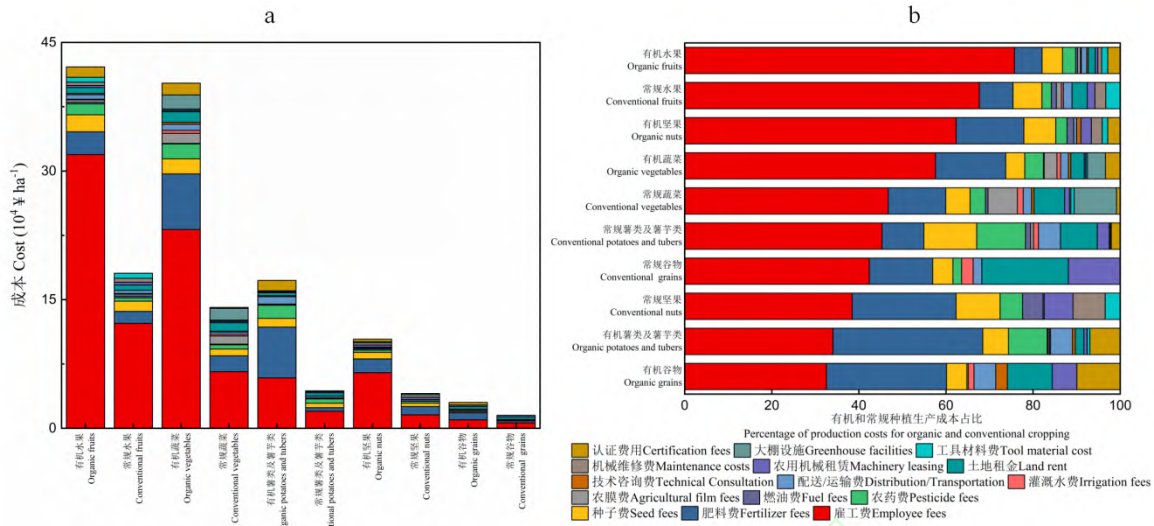


图 4 2021 年北京市不同作物类型有机种植生产成本及其构成  
 Fig. 4 Cost and its compositions of different organic crops in Beijing in 2021

从表 2 可知，相比常规种植，有机种植降低了作物产量，减产范围为 13%~48%。其中，水果种植的产量差异最大，谷物种植的产量差异最小。但相比常规农业，有机种植产品的售价相对较高，高出范围为 100%~275%。其中有机水果的溢价最高，有机谷物的溢价最低。从经济收益来看，有机种植收入均显著高于常规种植( $P<0.05$ )。其中，有机水果种植的总收入最高，是常规水果种植的 1.99 倍；有机谷物的收入最低，是常规谷物种植的 1.91 倍。从利润来看，有机种植的利润均高于常规种植。其中，有机水果种植的利润最高，有机谷物种植的利润最低。与成本和利润结果相反，有机种植生产的利润率普遍低于常规种植，仅为常规种植的 54%~81%。

表 2 2021 年北京市不同作物类型有机与常规种植的产量、价格及经济效益对比  
 Table 2 Comparison of organic and conventional yields, prices, and economic performance in Beijing in 2021

作物类型 Crop type	种植方式 Planting method	产量 Yield ( $t \cdot hm^{-2}$ )	价格 Price ( $\times 10^4 \text{元} \cdot t^{-1}$ )	成本 Cost ( $\times 10^4 \text{元} \cdot hm^{-2}$ )	收入 Income ( $\times 10^4 \text{元} \cdot hm^{-2}$ )	利润 Profit ( $\times 10^4 \text{元} \cdot hm^{-2}$ )	利润率 Profit margin (%)
水果 fruit	有机 organic	15.1a	4.5a	42.16a	67.94a	25.78a	0.38b
	常规 conventional	29.0b	1.2b	18.09b	34.20b	16.11b	0.47a
蔬菜 vegetable	有机 organic	38.5a	1.5a	40.24a	58.75a	18.51a	0.32b
	常规 conventional	51.8b	0.5b	14.1b	26.27b	12.17b	0.46a
薯类及薯芋类 Potatoes and tubers	有机 organic	52.5a	0.5a	17.23a	26.36a	9.14a	0.35b
	常规 conventional	60.0b	0.2b	4.37b	11.40b	7.03b	0.62a
坚果 nuts	有机 organic	5.7a	2.1a	10.39a	12.04a	1.65a	0.14b
	常规 conventional	7.5b	0.7b	4.04b	5.49b	1.45a	0.26a
谷物 grain	有机 organic	6.1a	0.6a	3.02a	3.41a	0.39a	0.11a
	常规 conventional	7.2b	0.3b	1.52b	1.79b	0.27a	0.15a

同列不同小写字母表示同一种作物的有机和常规种植之间在  $P<0.05$  水平差异显著。Different lowercase letters indicate significance between organic and conventional cropping of the same crop type at  $P<0.05$  level.

### 2.3 北京市有机种植的环境影响评价

总体上单位面积有机种植对环境的影响损害低于常规种植(表 3, 表 4)。18 个环境影响维度中，有机种植的环境影响显著低于常规种植。从环境损害方面来看，相比常规种植，有机种植在电离辐射、细颗粒物的形成、臭氧形成-生态系统损伤、陆地酸化、海洋富营养化维度下的表现均优于常规种植。从生态毒性影响来看，相比常规种植，有机种植显著降低了陆地生态毒性、淡水生态毒性、海洋生态毒性和人类致癌毒性，降幅在 24%~99%之间。从资源消耗来看，有机种植显著降低对矿产资源稀缺和化石资源稀缺的影响，对两类环境影响维度的减少幅度分别为 81%~99%和 33%~78%。此外，有机种植比其对应的常规种植显著增加了土地利用，增加幅度在 67%~85%之间。需要指出的是，这里的土地利用是指在生命周期过程中，由于生产资料生产等环节中土地资源消耗。

表3 2021年北京市不同类型作物有机和常规种植的单位面积生命周期评价特征化结果(平均值±SE)  
Table 3 Life cycle assessment characterization results of organic and conventional crops in Beijing in 2021 (mean±SE)

