

DOI: 10.12357/cjea.20220841

李颖, 谢骐泽, 刘兵强, 何素琴, 武西增, 杨庆, 刘智, 史晓蕾, 张孟臣, 杨春燕, 闫龙, 张瑞芳, 陶佩君. 华北平原典型区大豆生产全生命周期分析[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2023, 31(9): 1416–1427

LI Y, XIE Q Z, LIU B Q, HE S Q, WU X Z, YANG Q, LIU Z, SHI X L, ZHANG M C, YANG C Y, YAN L, ZHANG R F, TAO P J. Life cycle analysis of soybean production in typical district of the North China Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2023, 31(9): 1416–1427

华北平原典型区大豆生产全生命周期分析*

李 颖^{1,2}, 谢骐泽^{1,2}, 刘兵强², 何素琴³, 武西增³, 杨 庆², 刘 智², 史晓蕾²,
张孟臣², 杨春燕², 闫 龙^{2**}, 张瑞芳^{1**}, 陶佩君^{1**}

(1. 河北农业大学农学院 保定 071001; 2. 河北省农林科学院粮油作物研究所/国家大豆改良中心石家庄分中心/黄淮海大豆生物学与遗传育种重点实验室/河北省作物遗传育种实验室 石家庄 050035; 3. 石家庄市藁城区种子产业总公司 石家庄 052160)

摘 要: 科学评价区域内大豆生产的生态效率, 有利于促进区域内大豆产业的可持续发展。本研究以华北平原大豆生产典型县——石家庄市藁城区 50 个农户为例, 基于生命周期评价法 (LCA) 和超效率 (SBM) 模型, 对其进行了生命周期评价和生态效率分析。结果显示, 大豆生产 4 个主导的潜在环境影响类别依次为全球变暖潜力 (global warming potential, GWP)、陆地生态毒性潜力 (terrestrial eco-toxicity potential, TETP)、酸化潜力 (acidification potential, AP) 及富营养化潜力 (eutrophication potential, EP)。其中, 种植规模方面, 大规模农户的 GWP、TETP 及 EP 影响潜力最大; 生态效率值为大规模>中规模>小规模; 其 6 个投入指标当中, 杀虫剂的冗余率极差最大 (5.89%)。灌溉模式方面, 滴灌的 GWP 和 AP 影响潜力最大, 沟灌的 TETP 和 EP 影响潜力最大; 生态效率为滴灌>喷灌>无灌溉>沟灌; 6 个投入指标中, 灌溉用水的冗余率极差最大 (8.40%)。种植区域方面, 藁城北部地区的 GWP、AP 和 EP 影响潜力均大于藁城南部地区; 生态效率值为南部地区>北部地区; 6 个投入指标中, 化肥的冗余率极差最大 (2.79%)。综上所述, 藁城区大豆生产应向规模化发展, 并积极推广滴灌技术, 控制化肥和杀虫剂使用量, 以保证大豆产量的同时, 提高大豆生产的生态效率。研究结果可为藁城区大豆生产的生态评价提供参考依据, 有助于其大豆产业的可持续发展。

关键词: 生命周期评价; 超效率模型; 大豆生产; 生态效率

中图分类号: S-09

开放科学码(资源服务)标识码(OSID):



Life cycle analysis of soybean production in typical district of the North China Plain*

LI Ying^{1,2}, XIE Qize^{1,2}, LIU Bingqiang², HE Suqin³, WU Xizeng³, YANG Qing², LIU Zhi², SHI Xiaolei²,
ZHANG Mengchen², YANG Chunyan², YAN Long^{2**}, ZHANG Ruifang^{1**}, TAO Peijun^{1**}

(1. College of Agronomy, Hebei Agricultural University, Baoding 071001, China; 2. Institute of Cereal and Oil Crops, Hebei Academy of Agriculture and Forestry Sciences / Shijiazhuang Branch of National Soybean Improvement Center / Huang-Huai-Hai Key Laboratory of Soybean Biology and Genetic Breeding / Hebei Provincial Crop Genetics and Breeding Laboratory, Shijiazhuang 050035, China;

* 河北省大豆产业体系 (HBCT2019190101) 和国家大豆产业技术体系 (CARS-04-PSO6) 资助

** 通信作者: 闫龙, 主要研究方向为大豆遗传育种, E-mail: dragonyan1979@163.com; 张瑞芳, 主要研究方向为植物营养学, E-mail: zhurf@hebau.edu.cn; 陶佩君, 主要研究方向为农业发展与农业推广, E-mail: taopeijun@sina.com

李颖, 主要研究方向为农村区域发展。E-mail: ly17740418618@163.com

收稿日期: 2022-10-31 接受日期: 2023-02-03

* This study was supported by Hebei Soybean Industry System (HBCT2019190101) and China Agriculture Research System (CARS-04-PSO6).

