

DOI: 10.12357/cjea.20250242

CSTR: 32371.14.cjea.20250242

鞠鲤懋, 冯旭, 田康康, 乔玉辉, 高尚宾, 柯华东, 刘铠鸣, 徐琳雅. “猪-沼-果-电”生态农场的综合效益评估与优化[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2025, 33(9): 1807–1821

JU L M, FENG X, TIAN K K, QIAO Y H, GAO S B, KE H D, LIU K M, XU L Y. Comprehensive benefit assessment and optimization of the “swine-biogas-fruit-electricity” ecological farm[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2025, 33(9): 1807–1821

“猪-沼-果-电”生态农场的综合效益评估与优化^{*}

鞠鲤懋¹, 冯旭¹, 田康康¹, 乔玉辉^{1**}, 高尚宾², 柯华东², 刘铠鸣³, 徐琳雅⁴

(1. 中国农业大学资源与环境学院 北京 190013; 2. 中国农业生态环境保护协会 北京 100125; 3. 南通市耕地质量保护站 南通 226000; 4. 南通市农业农村局 南通 226000)

摘要: 近年来,生态农场发展成为中国农业绿色发展的新抓手。“猪-沼-果-电”作为新兴生态农业循环模式,已在部分地区得到推广,但其综合效益的量化评估仍需完善,且通过合理的生产规模优化将更有利于农场可持续发展。本文从温室气体减排、经济效益和膳食营养供给3个角度,结合江苏省如皋市的实际案例,量化分析了农场生产的温室气体排放、成本、利润以及农场营养供给水平等指标,评估“猪-沼-果-电”生态模式的综合效益,并构建基于非支配排序遗传算法(NSGA-II)的生态农场生产结构多目标优化模型,提出该模式的可持续发展优化方案。研究表明,生态农场在温室气体排放、经济效益和资源循环方面优于常规农场。种植系统单位面积温室气体排放量较常规农场减少88%,养殖系统单位生猪温室气体排放量降低2%,这主要得益于沼气发电和粪肥还田所实现的能源与养分的内部循环。经济方面,生态农场通过成本控制实现多数作物的较高利润,水果种植利润比常规农场高29%~50%,同时养殖系统主要通过自繁自养使生产成本较常规农场降低46%。尽管生态农场单位面积膳食营养供给水平略低于常规农场,但仍保持稳定供给。多目标优化模拟显示,不同目标导向(最大化产量、利润或最小化温室气体排放)下的生产结构调整存在显著的效益权衡与协同,通过选择不同的优化方案可分别实现农场温室气体减排效果最高达55%,总利润最高提升93%,膳食营养供给水平最高提升109%。本研究不仅为“猪-沼-果-电”生态农场的效益优化提供了理论依据,还为该模式的推广和发展提供了实践经验,具有重要的理论意义和应用价值。

关键词: 生态农场; 综合效益; 种养循环; 多目标优化; 非支配排序遗传算法(NSGA-II)

中图分类号: X32

Comprehensive benefit assessment and optimization of the “swine-biogas-fruit-electricity” ecological farm^{*}

JU Limao¹, FENG Xu¹, TIAN Kangkang¹, QIAO Yuhui^{1**}, GAO Shangbin², KE Huadong², LIU Kaiming³, XU Linya⁴

(1. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 190013, China; 2. Chinese Association of Agricultural Ecological and Environmental Protection, Beijing 100125, China; 3. Nantong Cultivated Land Quality Protection Station, Nantong 226000, China; 4. Nantong Agriculture and Rural Affairs Bureau, Nantong 226000, China)

Abstract: In recent years, ecological farm development has emerged as a key focus in China’s pursuit of sustainable agricultural practice. Among various innovative modes, the “swine-biogas-fruit-electricity” system has gained attention as an integrated ecologic-

^{*} 国家自然科学基金(32171663)资助

^{**} 通信作者: 乔玉辉, 主要从事有机农业与生态农业等方面研究。E-mail: qiaoyh@cau.edu.cn

鞠鲤懋, 主要从事有机农业与生态农业等方面研究。E-mail: jlm6862@163.com

收稿日期: 2025-04-03 接受日期: 2025-09-01

^{*} This study was supported by National Natural Science Foundation of China (32171663).

^{**} Corresponding author, E-mail: qiaoyh@cau.edu.cn

Received Apr. 3, 2025; accepted Sep. 1, 2025

al recycling system, combining livestock breeding, biogas production, fruit cultivation, and renewable energy generation. This mode has been actively promoted in several regions as part of China's green transition strategy. This study evaluates the comprehensive benefits of the "swine-biogas-fruit-electricity" ecological farming mode from the perspectives of carbon emission reduction, economic performance, and dietary nutrient supply, using a case study from Rugao City, Jiangsu Province. Key indicators such as greenhouse gas emissions, production costs, profits, and nutrient supply were quantified. A multi-objective optimization model for the ecological farm's production structure is constructed using the non-dominated sorting genetic algorithm to propose sustainable development solutions for ecological farming modes. The analysis focuses on the cost-to-profit ratio and overall profitability of the farm. This study also examines the system's contribution to the nutrient supply level of local populations, a crucial indicator of food security and rural welfare. Using a case study from Rugao City, Jiangsu Province, this study further explores the comprehensive benefits and sustainable optimization strategies of the mode. Compared with conventional farm, ecological farm achieved a significantly lower carbon footprint, higher cost-effectiveness, and more efficient circular resource flows. The study showed that greenhouse gas emissions per unit area in the cropping system of the ecological farm were reduced by approximately 88% compared with conventional farm, whereas emissions per unit swine in the livestock system decreased by 2%, attributable to the internal cycling of energy and nutrients through biogas power generation and manure recycling. In terms of economic performance, the ecological farm achieved higher profits for the crops through cost-control measures, with fruit cultivation generating 29%–50% higher profits compared to conventional farm. Meanwhile, the livestock system reduced production cost by 46% compared with conventional farm, primarily through self-breeding practices. Although the ecological farm's dietary nutrient supply per unit area was slightly lower than that of conventional farm, it maintained a stable supply. Furthermore, multi-objective optimization simulations revealed significant trade-offs and synergies in production structure adjustments under different goal orientations (maximizing yield, maximizing profit, or minimizing carbon emissions). By adopting different optimization strategies, the farm system could achieve up to a 55% reduction in greenhouse gas emissions, a 93% increase in total profit, or a 109% improvement in the level of dietary nutrient supply, depending on the selected approach. This study not only provides a theoretical foundation for optimizing the "swine-biogas-fruit-electricity" mode but also offers practical insights for policymakers and agricultural practitioners. By quantifying the benefits of the system and identifying optimal production scales, it contributes to the broader adoption and sustainable development of ecological farming in China. These findings hold significant value for promoting low-carbon agriculture, rural economic growth, and food security, aligning with China's national strategies for green transformation and rural revitalization.

Keywords: ecological farm; comprehensive benefit; integrated crop-animal recycling; multi-objective optimization; non-dominated sorting genetic algorithm (NSGA- II)

近年来,农业绿色发展问题关注度日益提高,生态农场已成为实现中国农业绿色发展要求的新着力点^[1]。生态农场作为实践应用的主体,应兼顾环境、经济与社会效益的三重协调^[2]。“猪-沼-果-电”生态农业循环模式通过将生猪养殖、果树种植、沼气生产与电力发电有机结合,构建了一个物质资源循环系统,实现了农业生产与环境保护的有效融合,提供了资源循环利用和农业可持续发展的新路径,与生态农场的基本要求相契合。21 世纪初期,区域性种养循环体系在河北邯郸、广西武宣等地出现,但并未得到大范围推广。2022 年,农业农村部明确提出生态农场建设的指导意见,生态农业成为拉动农业向绿色转型的新模式。“猪-沼-果-电”生态农业循环模式作为一种特色生态农业生产模式,于 2023 年在江苏南通进行示范推广,然而,该模式在生态农场中的实际应用是否达到了“资源节约、环境友好、生态发展”的目标仍需明确,其效益水平如何亦有待量化评估。

当前关于生态技术模式及其生态农场效益评估方面的研究大致可分为两类:一是单一维度评估,二

是多维度综合评估。单一维度评估多从单一角度衡量技术模式表现,例如“猪-沼-田”种养循环模式研究主要集中于能量循环效率^[3]、重金属治理^[4]等量化评估维度,能够直观反映其循环体系特点,但未能全面体现其在生态农场中的适用性。多维度综合评估则从生态、产品、利润及社会等多角度进行量化^[5],全面反映生态农场的综合表现,但评估指标体系中缺乏生产者视角,实际指导性不强。生态农场作为一种可持续的新型生产经营单元,要达到良好发展水平,需兼顾环境、经济以及粮食安全等多方面要求,而现有研究中的评价体系缺乏有效的评估反馈机制。因此,有必要从指导实际生产的角度出发,科学设置评估指标,并进行生产优化。

生态农场作为推进农业绿色发展的有力抓手,是重要的减排固碳单元,且温室气体排放水平作为气候变化的关键影响因子,已成为国内外生态农业环境影响研究的重要议题^[6]。同时,生态农场作为独立的经营主体,其盈利水平不容忽视。经济效益的量化方式较为直接,利润水平已成为较常用的量化指标。党的二十大报告提出,要构建多元化食物供

给体系,农场是初级食物生产的基本单元,其食物供给量直接关系到区域居民膳食营养供应保障,农场能否为社区提供有效的膳食养分,已成为社会、政府以及学术研究领域关注的重点^[7]。

为实现人们对生态农场功能的多元化需求和效益的最大化追求,应依据实际情况对生态农场的生产规模进行科学调整,即合理配置农场各类作物的生产面积以及畜禽养殖规模,这也是实现资源高效利用的关键途径之一^[8]。农产品生产规模的优化需协调多种要素,且是持续且动态的过程^[9],多目标优化方法在农业生产规划布局与结构调整中具有优势^[10]。帕累托方法作为多目标优化方法,各目标函数相互独立,可以规避主观因素对结果选择的影响^[11],近年来,越来越多的帕累托算法模型被开发应用,其中非支配排序遗传算法(NSGA-II)模型收敛性较强,与更传统的粒子群优化模型相比,出现局部最优的概率更低,稳健性更高^[12],可以减少产生局部最优的概率,并获得更符合约束条件的帕累托最优解集。