环境影响类别 Environmental impact category	单位 Unit	蔬菜 Vegetable		水果 Fruit		谷物 Grain		薯类及薯芋类 Potatoes and tubers		坚果 Nuts	
		有机 Organic	常规 Conventional	有机 Organic	常规 Conventional	有机 Organic	常规 Conventional	有机 Organic	常规 Conventional	有机 Organic	常规 Conventional
全球暖化 Global warming	t(CO <sub>2</sub> eq)·hm <sup>-2</sup>	45.2±9.67a	37.5±7.94b	51.2±12.5a	18.9±3.01b	38.4±5.34a	12.9±2.76b	19.5±4.81a	95.1±23.6b	23.3±3.21a	54.0±14.4b
平流层臭氧消耗 Stratospheric ozone depletion	kg(CFC11 eq)·hm <sup>-2</sup>	0.12±0.01a	0.12±0.01a	0.22±0.01a	0.37±0.02a	0.52±0.03a	0.22±0.01b	0.41±0.02a	1.38±0.04b	0.45±0.04a	0.87±0.06b
电离辐射 Ionizing radiation	kBq(Co-60 eq)·hm <sup>-2</sup>	32.5±12.3a	128±12.3b	31.0±2.3a	83.6±6.25b	17.9±1.02a	39.5±5.03b	17.8±3.87a	36.6±10.7b	47.1±11.8a	192±30.8b
臭氧形成-人类损伤 Ozone formation, Human health	kg(NO <sub>x</sub> eq)·hm <sup>-2</sup>	15.0±2.10a	18.9±1.57b	21.6±2.17a	57.2±5.89b	75.1±7.23a	34.4±3.15b	9.81±1.75a	27.0±5.32b	15.3±3.79a	36.8±7.54b
细颗粒物的形成 Fine particulate matter formation	kg(PM <sub>2.5</sub> eq)·hm <sup>-2</sup>	20.1±1.36a	48.2±6.19b	42.8±3.78a	66.7±4.68b	6.87±1.55a	58.0±9.67b	8.11±1.31a	15.0±7.44b	71.6±17.1a	94.3±17.3b
臭氧形成-生态系统损伤 Ozone formation, terrestrial ecosystems	kg(NO <sub>x</sub> eq)·hm <sup>-2</sup>	14.7±1.98a	18.4±1.32b	20.9±2.11a	55.7±5.67b	10.67±2.39a	48.9±8.11b	13.9±2.07a	38.5±9.51b	21.8±6.38a	52.3±11.5b
陆地酸化 Terrestrial acidification	kg(SO <sub>2</sub> eq)·hm <sup>-2</sup>	90.7±6.92a	179±13.1b	271±16.0a	361±21.3b	73.6±13.51a	606±35.1b	209±15.6a	324±22.7b	17.3±3.95a	186±36.1b
淡水富营养化 Freshwater eutrophication	kg(P eq)·hm <sup>-2</sup>	3.25±0.64a	7.89±2.00b	7.54±1.24a	22.9±5.01b	9.85±2.62a	3.66±0.41b	2.14±0.09a	46.3±12.1b	1.32±0.22a	4.55±0.85b
海洋富营养化 Marine eutrophication	kg(N eq)·hm <sup>-2</sup>	37.0±5.36a	48.8±6.71b	8.80±0.91a	12.4±2.77b	6.11±0.87a	13.9±2.33b	6.14±0.13a	16.3±6.42b	15.0±4.19a	78.2±12.9b
陆地生态毒性 Terrestrial ecotoxicity	t(1,4-DCB)·hm <sup>-2</sup>	1.18±0.07a	320±81.3b	2.86±0.45a	591±165b	3.46±0.42a	197±17.5b	3.62±0.36a	223±24.3b	0.96±0.02a	117±19.4b
淡水生态毒性 Freshwater ecotoxicity	kg(1,4-DCB)·hm <sup>-2</sup>	12.4±2.03a	203±32.6b	32.7±9.61a	623±175b	18.2±3.67a	256±12.9b	8.46±1.21a	341±37.8b	4.38±0.81a	298±76.3b
海洋生态毒性 Marine ecotoxicity	t(1,4-DCB)·hm <sup>-2</sup>	0.16±0.01a	1.28±0.11b	0.38±0.01a	7.9±0.99b	0.31±0.01a	0.51±0.02a	0.01±0.00a	6.67±1.54b	0.07±0.01a	0.58±0.03b
人类致癌毒性 Human carcinogenic toxicity	kg(1,4-DCB)·hm <sup>-2</sup>	109±21.1a	489±61.3b	167±23.8a	485±56.7b	6.1±0.67a	419±28.0b	67.1±11.8a	552±232b	148±35.2a	475±23.6b
人类非致癌毒性 Human non-carcinogenic toxicity	t(1,4-DCB)·hm <sup>-2</sup>	674±134a	962±174b	326±81.4a	69.3±14.5b	11.6±3.18a	191±17.6b	53.1±15.3a	255±78.2b	279±25.8a	223±67.9b
土地利用 Land use	m <sup>2</sup> (crop eq)·hm <sup>-2</sup>	37.8±13.4a	281±101b	105±21.3a	203±74.6b	28.0±6.50a	92.1±20.1b	28.4±8.31a	87.3±21.7b	70.7±18.4a	472±167b
矿产资源稀缺 Mineral resource scarcity	kg(Cu eq)·hm <sup>-2</sup>	2.18±0.07a	62.0±9.12b	7.13±1.26a	38.0±6.97b	0.31±0.01a	84.1±13.2b	3.24±0.45a	80.2±30.1b	0.85±0.02a	42.3±3.5b
化石资源稀缺 Fossil resource scarcity	kg(oil eq)·hm <sup>-2</sup>	1131±136a	1689±250b	1222±114a	5172±326b	734±42.7a	3386±284b	723±50.9a	3300±421b	1369±238b	2238±187a
水资源消耗 Water consumption	×10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> ·hm <sup>-2</sup>	6.67±0.34a	7.29±0.62b	1.65±0.03a	1.91±0.04a	5.84±0.73a	10.4±1.39b	7.26±1.14a	3.38±1.01b	0.14±0.01a	0.58±0.04b

同行不同小写字母表示同一作物有机和常规种植在  $P < 0.05$  水平差异显著。Different lowercase letters in the same line indicate significant differences between organic and conventional cropping of the same crop at  $P < 0.05$ .