** Corresponding authors: YAN Long, E-mail: dragonyan1979@163.com; ZHANG Ruifang, E-mail: zhurf@hebau.edu.cn; TAO Peijun, E-mail: taopeijun@sina.com

Received Oct. 31, 2022; accepted Feb. 3, 2023

3. Shijiazhuang Gaocheng City Seed Industry Corporation, Shijiazhuang 052160, China)

Abstract: In recent years, the low self-sufficiency ratio of soybeans has become an urgent issue in China. Gaocheng District of Shijiazhuang City of Hebei Province is an important county for soybean production in the Huang-Huai-Hai area. Although soybean has symbiotic nitrogen fixation efficiency, excessive inputs like fertilizers and pesticides still cause environmental pollution. Therefore, scientific evaluation of the eco-efficiency of soybean production is conducive to promoting the sustainable development of the soybean industry in the Gaocheng District. Based on a survey of 50 farmer households in the Gaocheng District, we evaluated the environmental impact and eco-efficiency of local soybean production using a life cycle assessment (LCA) and a super-efficiency slack-based measure (SBM) model (super-SBM). The environmental impact results showed that the four indices, global warming potential (GWP), terrestrial eco-toxicity potential (TETP), acidification potential (AP), and eutrophication potential (EP), were the dominant potential environmental impact categories in soybean production. The sowing-to-seedling stage contributed to the largest part ($1.45\text{E}-5$) of GWP, the largest part ($5.34\text{E}-6$) of AP, and the largest part ($3.21\text{E}-6$) of EP; the largest part ($5.85\text{E}-6$) of TETP was attributed to the flowering-to-podding stage. Among the four indicators, GWP, TETP, and EP of large-scale farming were the highest according to the planting scale. Concerning irrigation methods, GWP and AP were highest in trickle irrigation, and TETP and EP were highest in furrow irrigation. Based on the planting areas, GWP, AP, and EP in northern Gaocheng were higher than in southern Gaocheng. The eco-efficiency analysis showed that the mean value of all farmers' eco-efficiency was 0.84, indicating that local soybean production was inefficient and had room for improvement. Concerning the planting scales, eco-efficiency followed the order of large-scale > mid-scale > small-scale. Concerning irrigation methods, eco-efficiency decreased in the order of trickle irrigation, sprinkling irrigation, no irrigation, and furrow irrigation. Concerning the planting areas, the eco-efficiency in southern Gaocheng was higher than that in northern Gaocheng. Moreover, six redundancy indices were compared under three planting scales. The range of redundancy ratio (max-min) in pesticides was the highest (5.89%), indicating that the change in planting scale had the greatest impact on the use of insecticides. Six redundancy indices were compared under four irrigation methods, and the range of redundancy ratio in water was the highest (8.40%), indicating that irrigation methods had the greatest influence on irrigation water. Six redundancy indices were compared under two planting areas. The range of the redundancy ratio in fertilizer was the highest (2.79%), indicating that the difference in planting area had the greatest impact on fertilizer application. Overall, to ensure the yield and improve the ecological efficiency of soybean production in Gaocheng District, we suggest farming soybean at a large scale, constructing water conservancy facilities, developing trickle irrigation, and controlling the use of fertilizers and pesticides at the different stages of soybean production. These results provide a reference basis for the eco-efficiency evaluation of local soybean production that might benefit the sustainable development of the soybean industry in the Gaocheng District.