江苏省南通市作为我国东部沿海经济较为发达的城市,生态农业发展脚步较早,且较早提出并推广了“猪-沼-果-电”生态农场发展模式。本研究在该市选择案例农场,旨在明确“猪-沼-果-电”生态农场综合效益,并提出基于实际情况的种植面积与养殖规模优化方案。与既有研究相比,本研究的突破性在于以生态农场的效益评估为基础,通过构建生态农场效益优化模型,从减碳、经济以及膳食营养供给的角度综合分析农场效益,并以现实情况为基础,提出种植面积及养殖规模的优化方案。通过对该模式的实际应用效果进行量化评估,为该模式的广泛应用提供科学建议。

1 材料与方法

1.1 研究案例

江苏省南通市如皋市新时家庭农场是一家典型的种养结合型生态农场(简称生态农场),主要种植的作物为葡萄(*Vitis vinifera*)、桃(*Prunus persica*)以及梨(*Pyrus*)等水果,总种植面积为15 hm²,同时,该农场建有国家级标准化生猪示范场5.5 hm²,最大年出栏量约20 000头,本研究将该农场作为生态农场案例。猪场产生的粪污通过沼气池进行消纳处理,所产生的优质沼肥经由铺设的5 000 m管道进入25个田间调节池,根据需求施用于农场内部以及外围农户和农业园区耕地,其中包括6.7 hm²花卉苗木、13.3 hm²名优果蔬和53 hm²有机稻(*Oryza sativa*)等

优质经济作物。农场沼气工程产生的电能经电压调节与频率同步后接入国家电网,将可再生能源转化为售电收益。本着科学规划、合理布局、种养结合、循环利用、特色增效的发展理念,形成了具有区域特色的立体生态循环经济模式(图1),具备了“养猪积肥同步,粪污综合利用到位,种养循环双赢”的效应。

由于难以获取完全匹配的非循环型常规农场样本(即同时开展水果种植与生猪养殖,但未采用沼电和粪污循环的农场),本研究选取与案例农场位于同一县域,且主要农产品结构与案例农场相似的两家常规家庭农场(即双富生态家庭农场和云宝种植家庭农场)的生产数据构成一个对照样本,对比循环优势。双富生态家庭农场种植葡萄,同时养殖生猪,配套沼气发电设备,但未将沼肥用于葡萄生产;云宝种植家庭农场种植桃和梨,无畜禽养殖。通过整合双富生态家庭农场的葡萄和生猪生产数据以及云宝种植家庭农场的桃和梨种植数据,构建与案例农场在农产品种类、生产规模及地理环境上可比,但缺乏种养循环的合成对照系统(非循环型常规农场样本,简称常规农场)。案例生态农场与对经常规农场种植系统与养殖系统的生产规模基本相当(表1)。生产数据时间为2023年,核算范围包括农田土壤固碳、农资生产排放、能源排放、农用地N₂O排放、肠道发酵和粪便管理。

生态农场单位耕地面积能源投入量低于常规农场。施肥策略上,生态农场主要使用内部猪粪堆肥和沼液,而常规农场则依赖外购有机肥和化肥,其中有机肥主要为羊粪和鸡粪,化肥则以高钾类复合肥为主,生态农场氮投入优势主要体现在葡萄生产中,其葡萄生产单位面积氮投入量较常规农场降低61.85%。

1.2 指标测算方法

1.2.1 碳减排指标

本研究测算方法参考生命周期评价方法和排放系数法^[13-14],数据主要为半结构式问卷调查获取的案例农场实际生产数据。本研究系统边界为“从摇篮到农场大门”,评估的主要温室气体为CO₂、CH₄和N₂O,并将其换算为CO₂-eq。本研究案例生态农场为“猪-沼-果-电”种养循环生态农场体系,因此在温室气体排放分析中,将其划分为种植系统和养殖系统。养殖部分的兽药、饲料添加剂、猪舍以及沼电设施数据无法获得,故不做计算^[15]。

温室气体排放计算公式如下:

$$CFP = E_{\text{农资}} + E_{\text{土壤}} + E_{\text{肠道}} + E_{\text{粪便}} \quad (1)$$

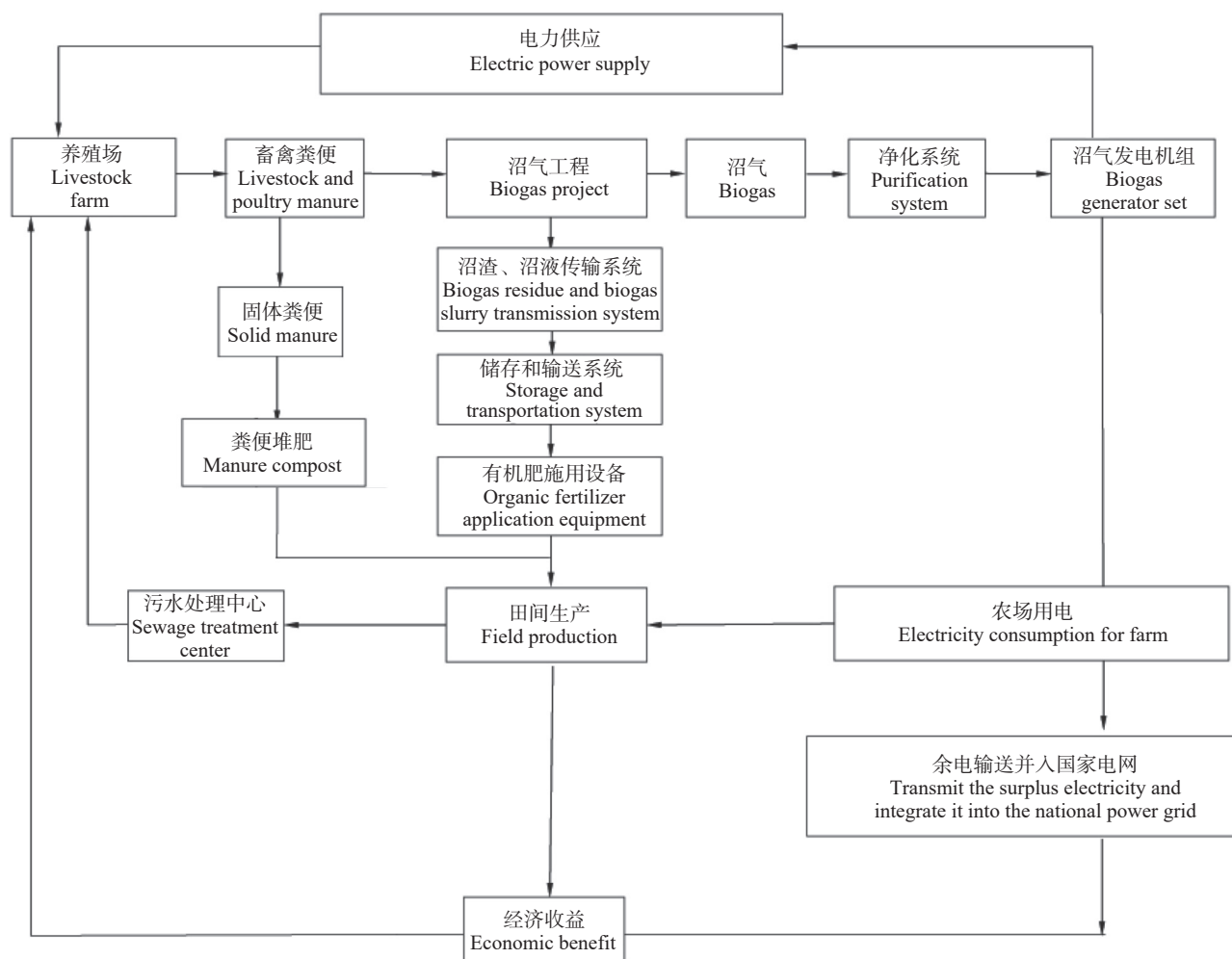


图 1 生态-沼电-粪污处理技术流程图

Fig. 1 Flow chart of ecology-biogas electricity-manure treatment technology

表 1 生态农场和常规农场生产信息

Table 1 Production information for the ecological and conventional farms

生产信息 Production information		种植系统 Planting system						养殖系统 Livestock system		
		面积 Area /hm ²	氮投入 Nitrogen input /(kg·hm ⁻²)		农药投入 Pesticide input /(kg·hm ⁻²)	燃油投入 Fuel oil input /(kg·hm ⁻²)	电力投入 Electricity input /(kWh·hm ⁻²)	出栏量 Slaughter volume /head	饲料投入 Feed input /(kg·head ⁻¹)	电力投入 Electricity input /(kWh·head ⁻¹)
			化肥 Chemical fertilizer	有机肥 Organic fertilizer						
生态农场 Ecological farm	葡萄 Grape	5.33	0	207.14	4.93	45.66	0	—	—	—
	桃 Peach	1.00	0	248.39	11.80	81.18	0	—	—	—
	梨 Pear	0.67	0	248.39	19.87	121.77	0	—	—	—
常规农场 Conventional farm	猪 Swine	—	—	—	—	—	—	9 000	393.2	0
	葡萄 Grape	1.40	240.00	303.00	9.88	275.75	2 021.20	—	—	—
	桃 Peach	3.33	22.50	162.23	12.13	67.65	1 330.01	—	—	—
	梨 Pear	1.33	22.50	162.23	14.30	67.65	1 330.01	—	—	—
	猪 Swine	—	—	—	—	—	—	10 000	375.0	2.06

式中: CFP 为农场种植系统和养殖系统温室气体排放, kg(CO₂-eq); $E_{\text{农资}}$ 为农场种植系统和养殖系统中所有农资生产过程造成的温室气体排放, kg(CO₂-eq); $E_{\text{土壤}}$ 为农场种植系统中肥料施用造成的 N₂O 直接和间接排放, kg(CO₂-eq); $E_{\text{肠道}}$ 为养殖系统中动物肠道发