表 4 有机和常规作物的单位面积生命周期评价标准化结果(hm<sup>-2</sup>, 平均值±SE)

Table 4 Standardized value of life cycle assessment for organic and conventional crops in Beijing in 2021 (hm<sup>-2</sup>, mean±SE)

环境影响类别 Environmental Impact Category	蔬菜 vegetable		水果 fruit		谷物 grain		薯类及薯芋类 Potatoes and tubers		坚果 nuts	
	有机	常规	有机	常规	有机	常规	有机	常规	有机	常规
	Organic	Conventional	Organic	Conventional	Organic	Conventional	Organic	Conventional	Organic	Conventional
全球暖化 Global warming	7.79±1.67a	6.47±1.37b	8.83±2.16a	3.26±0.52b	5.20±1.05a	1.74±0.31b	7.26±1.73a	1.29±0.21b	3.16±0.74a	7.31±0.87b
平流层臭氧消耗 Stratospheric ozone depletion	1.71±0.14a	1.71±0.14a	3.14±0.14a	5.29±0.29b	0.58±0.13a	2.41±0.68b	0.46±0.08a	1.55±0.32b	0.50±0.09a	0.97±0.04b
电离辐射 Ionizing radiation	0.05±0.00a	0.18±0.02b	0.04±0.00a	0.12±0.01b	0.00±0.00a	0.44±0.05b	0.02±0.01a	0.04±0.01a	0.01±0.00a	0.22±0.06b
臭氧形成-人类损伤 Ozone formation, Human health	0.73±0.08a	0.92±0.10a	1.05±0.11a	2.78±0.29b	0.08±0.01a	0.38±0.08b	1.10±0.05a	3.02±0.47b	0.17±0.01a	0.41±0.02b
细颗粒物的形成 Fine particulate matter formation	0.79±0.05a	1.89±0.24b	1.67±0.15a	2.61±0.18b	0.77±0.14a	0.65±0.02a	0.91±0.03a	1.68±0.38b	0.80±0.02a	1.06±0.27b
臭氧形成-生态系统损伤 Ozone formation, terrestrial ecosystems	0.83±0.07a	1.04±0.11b	1.18±0.12a	3.14±0.32b	1.27±0.32a	5.80±0.93b	1.65±0.33a	4.56±1.03b	0.26±0.04a	0.62±0.11b
陆地酸化 Terrestrial acidification	2.21±0.17a	4.37±0.32b	6.61±0.39a	8.81±0.52b	8.73±1.17a	7.18±1.23b	2.48±0.42a	3.84±0.34b	2.05±0.58a	2.21±0.36b
淡水富营养化 Freshwater eutrophication	5.00±0.98a	12.1±3.08b	11.6±1.91a	35.2±7.71b	11.7±1.38a	43.4±8.54b	2.54±0.67a	54.9±9.73b	1.56±0.31a	5.39±1.03b
海洋富营养化 Marine eutrophication	8.01±1.16a	10.6±1.45b	1.90±0.03a	6.80±0.90b	7.25±0.87a	16.5±3.18b	0.73±0.04a	19.4±5.47b	1.78±0.18a	9.27±0.81b
陆地生态毒性 Terrestrial ecotoxicity	0.07±0.00a	19.5±4.96b	0.17±0.03a	36.0±10.1b	0.41±0.06a	23.4±6.74b	0.04±0.01a	26.5±3.34b	0.11±0.02a	13.9±4.08b
淡水生态毒性 Freshwater ecotoxicity	0.43±0.07a	7.00±1.12b	1.13±0.33a	21.5±6.03b	0.22±0.09a	30.3±12.5b	1.00±0.15a	40.4±8.39b	5.19±1.83a	3.54±0.77b
海洋生态毒性 Marine ecotoxicity	0.64±0.04a	5.12±0.44b	1.52±0.04a	31.6±3.96b	0.36±0.14a	59.4±17.2b	1.67±0.40a	7.92±0.85b	0.88±0.07a	6.93±1.42b
人类致癌毒性 Human carcinogenic toxicity	10.6±2.05a	47.5±5.95b	16.2±2.31a	47.1±5.50b	6.79±0.65a	46.9±18.3b	7.51±1.72a	61.8±11.4b	16.6±3.98a	53.2±13.9b
人类非致癌毒性 Human non-carcinogenic toxicity	21.5±4.28a	30.7±5.56b	10.4±2.60a	2.21±0.46b	12.9±2.04a	21.4±5.61b	5.95±1.11a	28.5±4.19b	31.2±5.87a	25.0±4.26b
土地利用 Land use	0.01±0.00a	0.05±0.02b	0.01±0.00a	0.03±0.01a	0.03±0.01a	0.11±0.02b	0.34±0.04a	0.01±0.00b	0.01±0.00a	0.06±0.02b
矿产资源稀缺 Mineral resource scarcity	0.00±0.00a	0.00±0.00a	0.00±0.00a	0.00±0.00a	0.00±0.00a	0.00±0.00a	0.00±0.00a	0.00±0.00a	0.00±0.00a	0.00±0.00a
化石资源稀缺 Fossil resource scarcity	1.98±0.24a	2.96±0.44b	2.14±0.00a	9.08±0.57b	0.03±0.01a	1.21±0.21b	1.18±0.32a	2.58±0.63b	0.08±0.01a	4.89±0.62b
水资源消耗 Water consumption	25.0±1.27a	27.3±2.32b	6.18±0.11a	7.15±0.15b	1.09±0.16a	19.0±7.11b	29.3±8.27a	13.1±2.91b	2.75±0.66a	1.06±0.08b
总值 Total	87.4±9.57a	179±15.2b	73.8±6.33a	223±21.0b	57.4±4.82a	280±26.1b	65.6±12.4a	270±17.3b	67.2±7.55a	136±16.2b

同行不同小写字母表示同一作物有机和常规种植在  $P<0.05$  水平差异显著。Different lowercase letters in the same line indicate significant differences between organic and conventional cropping of the same crop at  $P<0.05$ .