酵造成的 CH₄ 排放, kg(CO₂-eq); $E_{\text{粪便}}$ 为养殖系统中动物粪便管理造成的温室气体排放, kg(CO₂-eq)。

农资生产过程造成的温室气体排放:

$$E_{\text{农资}} = \sum_{i=1}^n M_i \times EM_i \quad (2)$$

式中: M_i 为第 i 种农资使用量, kg; EM_i 为第 i 种农资生产过程的温室气体排放系数, $i=1, 2, \dots, n$, 详见表2。

肥料施用造成的 N_2O 直接和间接排放:

$$E_{\text{土壤}} = (D_{\text{土壤}} + ID_{\text{土壤}}) \times GWP_{N_2O} \quad (3)$$

式中: $D_{\text{土壤}}$ 和 $ID_{\text{土壤}}$ 分别为肥料施用造成的 N_2O 直接排放和间接排放, $kg(N_2O)$; GWP_{N_2O} 为 N_2O 全球变暖潜势。 N_2O 直接排放主要包括化肥、有机肥和秸秆还田造成的 N_2O 排放, N_2O 间接排放主要包括氨挥发通过大气沉降造成的 N_2O 排放以及土壤淋溶和径流引起的 N_2O 排放。

动物肠道发酵 CH_4 排放:

$$E_{\text{肠道}} = ON_p \times \frac{DA_p}{365} \times EI_p \times GWP_{CH_4} \quad (4)$$

式中: ON_p 为核算年度内生猪年出栏量, 头; DA_p 为生猪生长天数; 365 为时间转换系数; EI_p 为生猪肠道发酵 CH_4 排放因子, $kg(CH_4) \cdot \text{头}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; GWP_{CH_4} 为 CH_4 全球变暖潜势。

粪便管理温室气体排放:

$$E_{\text{粪便}} = E_{\text{固体}} + E_{\text{沼气}} \quad (5)$$

$$E_{\text{固体}} = [EF_{\text{粪便-CH}_4} \times GWP_{CH_4} + (EF_{\text{粪便-N}_2\text{O-D}} + EF_{\text{粪便-N}_2\text{O-I}}) \times GWP_{N_2O}] \times ON_p \times \frac{DA_p}{365} \quad (6)$$

$$E_{\text{沼气}} = \frac{EF_{\text{沼气-CH}_4} + EF_{\text{沼气-N}_2\text{O}}}{1000} \times W \quad (7)$$

式中: $E_{\text{固体}}$ 为生猪固体粪便管理温室气体排放,

$kg(CO_2\text{-eq})$; $E_{\text{沼气}}$ 为沼气发电过程温室气体排放, $kg(CO_2\text{-eq})$; $EF_{\text{粪便-CH}_4}$ 为生猪固体粪便管理 CH_4 排放因子, $kg(CH_4) \cdot \text{头}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; $EF_{\text{粪便-N}_2\text{O-D}}$ 和 $EF_{\text{粪便-N}_2\text{O-I}}$ 分别为生猪固体粪便管理 N_2O 直接排放因子和间接排放因子, $kg(N_2O) \cdot \text{头}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; $EF_{\text{沼气-CH}_4}$ 为沼气发电 CH_4 排放因子, $g(CO_2\text{-eq}) \cdot kWh^{-1}$; $EF_{\text{沼气-N}_2\text{O}}$ 为沼气发电 N_2O 排放因子, $g(CO_2\text{-eq}) \cdot kWh^{-1}$; W 为沼气发电量, kWh; 1000 为质量转换系数。

$$EF_{\text{粪便-CH}_4} = (VS_p \times 365) \times B_{op} \times 0.67 \times \sum_k (MCF_k \times MS_k) \quad (8)$$

式中: VS_p 为生猪每天排放粪污中的挥发性固体量, $kg(VS) \cdot \text{头}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; B_{op} 为生猪粪污 CH_4 最大生产能力, 此处取 $0.29 \text{ m}^3(CH_4) \cdot kg^{-1} VS^{[14]}$; 0.67 为 CH_4 在 20°C 、1 个大气压下的密度, $kg(CH_4) \cdot m^{-3}$; MCF_k 为粪污管理方式 k 的甲烷转换系数, 此处取 $1\%^{[14]}$; MS_k 为粪污管理方式 k 在全部处理方式中的占比, 本研究中固体粪污处理方式相同。

$$EF_{\text{粪便-N}_2\text{O-D}} = Nex_p \times \sum_k (EF_{\text{粪便-N}_2\text{O}_k} \times MS_k) \times \frac{44}{28} \quad (9)$$

$$EF_{\text{粪便-N}_2\text{O-I}} = Nex_p \times (0.01 \times 20\% + 0.0075 \times Fr_{\text{leach}}) \times \frac{44}{28} \quad (10)$$

式中: Nex_p 为生猪固体粪污氮排泄量, $kg(N) \cdot \text{头}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; $EF_{\text{粪便-N}_2\text{O}_k}$ 为粪污管理方式 k 的 N_2O -N 直接排放因子, 此处取 $0.01 \text{ kg}(N) \cdot kg^{-1} N^{[14]}$; 0.01 为粪污管理中氨挥发产生的 N_2O -N 间接排放因子; 20% 为粪污管理

表2 温室气体排放来源及排放系数

Table 2 Greenhouse gas emission sources and emission factors

	排放来源 Emission source	排放系数 Emission factor	来源 Source
主要物资生产 Production of major inputs	农药 Pesticide / $[kg(CO_2\text{-eq}) \cdot kg^{-1}]$	16.52	[16]
	农膜 Agricultural film / $[kg(CO_2\text{-eq}) \cdot kg^{-1}]$	9.44	[17]
	复合肥 Compound fertilizer / $[kg(CO_2\text{-eq}) \cdot kg^{-1}]$	2.31	[18]
	氮肥 Nitrogen fertilizer / $[kg(CO_2\text{-eq}) \cdot kg^{-1}]$	7.76	[19]
	磷肥 Phosphate fertilizer / $[kg(CO_2\text{-eq}) \cdot kg^{-1}]$	2.33	[20]
	钾肥 Potash fertilizer / $[kg(CO_2\text{-eq}) \cdot kg^{-1}]$	0.66	[20]
	饲料 Feed / $[kg(CO_2\text{-eq}) \cdot kg^{-1}]$	0.72	[21]
土壤 N_2O 直接排放 Direct emissions of soil N_2O	化肥 Chemical fertilizer / $[kg(N_2O\text{-N}) \cdot kg^{-1} N]$	0.100 0	[13]
	有机肥 Organic fertilizer / $[kg(N_2O\text{-N}) \cdot kg^{-1} N]$	0.100 0	[13]
土壤 N_2O 间接排放 Indirect emissions of soil N_2O	大气氮沉降 Atmospheric nitrogen deposition	化肥 Chemical fertilizer / $[kg(N_2O\text{-N}) \cdot kg^{-1} N]$	0.001 1 [13]
	有机肥 Organic fertilizer / $[kg(N_2O\text{-N}) \cdot kg^{-1} N]$	0.002 1	[13]
	氮淋溶和径流 Nitrogen leaching and runoff / $[kg(N_2O\text{-N}) \cdot kg^{-1} N]$	0.002 64	[13]
肠道发酵 Enteric fermentation	生猪肠道发酵甲烷 Methane from swine enteric fermentation / $[kg(CH_4) \cdot \text{head}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}]$	1.5	[14]
	CH_4 排放 CH_4 emissions / $[g(CO_2\text{-eq}) \cdot (kWh)^{-1}]$	0.01~0.20	[13]
沼电系统 Biogas-electricity system	N_2O 排放 N_2O emissions / $[g(CO_2\text{-eq}) \cdot (kWh)^{-1}]$	0.02~0.05	[13]
	能源 Energy		
能源 Energy	燃油 Fuel / $[g(CO_2\text{-eq}) \cdot kg^{-1}]$	3.153	[13]
	电 Electricity / $[kg(CO_2\text{-eq}) \cdot (kWh)^{-1}]$	1.37	[22]

中氨挥发造成的氮损失比例; 0.0075 为粪污管理中氮淋溶和径流产生的 N_2O-N 间接排放因子; Fr_{leach} 为粪便管理氮淋溶和径流造成的氮损失比例, 此处取 1%^[14]。

1.2.2 经济指标

通过农场生产成本、收入、利润以及成本利润率反映农场经济效益, 具体核算方法如下:

$$C = \sum_j^m c_j \quad (11)$$

$$I = \sum_i^n p_i q_i \quad (12)$$

$$P = C - I \quad (13)$$

$$CPM = \frac{P}{C} \times 100\% \quad (14)$$

式中: C 为农场总生产成本, ¥; I 为农场总收入, ¥; P 为农场总利润, ¥; CPM 为农场成本利润率, %; c_j 为第 j 项成本支出, ¥; m 为农场成本项目的总数; p_i 为第 i 种农产品的销售单价, ¥·kg⁻¹; q_i 为第 i 种农产品的销售数量, kg; n 为农场销售产品的种类总数。

1.2.3 膳食营养供给水平指标

根据中国居民膳食指南^[23]推荐的成年人日均食物摄入量水平, 量化农场农产品供给水平。农产品单位生产规模人口供养量核算方法如下:

$$N_i = \frac{Y_i \times I_i}{NF_i} \times 365 \quad (15)$$

式中: N_i 为农产品 i 的单位生产规模人口供养量, 人·hm⁻²·a⁻¹ 或人·头⁻¹·a⁻¹; Y_i 为农产品 i 的单位产量, kg·hm⁻² 或 kg·头⁻¹; I_i 为农产品 i 的单位产量对应能量, kg·kg⁻¹; NF_i 为成年人日均食物摄入水平, kg·d⁻¹。

农产品单位生产规模家庭供养量核算方法如下:

$$F_i = \frac{N_i}{FN} \quad (16)$$

式中: F_i 为农产品 i 的单位生产规模家庭供养量, 户·hm⁻²·a⁻¹ 或户·头⁻¹·a⁻¹; FN 为城市家庭平均人口数, 此处取 2.56^[24]。

1.3 生态农场效益优化模型构建

农场生产规模的调整优化可通过数学建模实现。优化模型应包括目标函数、决策变量以及约束条件。本研究构建了生态农场效益优化模型(图 2), 其优化目标为温室气体减排、经济效益以及膳食营养供给三者达最优, 即实现农场温室气体排放量最低、总利润最高以及农产品产量最大。农场各类农产品生产规模为优化目标的决策变量, 通过设立约束条件, 确保优化结果符合实际情况。使用 NSGA-II 对模型

求解, 结合生态农场自身特点, 调整农场各类农产品的种植与养殖规模, 合理配置, 以实现生态农场可持续生产以及环境友好的目标^[25]。

1.3.1 优化模型目标函数及决策变量

生态农场是农业减排固碳的基本单元, 将碳减排目标纳入农场优化模型, 有助于提升农场环境绩效, 推动农业生产方式的绿色转型。生态农场作为独立经营主体, 利润水平反映其经济效益, 是实现农场可持续经营的基本保障, 不容忽视。同时, 农场是食物生产源头, 其膳食营养供给关系到粮食安全、居民营养供给和城乡稳定, 其产出能力直接影响到区域乃至国家的食物保障水平。因此, 本研究以农场温室气体排放(反映温室气体减排)、农产品利润(反映经济效益)以及农产品产量(反映膳食营养供给)为目标, 构建以下目标函数:

温室气体排放目标:

$$\min f_1(x_i, y_j) = \sum_{ij} (a_i \times x_i + a_j \times y_j) \quad (17)$$

农产品利润目标:

$$\max f_2(x_i, y_j) = \sum_{ij} (b_i \times x_i + b_j \times y_j) \quad (18)$$

农产品产量目标:

$$\min f_3(x_i, y_j) = \sum_{ij} (c_i \times x_i + c_j \times y_j) \quad (19)$$

式中: f_1 为农场总温室气体排放量, kg(CO₂-eq); f_2 为农场农产品总利润, ¥; f_3 为农场农产品产量, kg; x_i 为农场种植系统决策变量, 即各类作物的生产面积, hm²; y_j 为农场养殖系统决策变量, 即畜禽年出栏量, 头; a_i 、 b_i 、 c_i 、 a_j 、 b_j 和 c_j 为生态农场生产活动变量。

1.3.2 优化模型约束条件

由于设置了多个优化目标, 所以获得的解集不唯一, 结合实际需求, 设定约束条件, 可以将解集进行精炼, 使结果更具实际指导意义。结合“猪-沼-果-电”生态农场的实际情况, 从 4 方面设定约束条件。

1) 耕地面积

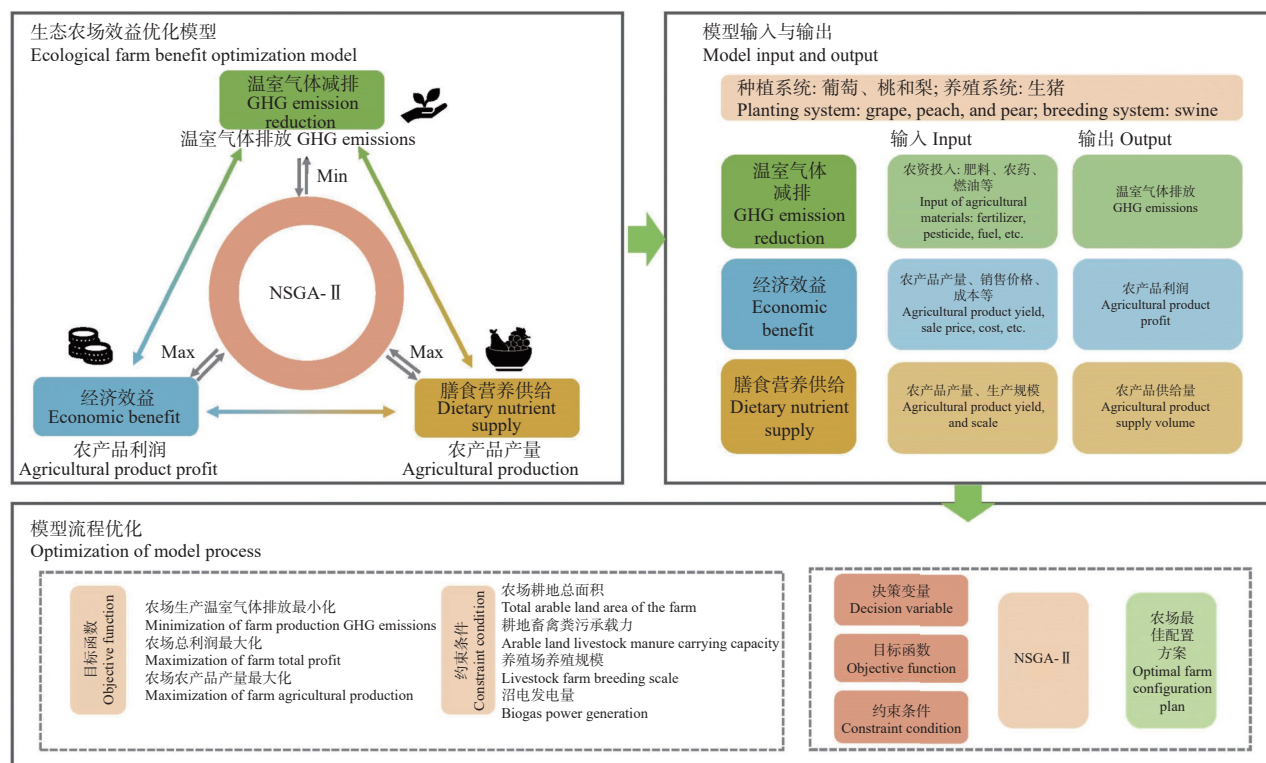
由于农场耕地面积固定, 因此生产规模优化调整结果中种植系统总面积需等于当前农场耕地面积, 公式如下:

$$\sum_i x_i = A \quad (20)$$

式中: A 为案例生态农场种植系统耕地总面积, 本研究取 7 hm²。

2) 耕地畜禽粪肥供应量

案例生态农场位于如皋市。2018 年印发的《如皋市畜禽养殖废弃物资源化利用工作方案》提出,



Min: 目标函数取最小; Max: 目标函数取最大; NSGA-II: 非支配排序遗传算法。Min: minimization of the objective function; Max: maximization of the objective function; NSGA-II: non-dominated sorting genetic algorithm.

图 2 生态农场效益优化模型

Fig. 2 Benefit optimization model for ecological farm

开展畜禽粪污社会化有偿治理服务,养殖户与当地畜禽粪污处理服务部门签订协议,进行区域养殖粪污统一还田。因此,养殖产生的粪污量不能超过服务部门用于还田耕地的粪污承载力。为保障农场内部耕地养分供给,满足种植系统生产需求,养殖规模亦不宜过度缩减,即种养结合生态农场养殖系统粪污产生量应满足内部种植系统养分需求,又不得超过相应土地畜禽粪污承载力,公式如下:

$$\text{Fe} \times y \geq \text{De} \quad (21)$$

$$\text{Fe} \times y \leq \text{Ca} \quad (22)$$

式中: Fe 为养殖系统畜禽粪污产生量, $\text{kg} \cdot \text{头}^{-1}$, 根据实际调研情况核算, 案例生态农场平均每头生猪产生的粪便为 $350 \text{ kg} \cdot \text{头}^{-1}$; y 为生猪年出栏量, $\text{头} \cdot \text{a}^{-1}$; De 为种植系统生产畜禽粪污需求量, kg , 本研究除案例生态农场种植系统外, 还需向周边合作社农户及农场内部其他非主要农产品生产环节提供粪肥, 粪污施用耕地面积为 117.7 hm^2 , 根据耕地承载力系数^[26]进行核算, 畜禽粪污需求量 (农场和周边合作社农户作物生产需求) 为 $1.38 \times 10^6 \text{ kg}$, 即 3 952 猪当量; Ca 为耕地畜禽粪污最大消纳能力 (根据政府畜禽粪污消纳政策, 部分额外产生的畜禽粪污可用于本镇其

他农田), 现行政策下最高可消纳 2.05×10^7 kg 案例生态农场粪污, 即 58 622 猪当量。

3) 养殖规模

受限于农场生猪养殖硬件设施,在生猪养殖品种、条件以及技术等因素相对稳定的情况下,年出栏量应控制在农场最大承载能力范围内,公式如下:

$$y \leq H \quad (23)$$

式中: H 为养殖场最大出栏量, 根据实际调研, 该值为 20 000 头。

4) 沼电发电量

为确保农场生产过程消耗电力全部为自产沼电,粪污产生量的下限受到限制,公式如下:

$$\text{EP} \times y \geq \text{DE}_n \quad (24)$$

式中: EP 为养殖系统每头生猪排出粪污产生沼气的净发电量, 案例生态农场调研结果为 $69.7 \text{ kWh} \cdot \text{头}^{-1}$; DE_p 为农场总耗电量, 案例生态农场调研结果为 $45\,679 \text{ kWh}$ 。

1.3.3 优化模型情景设置

多目标优化结果以帕累托解集形式出现,即解集中的每组解均为此条件下的最优解,在实践中,根据业务目标要求在解集中人为选择实施策略。本研

究以温室气体排放、农产品利润和直接反映膳食营养供给水平的农产品产量为决策目标,进行多目标优化,根据优化目标进行筛选,设置 4 项最佳优化方案,其中方案 OT1 为农产品产量最高;方案 OT2 为利润最高;方案 OT3 为温室气体排放量最低;方案 OT4 为保持较高产品多样性的情况下,农场经营风险最低,其中经营风险判断依据为对价格敏感农产品的产量(以近 5 年月度价格标准差量化波动)以及农场总利润,案例农场中生猪市场价格波动最大,因此以生猪养殖数量及农场总利润进行衡量。

1.4 数据来源

本研究数据主要包括农场资源投入、农产品产量、成本、价格、灌溉水量等初级数据,以及研究样本所在行政区人口、果园面积、生猪销售价格等统计数据。初级数据源于农场实地调研问卷,统计数据源于《南通统计年鉴》《如皋统计年鉴》以及畜牧兽医局生猪价格监测预警报道。