### 3 讨论

#### 3.1 有机种植业的经济效益及其影响因素

多数研究表明,有机种植会增加农场的内部经济成本<sup>[44]</sup>。这些成本主要来自于有机生产的特定要求。首先,有机生产遵照特定的生产原则,在生产中不使用化学合成物质<sup>[45]</sup>。在保证投入养分相同的情况下,有机肥的使用量要远远高于化肥。本研究调研数据显示,北京市有机种植农场的有机肥施用量普遍在  $15 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$  以上,最高可达  $75 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,而施用复合肥的常规农场化肥施用量普遍在  $750\sim 1500 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$  之间。考虑到总施用量,有机肥的投入成本远高于化肥,平均来看,有机农业种植的肥料费是常规农业的 3.6 倍(图 4)。生物农药投入成本与有机肥类似,为了达到较好的防治效果,部分有机农场的生物农药使用量偏高,一般为商标推荐用量的 2~3 倍。同时,生物农药的价格也普遍高于化学农药<sup>[46]</sup>。有机种植要求种子为采用有机生产方式培育一年的种苗<sup>[45]</sup>,这导致有机种子的成本较高。

其次,有机农业遵循自然规律和生态学原理,为了保持生产体系稳定生产力,有机农业种植需要采取多项生态种植措施,例如合理耕作、秸秆还田、测土配方、选择抗病抗虫品种、防虫网、人工除草、生物防治等<sup>[45]</sup>。这些生态措施需要农场投入更多的人力和技术支持,导致有机农场雇工费和技术咨询费显著高于常规农场,分别是其 2.97 倍和 8.8 倍(图 4)。有研究显示,欧洲有机农场的劳动力成本比常规农场高 20%<sup>[6]</sup>。一项全球有机农业的 Meta 分析表明,有机农场的平均人力成本比常规农场高 7%~13%<sup>[44]</sup>。这一点在本研究中也得到了证实,有机农场的平均总成本是常规农场的 2.68 倍,其主要成本来源于雇工成本,占比为 33%~76%(图 4)。

再者,部分有机种植需要在有机和常规地块之间设置缓冲带<sup>[45]</sup>。修建绿篱、缓冲带等生态基础设施会产生与生产无关的额外花费,同时这些花费往往有着较长的回报周期。研究发现,如果以通过节省农药的费用来弥补缓冲带建立的成本,这将耗时 16 年以上的时间<sup>[8]</sup>。此外,有机认证费用是有机种植独有的成本,认证费用根据的不同作物价格在 1 万~3 万元不等,这也导致有机生产成本较高。

通常,有机农业的产量比常规农业低 5%~34%,但有机产品通常有较高的价格溢价,因此可能带来更高的经济回报<sup>[47]</sup>。一项 7 年的家庭跟踪数据表明,袋装胡萝卜的有机溢价约为 30%,罐装汤食的有机溢价超过 40%,咖啡的有机溢价超过 50%,牛奶的有机溢价超过 70%<sup>[48]</sup>。全球 12 个发达国家的有机产品溢价在 15%~100%之间<sup>[49]</sup>。本研究的结果也表明,5 类有机作物的产量虽然低于常规种植,但其产品销售价值(总收入)均高于常规种植(表 4)。这说明有机产品的高溢价覆盖了其高投入成本,使有机种植业实现盈利。有机产品溢价的理想区间为 10%~20%,当有机产品的溢价高于 20%时消费者的支付意愿会大幅度减少<sup>[49]</sup>。本研究中,有机产品相比常规产品的溢价在 213%左右,远高于理想区间,与有机农业发达国家的有机产品溢价 15%~100%的区间也相差较多<sup>[49]</sup>。可见,较高的产品溢价和较低的农作物产量成为限制北京市有机农产品消费群体扩大的一大因素。

因此,未来北京市有机种植业的战略应聚焦于实现“扩产降价”目标,通过采用先进的农业技术和扩大有机种植面积的手段,提高作物产量,由供给侧的产量增加,推动有机农产品价格的下降,从而影响需求侧的市场行为,市场消费群体的扩大反过来可以弥补有机农场较高的生产成本,从而实现有机产业的良性循环发展。

#### 3.2 有机种植的环境影响

总体来看,北京市有机种植对环境的影响明显优于常规种植(表 3,表 4),这与当前普遍的研究结果类似<sup>[17,50-51]</sup>。有机种植对环境的影响均低于常规种植,表明有机种植通过合理的生态种植措施和环境友好型的农资投入显著提高了环境效益。有机种植对人类非致癌毒性和人类致癌毒性的影响主要来源于有机肥的施用。有机肥中施用可能造成重金属元素过量问题,如 Cu、Zn、Cd 等<sup>[52]</sup>,这些重金属物质会随着肥料的施用在土壤中积累,植物的根部可以吸收这些金属元素,并在植物的各个部分积累,包括可食用的部分,进而通过食物链进入人体,引发疾病<sup>[53]</sup>。然而,相同单位施用量的有机肥仍然比化肥安全<sup>[54]</sup>,因此,科学施用有机肥是降低有机种植对人体损害的关键。

从不同的作物种类来看,单位面积有机蔬菜比常规蔬菜种植的 LCA 指数降低 51%(表 4),这与一项对北京市有机番茄(*Solanum lycopersicum*)和常规番茄种植 LCA 研究的结果类似,有机番茄种植降低了 54.87% 的环境影响指数<sup>[51]</sup>。有机和常规蔬菜生产中都有大量的养分投入,大量氮磷进入环境后对平流层臭氧消耗、臭氧形成人类损伤、细颗粒物形成等维度产生影响。多项研究表明有机水果种植可以降低对环境的影响<sup>[55-57]</sup>。但本研究给出了更有说服力的具体数值,有机水果比常规种植的 LCA 指数降低 67%。有机谷物比常规种植的 LCA 指数降低 80%,在 5 类作物中降比最大。谷物采用有机方式种植可以显著降低淡水和海洋富营养化以及对生态系统的毒性<sup>[58]</sup>,本研究也证实了这一点。在 18 种环境维度中,除全球变暖、平流层

臭氧消耗、臭氧形成外,有机谷物种植均优于常规种植(表 4)。有机薯类及薯芋类比常规种植的 LCA 指数降低 76%,与有机蔬菜类似,因其产量较高,所需的养分投入也较大;尤其是常规薯类及薯芋的化肥投入,造成了 5 类作物中对人类致癌和非致癌的最高毒性。有机坚果相比常规种植的 LCA 指数降低 51%,在 5 类作物中降比最小。一项针对意大利北部板栗(*Castanea mollissima*)种植的 LCA 结果表明,有机坚果种植可以中和更多的温室气体<sup>[59]</sup>。本研究也有类似发现,5 类作物中,有机坚果对全球暖化的影响最小(3.16),比常规坚果降低 57%。一般认为,木本植物具有更高的 CO<sub>2</sub> 吸收能力<sup>[60]</sup>,坚果树木配合有机种植方式,可以有助于改善土壤结构,增加土壤有机质含量,有助于长期的碳储存。虽然果树的 CO<sub>2</sub> 吸收能力也较高,但其生产中的过高的农资投入,导致其最终的全球暖化值(8.83)比坚果种植更大。

诸葛玉平等<sup>[61]</sup>对北京城郊两个有机蔬菜农场的营养平衡分析发现,磷过剩高达 435.5 kg·hm<sup>-2</sup>。大量施用粪肥也导致土壤中磷和重金属过剩<sup>[62-63]</sup>。在调研过程中,我们也发现北京市有机种植农场的有机肥使用量普遍在 30 000 kg·hm<sup>-2</sup>,最高可达 75 000 kg·hm<sup>-2</sup>。此外,由于有机肥短缺,有机农场从市场购买有机肥,这将导致大量的运输能源消耗。我国当前的法规体系未完善对农田养分投入的限制<sup>[64]</sup>。在经济驱动的背景下,有机农场普遍存在对外部物质的过度依赖,以维持土壤肥力<sup>[65]</sup>。这一趋势在本研究中也证实,尤其是在有机蔬菜和有机薯类农场。相反,欧盟在这方面已经采取制定了一系列标准,以规范有机农场的养分投入,并致力于降低对外部物质的需求<sup>[66]</sup>。有机农业的核心理念是通过促进生物多样性,推动系统内部的物质循环,以最大程度地减少对外部物质的依赖<sup>[67]</sup>。然而,全球有机农业标准的研究发现,这些标准主要关注禁止化学品的使用,对采取生态农业措施的要求相对较少<sup>[47]</sup>。这在很大程度上反映了有机农业朝向常规农业的趋同化(organic conventionalization),即将常规生产中的化学投入简单替换为有机投入,但未采取措施来促进物质循环和生物多样性<sup>[68]</sup>。在制定政策方面,我国应考虑建立更具体的法律法规,以明确农田养分投入的上限,从而更有效地规范施肥量。

### 3.3 京郊有机农业发展潜力与政策支持

北京市有机种植业现已形成一定规模,有机作物生产涵盖了多种重要的农产品类型,种植类型多样。从发展速率来看,北京市有机种植业的发展速率(年均增长率 158%)(图 5)领先世界平均水平(年均增长率 108%)<sup>[3]</sup>。2019 年,随着《北京市农田建设管理办法》《关于做好 2019 年高标准农田建设工作的通知》《北京市农业农村局关于下达 2020 年高标准农田建设任务的通知》等一系列政策的发布与实施,北京市有机种植业步入发展快车道。2019—2021 年,北京市有机作物生产面积和产量呈快速上升趋势(图 5)。2019—2020 年,随着有机种植面积快速增加,北京市有机种植产业出现爆发式增长,生产面积增长率高达 131%,产量增长率高达 646%。2020—2021 年,北京市有机种植面积再度快速增加,生产面积增长率为 185%,产量增长率为 38.9%。

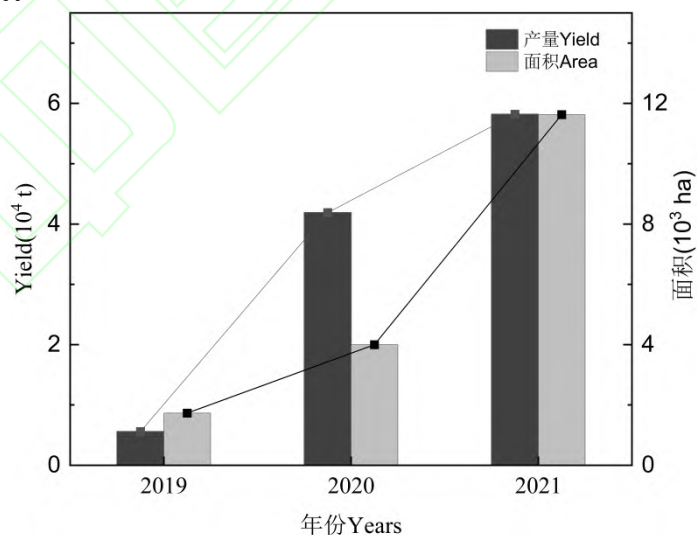


图 5 2019—2021 年北京市有机作物生产面积和产量变化趋势

Fig. 5 Trends in organic crop area and yield in Beijing from 2019 to 2021

首都北京市作为全球 GDP 排名第 7 的城市,市民消费能力和有机农产品需求均远高于国内平均水平。因此,北京市有机种植业的发展规模应以世界有机农业发达水平为参考,借鉴国际先进经验来探寻其发展问题和面临的挑战。相较于国际有机农业发达水平,北京市有机种植业的发展规模仍然较低。瑞士国际有机农业研究所(FiBL)数据显示,全球有机农业用地占农业用地面积比重排名前十的地区占比平均值为 35%,产值占比平均值为 8.4%<sup>[3]</sup>,北京市这两项数据分别为 9.9%和 3.7%,仅为国际有机农业发达水平的 1/3 和

2/5, 表明北京市有机种植业的产业规模仍需进一步扩大。其次, 从产量来看, 2021 年北京市政府报告指出, 现阶段北京市农产品自给率不足 16%, 以有机种植产量占农业总产量比 2.0% 估算(表 1), 北京市有机农产品自给率应不足 3% (<https://www.beijing.gov.cn/>, 2023 年 8 月获取)。这表明现阶段北京市自身的有机农产品供应远没有达到城市居民需求水平, 有机农产品的市场发展潜力较大。

国际经验表明, 通过生态补偿等经济激励手段可以有效地推动有机农业的规模扩大<sup>[69-72]</sup>。然而该途径并未得到足够的重视, 2014—2016 年, 经济合作与发展组织(OECD)国家和 11 个主要发展中经济体的农业补贴中只有 6% 左右用于支持生态农业的发展<sup>[73]</sup>。尽管欧盟国家、美国和中国在生态系统服务付费方面提供了一些经验<sup>[73]</sup>, 但目前仍没有一个全面的、基于绩效的且实用的生态补偿量化工具。农业生态补偿通常基于特定的农业生态实践, 这种缺乏系统性的补偿方案降低了政策对农户的激励作用和影响生态环境的能力<sup>[74]</sup>。北京市政府已经采取了政策措施, 鼓励有机农业的发展。2022 年 11 月, 北京市人民政府办公厅印发《北京市关于深化生态保护补偿制度改革的实施意见》, 其中强调要完善耕地生态保护补偿机制, 持续实施以绿色生态为导向的农业生态治理补贴制度, 推广应用有机肥、绿色防控产品, 加快发展生态农业和循环农业, 推进农业节能减排和绿色发展。