2 结果与分析

2.1 生态农场效益分析

2.1.1 生态农场碳减排效益

生态农场种植系统单位面积温室气体排放水平低于常规农场(图 3)。生态农场种植系统单位面积温室气体排放量为 1 999.2 kg(CO₂-eq),而常规农场种植系统为 16 027.7 kg(CO₂-eq),生态农场较常规农场

减少 88%。该减排效果得益于生态农场在能源利用与养分管理方面的系统性优化。能源利用方面,生态农场通过运用养殖粪污沼气发电技术,实现农场内部生产用电自给自足。具体而言,生态农场通过收集养殖系统液态粪污并进行厌氧发酵,产生沼气用于发电。近年来,养殖规模年出栏量维持在约 9 000 头,发电量完全满足种植及养殖系统电力需求。该技术将传统电力消耗带来的温室气体排放转移至农场内部养殖系统粪污处理环节,实现种植系统电力消耗零碳排放,相比之下,常规农场电力消耗温室气体排放占比达 44%,更凸显该循环模式在能源系统优化方面的优势;肥料管理方面,农场建立了完整的内部养分循环系统,通过沼气工程及猪粪堆肥技术,将养殖粪污转化为肥料,且肥料产生量实现了种植生产需求全覆盖。相比于常规农场外购有机肥和化肥,其减排量达 6 155.9 kg(CO₂-eq)·hm⁻²。

生态农场单位生猪养殖温室气体排放水平低于常规农场(图 4)。生态农场单位生猪养殖温室气体排放量为 327.5 kg(CO₂-eq)·头⁻¹,常规农场为 334.2 kg(CO₂-eq)·头⁻¹,生态农场较常规农场低 2%。饲料投入在两类农场中均为最主要的温室气体排放源,在生态农场中其占比为 86%,在常规农场中其占比为 80%。生态农场采用仔猪自繁,因此养殖周期较常规农场长,饲料消耗造成的温室气体排放量为 281.3

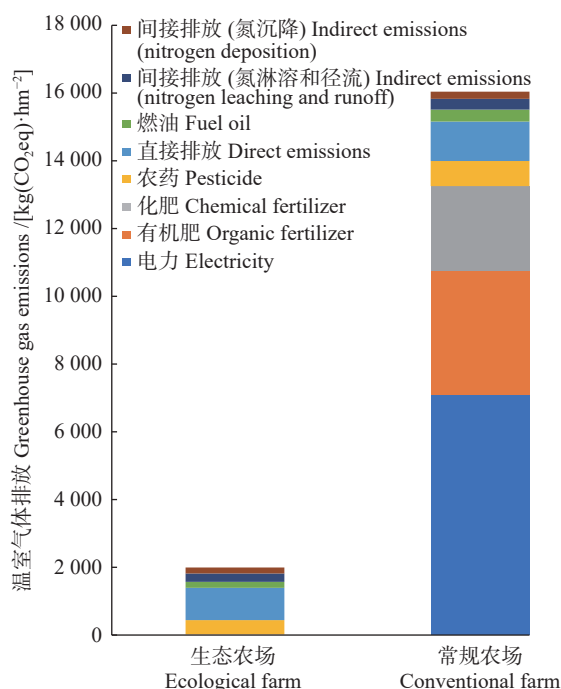


图 3 生态农场和常规农场种植系统温室气体排放

Fig. 3 Greenhouse gas emissions from the planting system in the ecological and conventional farms

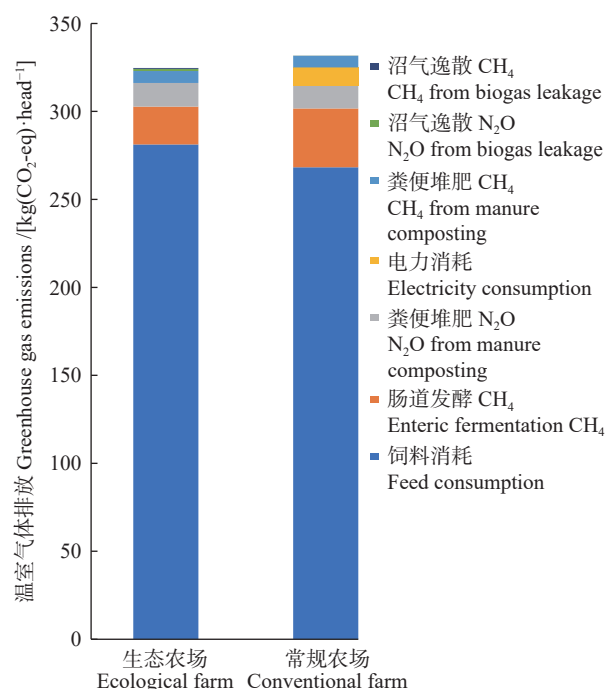


图 4 生态农场和常规农场养殖(生猪)系统温室气体排放

Fig. 4 Greenhouse gas emissions from the livestock (swine) production system in the ecological and conventional farms

kg(CO₂-eq)·头⁻¹,较常规农场高5%。粪便处理排放包括沼电生产过程的温室气体逸散(沼气逸散CH₄和N₂O)以及粪便堆肥温室气体排放(粪便堆肥CH₄和N₂O),生态农场为24.7 kg(CO₂-eq)·头⁻¹,较常规农场高11%,主要是因为生态农场养殖系统繁育种猪,相较常规农场产粪量更大。生态农场养殖过程中,猪舍及沼气工程设施的全部电力均由农场自产沼气发电供给,该部分电力消耗产生的温室气体排放计入粪污处理环节。

2.1.2 经济效益分析

在生态农场与常规农场种植系统中,不同作物成本结构和效益表现出一定差异。种植系统中,生态农场生产成本低于常规农场(表3)。

生态农场表现出较高的成本利润率,其通过降低生产成本获得相对较高的利润,而常规农场则通过高产获得利润。尽管生态农场中葡萄的市场售价

比常规农场低6%,但其生产成本较常规农场低82%,桃同样具备成本优势(成本降低73%)。因此,生态农场作物产品利润比常规农场高29%~50%,作物产品成本利润率为常规农场的4.6~7.4倍。生态农场通过生态种养循环降低了农田生产系统中肥料投入成本,特别是葡萄,在产量与价格均不占优势的情况下,依然获得了较高净利润。

深入分析生产成本结构(图5)可以发现,两类农场存在根本性差异。种植系统中,生态农场主要成本为农药费、土地租金以及运输费,其中农药费占3类水果生产费用的14%~39%,土地租金占23%~33%,运输费占19%~27%;常规农场主要成本为肥料费,占3类水果生产费用的74%~86%。生态农场通过种养循环系统,以猪粪为原料自产有机肥,实现肥料自给自足,无需承担肥料采购成本,这是生态农场种植系统成本优势的关键所在。生态农场通过品牌

表3 2023年生态农场和常规农场成本和效益
Table 3 Cost and benefit of the ecological and conventional farms in 2023

产品种类 Production type	生产模式 Production mode	产量 Yield /(t·unit ⁻¹)	价格 Price /(×10 ⁴ ¥·t ⁻¹)	成本 Cost /(×10 ⁴ ¥·unit ⁻¹)	收入 Income /(×10 ⁴ ¥·unit ⁻¹)	利润 Profit /(×10 ⁴ ¥·unit ⁻¹)	成本利润率 Cost-profit ratio /%
葡萄 Grape	生态 Ecological	18.75	2.70	5.34	50.63	45.29	8.49
	常规 Conventional	22.50	2.86	30.08	64.35	34.27	1.14
桃 Peach	生态 Ecological	15.00	4.44	6.30	66.67	60.37	9.58
	常规 Conventional	22.50	3.10	23.11	69.75	46.64	2.02
梨 Pear	生态 Ecological	18.75	2.40	7.51	45.00	37.49	4.99
	常规 Conventional	22.50	2.14	23.14	48.21	25.07	1.08
生猪 Swine	生态 Ecological	0.13	1.78	0.11	0.22	0.11	0.98
	常规 Conventional	0.18	1.78	0.21	0.31	0.10	0.50

作物产品对应成本、收入和利润单位中的“unit”为hm²,动物产品为头。“unit” in the unit of cost, income, and profit of crop product is hm², while that of animal product is head.

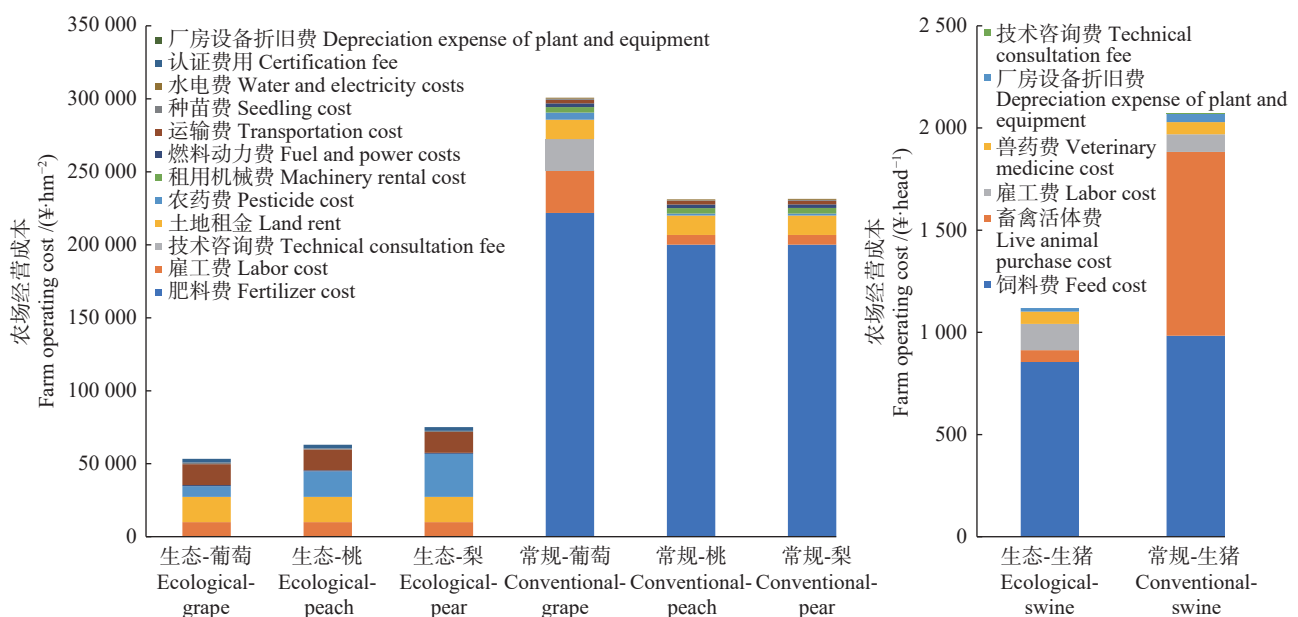


图5 2023年生态农场和常规农场生产成本构成

Fig. 5 The production cost structure of the ecological and conventional farms in 2023