## 4 结论

都市型有机种植业在北京市以及其他地区的发展具有重要的经济和环境意义。尽管有机种植可能会导致产量下降, 但它却能够显著减少环境影响, 满足城市居民对食品的安全性和环境可持续性的期盼。然而, 有机种植的高成本投入仍然是一个挑战, 需要政府采取有效的政策措施来支持其发展。特别是, 有机谷物类作物在减少环境影响方面表现突出, 政府应加大补贴力度。此外, 政府还应该进一步鼓励有机农业的发展, 为此可以制定相应的生态补偿标准和政策支持措施, 以促进都市型有机种植业的可持续发展。

## 参考文献 References

- [1] KNAPP S, VAN DER HEIJDEN M G A. A global meta-analysis of yield stability in organic and conservation agriculture[J]. *Nature Communications*, 2018, 9: 3632
- [2] LOMBARDI G V, SILVIA P, ATZORI R, et al. Sustainable agriculture, food security and diet diversity. The case study of Tuscany, Italy[J]. *Ecological Modelling*, 2021, 458: 109702
- [3] WILLER H, TRÁVNÍČEK J, MEIER C, et al. The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2022[R/OL]. Frick: Research Institute of Organic Agriculture FiBL, IFOAM-Organic International, 2022 (2022-02-15). <https://www.fibl.org/fileadmin/documents/shop/1344-organic-world-2022.pdf>
- [4] 钱永忠, 陈松, 邓玉. 我国有机农业发展的时代特征与对策研究[J]. *农产品质量与安全*, 2020(1): 8–11
- [5] QIAN Y Z, CHEN S, DENG Y. Time feature and countermeasures on development of China's organic agriculture[J]. *Quality and Safety of Agro-Products*, 2020(1): 8–11
- [6] SEUFERT V, RAMANKUTTY N, FOLEY J A. Comparing the yields of organic and conventional agriculture[J]. *Nature*, 2012, 485: 229–232
- [7] OFFERMANN F, NIEBERG H. Economic Performance of Organic Farms in Europe[M]. Stuttgart: University of Hohenheim, 2000
- [8] ZHEN H Y, GAO W Z, JIA L, et al. Environmental and economic life cycle assessment of alternative greenhouse vegetable production farms in peri-urban Beijing, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 269: 122380
- [9] MORANDIN L A, LONG R F, KREMEN C. Pest control and pollination cost-benefit analysis of hedgerow restoration in a simplified agricultural landscape[J]. *Journal of Economic Entomology*, 2016, 109(3): 1020–1027
- [10] MEIER M S, STOESSEL F, JUNGBLUTH N, et al. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products — Are the differences captured by life cycle assessment?[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 149: 193–208
- [11] MARIO J, LUIS D A. Constructing organic food through urban agriculture, community gardens in Seville[J]. *Sustainability*, 2021, 13(8): 4091
- [12] KLÖPFER W, GRAHL B. Life Cycle Assessment (LCA): A guide to best practice[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2016, 21: 1063–1066
- [13] 尹炳奎, 黄满红, 张大磊, 等. 菜籽饼施加对镉-铜污染土壤中重金属形态转化及其植物有效性的影响[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(6): 3879–3883
- [14] YIN B K, HUANG M H, ZHANG D L, et al. Effects of rapeseed cake on cadmium and copper forms and its phytoavailability in heavy metals contaminated paddy soil[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(6): 3879–3883
- [15] 左婷, 王新霞, 侯琼, 等. 稻-麦轮作条件下不同施肥模式土壤水溶性氮的变化与籽粒产量的关系[J]. *中国土壤与肥料*,

2021(6): 112–119

ZUO T, WANG X X, HOU Q, et al. Variety of soil water-soluble nitrogen as affected by different fertilization and its relation to grain yields with a rice-wheat rotation[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2021(6): 112–119

- [14] 贺小敏, 王敏, 王小东, 等. 微波消解-石墨炉原子吸收光谱法测定菜籽及饼粕中铅和镉[J]. *光谱学与光谱分析*, 2007, 27(11): 2353–2356
- HE X M, WANG M, WANG X D, et al. Determination of lead and cadmium in rapeseed and rapeseed meal with microwave digestion by graphite furnace atomic absorption spectrometry[J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2007, 27(11): 2353–2356
- [15] 马林, 魏静, 王方浩, 等. 中国食物链氮素资源流动特征分析[J]. *自然资源学报*, 2009, 24(12): 2104–2114
- MA L, WEI J, WANG F H, et al. Analysis on the feature of nitrogen flow from food chain perspective in China[J]. *Journal of Natural Resources*, 2009, 24(12): 2104–2114
- [16] XIONG C H, YANG D G, HUO J W, et al. Agricultural net carbon effect and agricultural carbon sink compensation mechanism in Hotan Prefecture, China[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2017, 26: 365–373
- [17] [17]XU Q, HU K L, WANG X L, et al. Carbon footprint and primary energy demand of organic tea in China using a life cycle assessment approach[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 233(5): 782–792
- [18] DUBEY A, LAL R. Carbon footprint and sustainability of agricultural production systems in Punjab, India, and Ohio, USA[J]. *Journal of Crop Improvement*, 2009, 23(4): 332–350
- [19] 高小叶, 袁世力, 吕爱敏, 等. DNDC 模型评估苜蓿绿肥对水稻产量和温室气体排放的影响[J]. *草业学报*, 2016, 25(12): 14–26
- GAO X Y, YUAN S L, LYU A M, et al. Effects of alfalfa green manure on rice production and greenhouse gas emissions based on a DNDC model simulation[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2016, 25(12): 14–26
- [20] 邢爱华, 马捷, 张英皓, 等. 生物柴油环境影响的全生命周期评价[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 2010, 50(6): 917–922
- XING A H, MA J, ZHANG Y H, et al. Life cycle assessment of biodiesel environmental effects[J]. *Journal of Tsinghua University (Science and Technology)*, 2010, 50(6): 917–922
- [21] 邢爱华, 马捷, 张英皓, 等. 生物柴油全生命周期资源和能源消耗分析[J]. *过程工程学报*, 2010, 10(2): 314–320
- XING A H, MA J, ZHANG Y H, et al. Life cycle assessment of resource and energy consumption for production of biodiesel[J]. *The Chinese Journal of Process Engineering*, 2010, 10(2): 314–320
- [22] BRENTRUP F, KÜSTERS J, KUHLMANN H, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production[J]. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20(3): 247–264
- [23] PETERSEN B, KNUDSEN M, HERMANSEN J, et al. An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2013, 52(5): 217–224
- [24] 山楠, 韩圣慧, 刘继培, 等. 不同肥料施用对设施菠菜地  $\text{NH}_3$  挥发和  $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(10): 4705–4716
- SHAN N, HAN S H, LIU J P, et al. Emission of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  from spinach field treated with different fertilizers[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(10): 4705–4716
- [25] 佟鑫, 王珊珊, 张丽娟, 等. 不同施氮模式对设施茄子产量、品质及氮素气态损失的影响[J]. *土壤通报*, 2019, 50(3): 662–669
- TONG X, WANG S S, ZHANG L J, et al. Effects of application levels of nitrogen fertilizer on yield and quality of eggplant and nitrogen gas loss from greenhouse soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2019, 50(3): 662–669
- [26] 谢国雄, 胡康赢, 王忠, 等. 不同施肥对蔬菜地氮磷垂直淋移影响的研究[J]. *江西农业学报*, 2020, 32(3): 1–7
- XIE G X, HU K Y, WANG Z, et al. Effects of different fertilization on vertical leaching of nitrogen and phosphorus in vegetable land[J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2020, 32(3): 1–7
- [27] 杨梦远. 不同添加剂对设施菜地  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{NH}_3$  排放强度的影响[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2021
- YANG M Y. Effects of different additives on emission intensity of  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{NH}_3$  in protected vegetable fields[D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2021
- [28] 万合锋, 赵晨阳, 钟佳, 等. 施用畜禽粪便堆肥品的蔬菜地  $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{NH}_3$  排放特征[J]. *环境科学*, 2014, 35(3): 892–900
- WAN H F, ZHAO C Y, ZHONG J, et al. Emission of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{NH}_3$  from vegetable field applied with animal manure composts[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(3): 892–900
- [29] JI C, LI S Q, GENG Y J, et al. Decreased  $\text{N}_2\text{O}$  and NO emissions associated with stimulated denitrification following biochar amendment in subtropical tea plantations[J]. *Geoderma*, 2020, 365: 114223
- [30] CHEN D, LI Y, WANG C, et al. Dynamics and underlying mechanisms of  $\text{N}_2\text{O}$  and NO emissions in response to a transient land-

use conversion of Masson pine forest to tea field[J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 693: 133549

- [31] FAN J L, LUO R Y, MCCONKEY B G, et al. Effects of nitrogen deposition and litter layer management on soil CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> emissions in a subtropical pine forestland[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10: 8959
- [32] HAN W, XU J, KANG W, et al. Estimation of N<sub>2</sub>O emission from tea garden soils, their adjacent vegetable garden and forest soils in eastern China[J]. *Environmental earth sciences*, 2013, 70: 2495–2500
- [33] ZHAO H Y, LAKSHMANAN P, WANG X Z, et al. Global reactive nitrogen loss in orchard systems: a review[J]. *The Science of the Total Environment*, 2022, 821: 153462
- [34] CHEN D, LI Y, WANG C, et al. Measurement and modeling of nitrous and nitric oxide emissions from a tea field in subtropical central China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2017, 107(2): 157–173
- [35] WANG J, WANG D J, GANG Z, et al. Nitrogen and phosphorus leaching losses from intensively managed paddy fields with straw retention[J]. *Agricultural Water Management*, 2014, 141(2): 66–73
- [36] WANG L M, HUANG D F. Nitrogen and phosphorus losses by surface runoff and soil microbial communities in a paddy field with different irrigation and fertilization managements[J]. *PLoS One*, 2021, 16(7): e0254227
- [37] HE T H, YUAN J J, LUO J F, et al. Organic fertilizers have divergent effects on soil N<sub>2</sub>O emissions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, 55(7): 685–699
- [38] QI D L, WU Q X, ZHU J Q. Nitrogen and phosphorus losses from paddy fields and the yield of rice with different water and nitrogen management practices[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10: 9734
- [39] CUI N X, CAI M, ZHANG X, et al. Runoff loss of nitrogen and phosphorus from a rice paddy field in the east of China: Effects of long-term chemical N fertilizer and organic manure applications[J]. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 22(4): e01011
- [40] GU J X, NIE H H, GUO H J, et al. Nitrous oxide emissions from fruit orchards: A review[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, 201: 166–172
- [41] HE S, LI F Y, LIANG X Q, et al. Window phase analysis of nutrient losses from a typical rice-planting area in the Yangtze River Delta Region of China[J]. *Environmental Sciences Europe*, 2019, 32: 1–12
- [42] YAO Z S, ZHENG X H, LIU C Y, et al. Stand age amplifies greenhouse gas and NO releases following conversion of rice paddy to tea plantations in subtropical China[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2018, 248: 386–396
- [43] DEKKER E, ZIJP M C, VAN DE KAMP M E, et al. A taste of the new ReCiPe for life cycle assessment: Consequences of the updated impact assessment method on food product LCAs[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2020, 25(12): 2315–2324
- [44] CROWDER D W, REGANOLD J P. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(24): 7611–7616
- [45] 国家市场监督管理总局, 国家标准化管理委员会. 有机产品 生产、加工、标识与管理体系要求: GB/T 19630—2019[S]. 北京: 中国标准出版社, 2019  
State Administration of Market Supervision. Requirements for production, processing, labeling and management system of organic products: GB-T 19630—2019[S]. Beijing: China Standard Press, 2019
- [46] 肖梦雪, 何忠伟. 我国生物农药产业发展态势分析[J]. *时代经贸*, 2023, 20(5): 158–160  
XIAO M X, HE Z W. Analysis on development trend of Chinese biopesticide industry[J]. *Times of Economy & Trade*, 2023, 20(5): 158–160
- [47] SEUFERT V, RAMANKUTTY N, MAYERHOFER T. What is this thing called organic? — How organic farming is codified in regulations[J]. *Food Policy*, 2017, 68: 10–20
- [48] JAENICKE E C, CARLSON A C. Estimating and investigating organic premiums for retail-level food products[J]. *Agribusiness*, 2015, 31(4): 453–471
- [49] YIRIDOE E K, BONDI-ANKOMAH S, MARTIN R C. Comparison of consumer perceptions and preference toward organic versus conventionally produced foods: A review and update of the literature[J]. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 2005, 20(4): 193–205
- [50] FOTEINIS S, CHATZISYMEON E. Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112: 2462–2471
- [51] HE X Q, QIAO Y H, LIU Y X, et al. Environmental impact assessment of organic and conventional tomato production in urban greenhouses of Beijing city, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 134: 251–258
- [52] RASHMI I, ROY T, KARTIKA K S, et al. Organic and inorganic fertilizer contaminants in agriculture: impact on soil and water resources[J]. *Contaminants in Agriculture: Sources, Impacts and Management*, 2020: 3–41
- [53] MARGENAT A, YOU R, CAÑAMERAS N, et al. Occurrence and human health risk assessment of antibiotics and trace elements in *Lactuca sativa* amended with different organic fertilizers[J]. *Environmental Research*, 2020, 190: 109946