宣传,获得较常规农场更大的销售市场,但运输费较高。此外,生态农场的生产方式需要更多人工干预,以维持可持续性,如桃和梨生产的雇工费较常规农场高 49%,而常规农场则通过更高的产量和较低的人工成本实现规模效益。

在养殖系统中,生态农场生产成本低于常规农场,较常规农场降低 46%。饲料费是两类农场的主要养殖成本支出,相比而言,常规农场饲料费较高(983.1 元·头⁻¹),占生产成本的 47%,而生态农场为 854.9 元·头⁻¹,占比 76%,生态农场自配仔猪饲料,且育肥周期短于常规农场,因此饲料费投入较低。畜禽活体费在常规农场较高,达 900 元·头⁻¹,占生产成本的 43%,而生态农场通过自繁自养模式有效减少了此项支出,畜禽活体费较常规农场降低 94%。这种成本结构的差异进一步反映出两种模式在生产管理

方式上的区别:生态农场的种养循环模式通过内部资源循环利用实现了成本优化,而常规农场的生产更依赖外部采购和市场交易。

2.1.3 膳食营养供给水平

膳食营养供给水平方面,常规农场较生态农场更具产量优势,且能够供给更多人口和周边家庭。生态农场单位面积水果供给水平为 1 588.01~2 379.64 人·hm⁻²·a⁻¹(表 4),而常规农场为 2 335.31~2 855.57 人·hm⁻²·a⁻¹。根据南通市平均城市家庭人口进行折算,生态农场单位面积水果产量每年可以供给约 620.32~929.55 个家庭,而常规农场每年可供给约 912.23~1 115.46 个家庭,常规农场高于生态农场。动物类产品生产中,生态农场和常规农场单位动物产品产量均超过单个家庭年度动物性食品摄取需求,但常规农场供应量较生态农场高 41%。

表 4 2023 年生态农场和常规农场农产品单位生产规模人口供养量

Table 4 People supply per unit production scale in the ecological and conventional farms in 2023

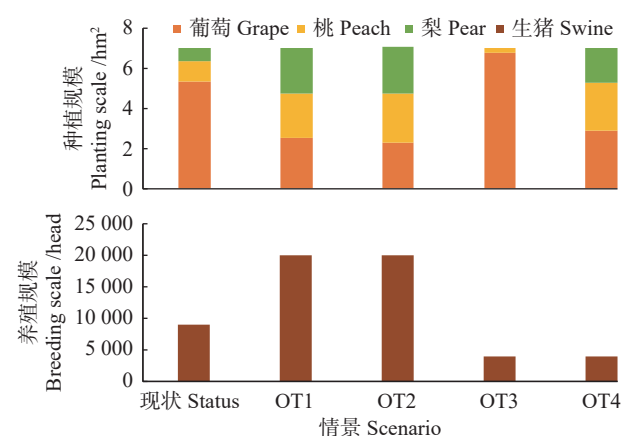
产品种类 Product category	生产模式 Production mode	供给人数 Number of people supplied (/person·unit ⁻¹ ·a ⁻¹)	供给家庭数 Number of households supplied (/household·unit ⁻¹ ·a ⁻¹)
葡萄 Grape	生态 Ecological	2 379.64	929.55
	常规 Conventional	2 855.57	1 115.46
桃 Peach	生态 Ecological	1 588.01	620.32
	常规 Conventional	2 382.02	930.48
梨 Pear	生态 Ecological	1 946.10	760.19
	常规 Conventional	2 335.31	912.23
生猪 Swine	生态 Ecological	2.85	1.11
	常规 Conventional	4.00	1.56

作物产品单位中的“unit”为hm²,动物产品为头。“unit” in the unit of crop product is hm², while that of animal product is head.

2.2 基于不同效益最优条件下的生态农场生产规模优化

2.2.1 生态农场优化方案

在多目标优化方案中,方案 OT1 以实现农产品产量最高为目标,该方案需减少葡萄种植面积,增加桃和梨的种植面积,同时提高生猪养殖规模(图 6),其中葡萄种植面积调整至 2.53 hm²,较现状缩小 52%,桃和梨的种植面积分别调整至 2.20 和 2.27 hm²,较现状扩大大约 120% 和 239%,生猪养殖年出栏量增至 20 000 头,较现状增长 122%。方案 OT2 可达年度利润最高,与现状相比,葡萄种植面积缩小 57%,桃和梨的种植面积分别扩大 147% 和 248%,生猪养殖规模增长 122%。方案 OT3 温室气体排放量最低,种植系统中,葡萄种植面积增至 6.73 hm²,桃种植面积降至 0.27 hm²,不种植梨,养殖系统生猪年出栏量为 3 952 头。考虑到生猪市场价格不稳定,较高的生猪养殖规模容易增加经营风险,方案 OT4 生猪养殖数量较



养殖规模为年出栏量。OT1: 农产品产量最高; OT2: 利润最高; OT3: 温室气体排放量最低; OT4: 经营风险最低。Breeding scale refers to the slaughter volume. OT1: the highest agricultural production; OT2: the highest profit; OT3: the lowest greenhouse gases emissions; OT4: the lowest operation risk.

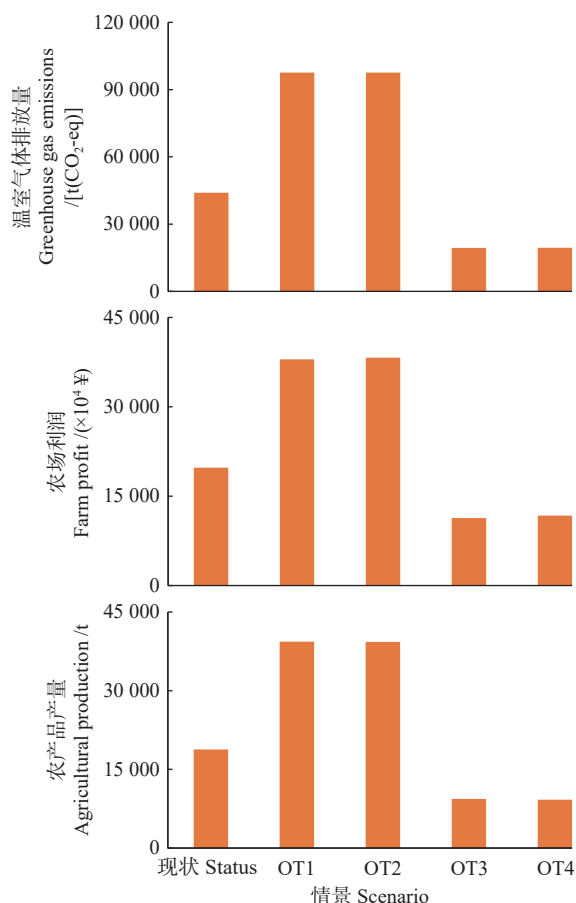
图 6 生态农场不同优化情景的生产规模

Fig. 6 Production scales under different optimization scenarios in the ecological farm

低,种植系统利润最高,提供了较高水平的作物多样性;与现状相比,种植系统中葡萄的生产面积减少46%,桃和梨的生产面积分别增加140%和159%,生猪年出栏量减少56%。

2.2.2 优化方案效益评估

方案 OT1 通过扩大生猪养殖规模,可实现农场膳食营养供给最大化,农场农产品总产量为 3.94×10^7 kg,相较于现状提升109%。与其协同提升的还有农场利润,达 3.80×10^8 ¥,较现状提升92% (图7)。但通过扩大养殖规模来增加食物供给,会带来相应的环境问题,生猪养殖温室气体排放水平较高,其养殖规模提升至现状的2.2倍,环境负担增加,温室气体排放总量将达 9.85×10^7 kg(CO₂-eq),较现状增加约124%。桃具有较高的单位利润,且其成本利润率最高,因此,方案 OT2 通过提高桃种植面积占比,提升农场经济效益,农场年利润达 3.82×10^8 ¥,较现状提高93%。该



养殖规模为年出栏量。OT1: 农产品产量最高; OT2: 利润最高; OT3: 温室气体排放量最低; OT4: 经营风险最低。Breeding scale refers to the slaughter volume. OT1: the highest agricultural production; OT2: the highest profit; OT3: the lowest greenhouse gases emissions; OT4: the lowest operation risk.