- [54] UGULU I, AHMAD K, KHAN Z I, et al. Effects of organic and chemical fertilizers on the growth, heavy metal/metalloid accumulation, and human health risk of wheat (*Triticum aestivum* L.)[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(10): 12533–12545
- [55] WEIDEMA B P, STYLIANOU K S. Nutrition in the life cycle assessment of foods — function or impact?[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2020, 25(7): 1210–1216
- [56] MILÀ I CANALS L, COWELL S J, SIM S, et al. Comparing domestic versus imported apples: a focus on energy use[J]. *Environmental Science and Pollution Research - International*, 2007, 14(5): 338–344
- [57] MARTIN-GORRIZ B, GALLEGO-ELVIRA B, MARÍNEZ-ALVAREZ V, et al. Life cycle assessment of fruit and vegetable production in the Region of Murcia (south-east Spain) and evaluation of impact mitigation practices[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 265(2): 121656
- [58] RODRIGUES V L, PIERRE-LUC D, CHARLES M, et al. Would transitioning from conventional to organic oat grains production reduce environmental impacts? A LCA case study in North-East Canada[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 349: 131344
- [59] PEANO C, BAUDINO C, TECCO N, et al. Green marketing tools for fruit growers associated groups: application of the Life Cycle Assessment (LCA) for strawberries and berry fruits ecobranding in northern Italy[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 104: 59–67
- [60] ALI CHANDIO A, AKRAM W, AHMAD F, et al. Dynamic relationship among agriculture-energy-forestry and carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) emissions: empirical evidence from China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(27): 34078–34089
- [61] 诸葛玉平, 苏志慧, 张彤, 等. 北京郊区有机蔬菜土壤养分平衡及  $\delta^{15}\text{N}$  特征分析[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(11): 2313–2318  
ZHUGE Y P, SU Z H, ZHANG T, et al. Soil nutrients balance and  $\delta^{15}\text{N}$  characteristics for organic vegetable production in Beijing suburbs[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(11): 2313–2318
- [62] ZHEN H Y, JIA L, HUANG C D, et al. Long-term effects of intensive application of manure on heavy metal pollution risk in protected-field vegetable production[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 263 (Pt A): 114552
- [63] TIAN W, ZHANG Z H, HU X F, et al. Short-term changes in total heavy metal concentration and bacterial community composition after replicated and heavy application of pig manure-based compost in an organic vegetable production system[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(5): 593–603
- [64] OELOFSE M, HØGH-JENSEN H, ABREU L S, et al. Organic farm conventionalisation and farmer practices in China, Brazil and Egypt[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2011, 31(4): 689–698
- [65] SEIDEL C, HECKELEI T, LAKNER S. Conventionalization of organic farms in Germany: an empirical investigation based on a composite indicator approach[J]. *Sustainability*, 2019, 11(10): 2934
- [66] LØES A K, BÜNEMANN E K, COOPER J, et al. Nutrient supply to organic agriculture as governed by EU regulations and standards in six European countries[J]. *Organic Agriculture*, 2017, 7(4): 395–418
- [67] MIGLIORINI P, WEZEL A. Converging and diverging principles and practices of organic agriculture regulations and agroecology. A review[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2017, 37(6): 63
- [68] DARNHOFFER I, LINDENTHAL T, BARTEL-KRATOCHVIL R, et al. Conventionalisation of organic farming practices: from structural criteria towards an assessment based on organic principles. A review[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2010, 30(1): 67–81
- [69] 刘某承, 熊英, 伦飞, 等. 欧盟农业生态补偿对中国 GIAHS 保护的启示[J]. *世界农业*, 2014(6): 83–88, 103, 227–228  
LIU M C, XIONG Y, LUN F, et al. Inspiration of EU's agricultural eco-compensation policy to China's GIAHS management[J]. *World Agriculture*, 2014(6): 83–88, 103, 227–228
- [70] 张鹏, 梅杰. 欧盟共同农业政策: 绿色生态转型、改革趋向与发展启示[J]. *世界农业*, 2022(2): 5–14  
ZHANG P, MEI J. The EU common agricultural policy: green ecological transformation, reform trends and implications[J]. *World Agriculture*, 2022(2): 5–14
- [71] 姜达炳. 日本生态农业考察的启示[J]. *农业环境与发展*, 2002, 19(4): 42–44  
JIANG D B. Enlightenment from the investigation of ecological agriculture in Japan[J]. *Agro-Environment and Development*, 2002, 19(4): 42–44
- [72] 穆建华, 徐继东. 美国有机农业发展及对我国的启示[J]. *中国食物与营养*, 2021, 27(3): 18–22  
MU J H, XU J D. Development of organic agriculture in America and its implications for China[J]. *Food and Nutrition in China*, 2021, 27(3): 18–22
- [73] SEARCHINGER T D, MALINS C, DUMAS P, et al. *Revising Public Agricultural Support to Mitigate Climate Change*[M]. Washington, DC: World Bank Group, 2020
- [74] JACK B K, KOUSKY C, SIMS K R E. *Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with*

incentive-based mechanisms[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008, 105(28): 9465-9470