图7 生态农场不同优化情景下的农场效益

Fig. 7 Benefits of the ecological farm under different scenarios

方案利润与温室气体排放之间也存在权衡关系,桃的生产过程需投入大量燃油和农药,生猪养殖规模较高,经济效益也较高,同时,农场整体温室气体排放也较高,与方案 OT1 相当。方案 OT3 通过减少和取消系统中温室气体排放水平相对较高的桃和梨的种植,同时降低生猪养殖规模,维持较低的温室气体排放总量 [1.96×10^7 kg(CO₂-eq)],较现状降低55%,但其利润及农产品产量分别较现状降低43%和50%。方案 OT4 中,农场主要通过降低生猪养殖规模来减少养殖风险,对农场利润及产量影响较大,分别较现状降低41%和51%,同时温室气体减排55%。

3 讨论

3.1 生态农场综合效益及其影响因素

“猪-沼-果-电”生态模式中种植系统的温室气体排放水平整体优于常规种植模式 (图3),这与当前水果生产的研究结果类似^[27]。有机果园生产在温室气体排放方面具有优势^[28],相比之下,“猪-沼-果-电”生态模式排放水平较有机生产更具优势。一方面,该生态模式不施化肥,且所有肥料均来自生猪养殖产生的粪污;另一方面,生态生产系统合理引入了沼气发电设备,为更大限度运用农场自产电能,农场主要水肥一体化、植保及除草设备均为电动机械,实现了能源的高效自给。这表明,通过合理优化种养循环体系,可有效实现农业生产减排。但由于生态农场肥料全部来自生猪粪污堆肥产生的有机肥和厌氧发酵产生的沼液,这增加了土壤重金属累积风险^[29],但通过控制养殖系统饲料添加剂中重金属的投入,可有效降低该风险^[30]。

“猪-沼-果-电”生态模式中养殖系统温室气体排放水平整体优于常规种植模式 (图4),与当前猪沼生产系统相关研究结果类似^[31]。除饲料消耗造成的温室气体排放外,动物肠道发酵、粪便堆肥为温室气体主要排放环节。相较于常规模式,生态模式在电力消耗和动物肠道发酵过程中表现出明显优势,其中能源消耗环节温室气体排放为0,主要是因为生猪养殖过程中电能全部来自沼电系统。动物肠道发酵减排优势主要体现在生态农场的仔猪自繁较常规农场可缩短生猪育肥出栏时间,因此,这种模式在一定程度上减少了养殖系统温室气体排放,生猪产量同样会受到一定程度影响,但出栏个体重量依然可以达到出栏标准,减产幅度有限。粪便堆肥造成的N₂O排放同样为生猪养殖过程中的重要温室气体排放源,相关研究表明,日粮减氮、精准饲喂等技术相

结合可有效降低粪氮排泄量^[32],同时通过分子膜堆肥发酵进一步减少固体猪粪发酵环节的温室气体排放^[33]。

3.2 生态农场经济社会效益及其影响因素

多数研究表明,与常规生产相比,生态农业往往需要投入更高的生产成本^[34],如有机肥施用成本明显高于化肥,且生态生产中生态防治设施、人工除草雇工等必要环节均会提高内部成本^[28],而本研究中“猪-沼-果-电”生态农场的单位生产成本低于常规农场,主要得益于生态循环系统自产肥料与仔猪自繁,大幅减少了肥料与畜禽活体成本投入。具体而言,生态农场肥料费为 0,而常规农场畜禽活体费为生态农场的 15.6 倍(图 5)。利润方面,种植系统与养殖系统存在差异,种植系统中,生态农场主要通过低成本和高售价实现了较高利润;养殖系统中,尽管生态农场单位养殖成本较低,但其产量低且售价与常规农场相同,以生猪收购价直接进入市场,未获得利润优势。

膳食营养供给方面,常规农场整体表现更好。本研究种植系统以水果为主要作物,生态农场在生产中追求果品品质提升。相关研究表明,通过生产技术提升果品品质可能会导致减产^[35]。就水果供给能力而言,常规农场与生态农场整体表现为供给不足。2023 年,如皋市葡萄、桃和梨的果园面积分别约 2391、1422 和 2159 hm^2 ^[24],按照中国膳食指南推荐的每日 200 g 水果摄入量进行核算,这 3 类水果单位产量需分别达 21 790、43 924 和 29 508 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,才能实现本地的自产自足,但这一需求远超其最大生产能力。南通自然禀赋优异,具有较高的粮食生产能力,早在 2021 年已实现“吨粮田”生产^[36]。从农业生产布局角度看,水果生产并非其优势产业,近年来逐步走上果品优质化发展道路,这与生态农场发展现状不谋而合。

3.3 多目标优化结果权衡与方案选择

本研究通过多目标优化方法,系统探讨了“猪-沼-果-电”生态农场的优化方案,优化结果显示环境效益与经济效益之间的权衡关系。当系统以最大化环境效益为目标时(方案 OT3),可实现 55% 的温室气体减排,但需要承担 43% 的利润损失;以经济效益优先的方案(方案 OT2)虽然能带来 93% 的利润增长,却会导致温室气体排放量较现状增加 124%。此外,通过分析发现,生猪出栏量是影响优化目标结果的关键。帕累托前沿面上的所有方案均显示,生猪出栏量与种植面积的比值与温室气体排放量、农场利润以及农产品产量呈线性正相关,该比值的可接受范围为 564~2 857。尽管较低的比值可以显著降低温

室气体排放量,但经济效益和农产品产量均会随之降低。此外,农场沼电设备及沼液施肥设备等固定资产投资在农场建设前期较高,投资回收期相应较长,加之猪周期影响,可能不利于农场长期可持续经营。

以上结果为不同政策目标下的决策制定提供了量化依据:在应对气候变化的优先情景下,建议结合方案 OT3 的配置模式进行政策引导;若以乡村振兴和农民增收为主要目标,则方案 OT1 和 OT2 更为适宜。本研究建立的多目标权衡分析框架,不仅适用于“猪-沼-果-电”系统,也可扩展应用于其他农业生态系统的优化决策。

3.4 研究局限性与未来展望

本研究仍存在一定不足,在数据时效性方面,本研究仅基于 2023 年农场生产数据进行综合效益核算,单一年度数据难以全面反映农场的稳定性差异,例如气候变化、市场价格波动等因素对农场生产操作和产品销售的影响。在样本代表性方面,本研究仅选取单一农场作为案例样本,其经营特点和管理水平可能无法全面反映行业普遍水平,且无法完全排除农场特定因素对研究结果的干扰;另外,由于气候和资源的多样性,我国农业生产存在区域差异,单一农场的的数据难以反映不同气候区、不同经营规模下的实际情况。建议后续研究扩大样本量,延长观测周期,并考虑选择不同区域农场进行对比研究,以增强研究结论的可靠性和普适性。

“猪周期”已成为中国重要的经济现象,生猪价格低迷期给生猪养殖从业者带来巨大经营压力。以 2023 年为例,平均生猪收购价为 16.2 $\text{¥}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。本研究中生态农场优化方案以“猪周期”内的平均生猪收购价格为依据,未充分考虑猪周期价格变化规律,优化方案依然存在经营风险。未来研究中可整合基于局部加权回归的季节趋势分解、支持向量回归与自回归移动平均模型的生猪价格动态预测模型^[37],提高多目标优化结果的准确性。对于当前优化方案而言,应适当控制养殖规模,同时综合发展生态农场第三产业,有效降低农场经营风险。

除此之外,经济发展、环境保护和社会平等三支柱构成的可持续性评估已成为当前农业发展评估的热点,后续研究可将评估体系扩展至环境、经济及社会三维度。经济维度考虑采用动态指标,反映农场经济效益发展情况;环境维度在温室气体排放水平的基础上增加陆地酸化、水体富营养化程度等农业生态系统影响指标;社会维度考虑增加内部社会员工的工作条件及待遇指标,还应考虑带动就业、

改善农民生计等外部社会效应指标^[38]。

合理配置生猪养殖规模和推进禁养区的区域循环管理,将成为未来政策调整的着力点。南通市为促进粪肥就地还田利用,搭建畜禽粪污社会化服务平台,为种养结合型生态农场发展提供有力支持。如仅进行农场内部资源循环,农场生猪出栏量应为393头,其节能优势将大幅降低,在缺少政策支撑的情况下,与有机肥生产企业合作,构建区域资源循环利用模式^[39]。然而,当前禁养政策将在一定程度上阻碍该生态模式的推广与发展,在水源保护区及生态敏感区,地方政府出台的禁养政策会导致农场内部有机肥供应链断裂。为此,建议实施差异化管理,在非核心生态功能区划定种养结合示范区,并合理规划,建立核心区与非核心区之间的“区域种养循环”网络,合理调配肥料、能源等生产资源,核心区实现区域循环生产。同时,将针对循环模式的设备补贴,逐步转向针对生态技术研发方面的补贴,如精准施肥、粪污无害化处理等技术补贴,提高“猪-沼-果-电”生态循环模式的场景可用性。

4 结论

本研究从温室气体减排、经济和膳食营养供给水平角度对“猪-沼-果-电”生态农场的综合效益进行量化,并以此为优化目标,构建多目标优化模型,并进行生产结构优化,综合分析该模式的综合效益及其优化路径。研究表明,生态农场农业生产过程温室气体排放水平有所降低,实现了资源的高效利用和利润增收。通过循环利用养殖系统产生的猪粪和沼液,减少了外购化肥的需求,通过沼气发电降低电力成本的同时,实现电能外售创收。与常规农场相比,生态农场在减少资源消耗和成本支出方面具有明显优势。但由于产量较低,膳食营养供给能力与常规农场相比,不占优势。通过科学规划和合理布局,生态农场的生产规模可以得到有效调整,以实现资源优化配置和可持续的经济收益。

综上所述,“猪-沼-果-电”生态农场模式在温室气体减排、经济和膳食营养供给水平方面均展现出发展潜力,具有较高的推广价值。通过多目标优化和适当的生产规模调整,生态农场能够在实现可持续发展的同时,提升其综合效益,为农业绿色转型提供宝贵的实践经验。

参考文献 References

- [1] 高尚宾,宋成军,徐志宇,等.中国生态农场发展空间与对策建议[J].中国生态农业学报(中英文),2021,29(10):1733-

1741

- GAO S B, SONG C J, XU Z Y, et al. The development space of and recommendations for ecological farms in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2021, 29(10): 1733-1741
- [2] 胡潇方,孙仁华,孙元丰,等.我国典型生态农业主体的实践特征与发展建议——基于431个国家级生态农场的研究分析[J].*中国生态农业学报(中英文)*, 2024, 32(6): 1075-1085
- HU X F, SUN R H, SUN Y F, et al. Analysis and suggestions on agroecological practices in China: A study based on 431 national eco-farms[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2024, 32(6): 1075-1085
- [3] 李渝,蒋太明,陶宇航.猪-沼-粮、菜(果)循环农业模式能值分析[J].*贵州农业科学*, 2011, 39(1): 148-151
- LI Y, JIANG T M, TAO Y H. Energy analysis of pig-methane-grain, vegetable (fruit) circular agricultural model[J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2011, 39(1): 148-151
- [4] 徐淑玲.重金属在“猪-沼-果”模式中的现状及思考[J].*粮油与饲料科技*, 2020(2): 32-34
- XU S L. Present situation and thinking of heavy metals in “pig-biogas-fruit” model[J]. *Grain Oil and Feed Technology*, 2020(2): 32-34
- [5] 樊铭玺,胡婉儿,李宛真,等.基于AHP-FCE模型的水菜共生式生态农场综合评价体系构建[J].*陕西农业科学*, 2023, 69(9): 89-96
- FAN M X, HU W E, LI W Z, et al. Construction of a comprehensive evaluation system for fish and vegetable symbiosis ecological farm based on AHP-FCE model[J]. *Shaanxi Journal of Agricultural Sciences*, 2023, 69(9): 89-96
- [6] 徐湘博,徐融,张林秀,等.生态农业发展下的生态农场建设:沿革、进展与展望[J].*中国生态农业学报(中英文)*, 2024, 32(4): 701-712
- XU X B, XU R, ZHANG L X, et al. Establishment of ecological farms in the development of ecological agriculture: Historical perspective, current progress, and future outlook[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2024, 32(4): 701-712
- [7] VASQUEZ A, SHERWOOD N E, LARSON N, et al. Community-supported agriculture as a dietary and health improvement strategy: A narrative review[J]. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 2017, 117(1): 83-94
- [8] 金涛.中国粮食作物种植结构调整及其水土资源利用效应[J].*自然资源学报*, 2019, 34(1): 14-25
- JIN T. The adjustment of China's grain cropping structure and its effect on the consumption of water and land resources[J]. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(1): 14-25
- [9] REYNA-RAMÍREZ C A, FUENTES-PONCE M, ROSSING W A H, et al. Experimentation and model-based re-design for sustainable intensification of mixed crop-livestock smallholder farms in the Mixteca-Oaxaqueña region, Mexico[J]. *Agricultural Systems*, 2025, 224: 104220
- [10] CHEN H T, WANG W C, CHEN X N, et al. Multi-objective reservoir operation using particle swarm optimization with adaptive random inertia weights[J]. *Water Science and Engineering*, 2020, 13(2): 136-144
- [11] AL-MAJALI B H, ZOBAA A F. Analyzing bi-objective

- optimization Pareto fronts using square shape slope index and NSGA-II: A multi-criteria decision-making approach[J]. *Expert Systems with Applications*, 2025, 272: 126765
- [12] TANG P X, LI N, LI M, et al. Rice irrigation water efficiency improvement: An AquaCrop-based optimization modeling approach[J]. *European Journal of Agronomy*, 2023, 148: 126867
- [13] IPCC. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[R]. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019
- [14] 中华人民共和国农业农村部. NY/T 4243—2022 畜禽养殖场温室气体排放核算方法[S]. 北京: 中国农业出版社, 2022
Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. NY/T 4243—2022 Method for Calculating Greenhouse Gas Emissions of Livestock and Poultry Farm[S]. Beijing: China Agriculture Press, 2022
- [15] 楚天舒, 赖世宣, 杨增玲. 黑龙江农垦种养业生产系统温室气体排放与土壤固碳的核算[J]. *中国农业大学学报*, 2021, 26(4): 143–156
CHU T S, LAI S X, YANG Z L. Accounting on greenhouse gas emissions and SOC stocks of the crop-farm animal production system in Heilongjiang Land Reclamation Area[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2021, 26(4): 143–156
- [16] 张国, 逯非, 黄志刚, 等. 我国主粮作物的化学农药用量及其温室气体排放估算[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(9): 2875–2883
ZHANG G, LU F, HUANG Z G, et al. Estimations of application dosage and greenhouse gas emission of chemical pesticides in staple crops in China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(9): 2875–2883
- [17] 黄祖辉, 米松华. 农业碳足迹研究——以浙江省为例[J]. *农业经济问题*, 2011, 32(11): 40–47, 111
HUANG Z H, MI S H. Agricultural sector carbon footprint accounting: A case of Zhejiang, China[J]. *Issues in Agricultural Economy*, 2011, 32(11): 40–47, 111
- [18] 柳杨, 程志, 王廷宁, 等. 基于生命周期评价的氮肥温室气体排放研究[J]. *环境与可持续发展*, 2015, 40(3): 66–68
LIU Y, CHENG Z, WANG T N, et al. Study on greenhouse gas emission of nitrogen based on life cycle assessment[J]. *Environment and Sustainable Development*, 2015, 40(3): 66–68
- [19] ZHANG W F, DOU Z X, HE P, et al. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(21): 8375–8380
- [20] 陈舜, 逯非, 王效科. 中国氮磷钾肥制造温室气体排放系数的估算[J]. *生态学报*, 2015, 35(19): 6371–6383
CHEN S, LU F, WANG X K. Estimation of greenhouse gases emission factors for China's nitrogen, phosphate, and potash fertilizers[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(19): 6371–6383
- [21] CHEN X W, CHEN Y, LIU X X, et al. Investigating historical dynamics and mitigation scenarios of anthropogenic greenhouse gas emissions from pig production system in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 296: 126572
- [22] 侯萍, 王洪涛, 张浩, 等. 用于组织和产品碳足迹的中国电力温室气体排放因子[J]. *中国环境科学*, 2012, 32(6): 961–967
HOU P, WANG H T, ZHANG H, et al. Greenhouse gas emission factors of Chinese power grids for organization and product carbon footprint[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(6): 961–967
- [23] 中国营养学会. 中国居民膳食指南(2022)[M]. 北京: 人民卫生出版社, 2022
Chinese Nutrition Society. The Chinese Dietary Guidelines (2022)[M]. Beijing: People's Medical Publishing House, 2022
- [24] 南通市统计局. 南通统计年鉴 2023[M]. 南通: 南通出版社, 2024: 10–20
Nantong Statistical Bureau. Nantong Statistical Yearbook 2023[M]. Nantong: Nantong Publishing House, 2024: 10–20
- [25] 乔玉辉, 甄华杨, 徐志宇, 等. 我国生态农场建设的思考[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2019, 27(2): 206–211
QIAO Y H, ZHEN H Y, XU Z Y, et al. On pathways of eco-farm development in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2019, 27(2): 206–211
- [26] 农业部办公厅. 畜禽粪污土地承载力测算技术指南[EB/OL]. 农业部办公厅. [2018-01-22]. https://www.moa.gov.cn/govpublic/XMYS/201801/t20180122_6135486.htm
General Office of Ministry of Agriculture. Technical guidelines for calculating the land carrying capacity of livestock and poultry manure[EB/OL]. General Office of Ministry of Agriculture, [2018-01-22]. https://www.moa.gov.cn/govpublic/XMYS/201801/t20180122_6135486.htm
- [27] 韩双颖, 高兵, 赵川, 等. 中国不同水果生产系统温室气体排放及减排措施[J]. *南京信息工程大学学报(自然科学版)*, 2022, 14(4): 389–398
HAN S Y, GAO B, ZHAO C, et al. Greenhouse gas emission and its mitigation measures of different orchard production systems in China[J]. *Journal of Nanjing University of Information Science & Technology (Natural Science Edition)*, 2022, 14(4): 389–398
- [28] 乔玉辉, 李强, 甄华杨, 等. 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, 32(11): 1940–1953
QIAO Y H, LI Q, ZHEN H Y, et al. Economic benefits and environmental impacts of organic cropping in the Beijing suburban area[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2024, 32(11): 1940–1953
- [29] RASHMI I, ROY T, KARTIKA K S, et al. Organic and inorganic fertilizer contaminants in agriculture: Impact on soil and water resources[M]//NAEEM M, ANSARI A, GILL S. Contaminants in Agriculture. Cham: Springer, 2020: 3–41
- [30] 姜伟, 金彩虹, 吴树康, 等. 猪饲料中重金属迁移路径及其潜在安全风险[J]. *山东农业科学*, 2022, 54(6): 150–155
JIANG W, JIN C H, WU S K, et al. Migration path and potential safety risks of heavy metals in pig feed[J]. *Shandong Agricultural Sciences*, 2022, 54(6): 150–155
- [31] WANG X W, DONG X B, WANG X C, et al. A life cycle assessment of an enterprise's low-carbon emissions model: The Xinjiang Shihezi pig farm faecal treatment biogas project as a case study[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 304: 114251
- [32] 张晶, 黄宏源, 刘景, 等. 生猪碳减排抗养殖过程碳足迹探

- 讨[J]. 中国畜牧业, 2024(22): 74–77
- ZHANG J, HUANG H Y, LIU J, et al. Discussion on carbon footprint of pig in the process of reducing carbon emission and resistant breeding[J]. China Animal Industry, 2024(22): 74–77
- [33] SUN B, BAI Z H, LI Y S, et al. Emission mitigation of CH₄ and N₂O during semi-permeable membrane covered hyperthermophilic aerobic composting of livestock manure[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 379: 134850
- [34] 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
- [35] FENG G Z, GUO Y T, CAI Z M, et al. High-quality citrus: Advances in mastication trait research and applications[J]. Horticulturae, 2025, 11(1): 7
- [36] 张卫群, 季萍萍, 马小莉. 南通市通州区粮棉油高产创建取得的成效及措施[J]. 现代农业科技, 2013(17): 330–332
- ZHANG W Q, JI P P, MA X L. Achievements and measures of establishing high yield of grain, cotton and oil in Tongzhou District of Nantong City[J]. Modern Agricultural Science and Technology, 2013(17): 330–332
- [37] ZHU H M, XU R, DENG H Y. A novel STL-based hybrid model for forecasting hog price in China[J]. *Computers and Electronics in Agriculture*, 2022, 198: 107068
- [38] VAN CAUWENBERGH N, BIALA K, BIELDERS C, et al. SAFE—A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2007, 120(2/3/4): 229–242
- [39] SUN J Q, LIU Z Z, AI J, et al. Effect of pig breeding scale on manure resource utilization-The moderating effect based on technology cognition[J]. *PLoS One*, 2025, 20(1): e0314410