Keywords: Life cycle assessment; Super efficiency model; Soybean production; Ecological efficiency

大豆 (*Glycine max*) 是世界重要的粮油作物, 2021 年我国大豆产量为 1960 万 t, 而 2020 年我国大豆需求量达 11 985 万 t, 我国消费大豆的 83.70% 依赖进口, 自产率仅为 16.30%^[1]。近年来, 随着经济社会的发展和人民生活水平的提高, 我国对大豆需求量增加, 目前国内大豆产能远不能满足需求, 这对我国粮食安全造成巨大威胁, 因此, 提高我国大豆产量已成急需解决的课题。我国大豆主产区主要为黄淮海地区和东北地区, 其中, 黄淮海地区大豆种植面积约 232 万 hm^2 , 约占全国大豆种植面积的 20.00%, 是我国大豆第二大主产区; 河北省大豆种植面积达 89 480 hm^2 (2020 年), 而石家庄市藁城区大豆播种面积约 20 000 hm^2 (2020 年)^[2]。

石家庄市藁城区地处河北省西南部, 是典型的平原地貌, 该区属暖温带半湿润大陆性季风气候, 年平均气温 12.50 $^{\circ}\text{C}$, 年日照时数 2711.40 h, 年平均降水量 494 mm, 7—8 月份降水量最多, 约占全年的 56.20%。因为大豆是喜光、喜温、需水作物, 所以

藁城区水土条件适宜大豆种植, 该区大豆种植面积占河北省大豆种植总面积的 22.35%^[2], 且 2022 年藁城区成为河北省唯一一个国家级大豆科技自强示范县(市、区)。因此, 河北省藁城区是华北平原大豆典型区县之一。

作为重要的豆科植物, 大豆具有较高的共生固氮 (symbiotic nitrogen fixation, SNF) 效率, 可作为轮作换茬和间套作物, 进而起到培肥地力和改良土壤的作用^[3-5]。但是, 不合理的生产要素投入会造成大豆种植过程中的资源浪费和环境污染^[6]。而生态效率评价是衡量大豆生产中经济效益和环境影响关系的重要方法。河北省藁城区作为华北平原大豆典型县, 对其大豆生产进行生态效率评价将促进大豆产业的可持续发展。

农业生态效率是指在保证农产品数量和质量的前提下, 尽量减少环境污染和资源消耗, 即提倡一种“适量、优质、减污、节源”的现代生态农业发展模式^[7]。农业生态效率的研究方法多种多样, 其中部分

学者运用超效率(slacks-based measure, SBM)模型对生态效率进行测算,又引入生命周期评价法(life cycle assessment, LCA)计算生态效率投入产出指标体系当中的非期望产出。国际标准化组织对 LCA 的定义为:汇总和评估一个产品(或服务)体系在整个生命周期的所有投入和产出对环境造成潜在影响的方法^[8]。因此,不少学者运用 LCA-SBM 模型进行生态效率评价。

LCA-SBM 模型是评估作物生态效率的重要方法,其在主要农作物中得到广泛应用,例如,钟方雷等^[9]通过对张掖市玉米(*Zea mays*)进行 LCA-SBM 模型分析,测出其环境影响加权评估的均值为 $1.28\text{E}-7$,将其作为非期望产出纳入 SBM 超效率模型计算中,测得种植户生态效率均值为 0.87,并采用 OLS (ordinary least squares) 和 Tobit 方法测得化肥和生产性服务对生态效率影响程度最高。吴晓雨^[10]通过对华北平原小麦(*Triticum aestivum*)生产的生态效率进行分析,得出其环境影响贡献潜力最大的 3 种类型是富营养化(0.35)、人体毒性(0.33)和酸化(0.10),农户生态效率均值为 0.70,且通过 Tobit 回归得出生态效率与土地登记、经营面积和生产投入呈显著负相关。黄玛兰等^[11]对湖北省单季水稻(*Oryza sativa*)进行生态效率分析,测得其环境影响综合指数为 2.10,农户生态效率均值为 0.64,并得出农业机械投入强度和灌溉用水对生态效率有负影响。部分学者对大豆进行了 LCA 分析:李云霞等^[12]分析了东北地区大豆生产过程的碳足迹,测得有机大豆对环境影响显著;罗燕等^[13]将东北有机及常规大豆进行生命周期评价,测得国内有机大豆的环境影响综合指数比常规大豆少 31.00%;董进宁等^[14]以大豆制取的生物柴油作为研究对象,表明其对环境的影响主要为 CO_2 排放,整个系统共从环境吸收 CO_2 22.26 kg,向环境释放 CO_2 22.53 kg。

本研究以黄淮海地区大豆典型县——石家庄市藁城区为例,通过对不同大豆种植户进行实地调研,结合 LCA-SBM 模型,对大豆生产过程的生态效率进行评价,提出改善大豆生产的合理化建议,为石家庄市藁城区大豆的产值提升和生态稳定提供参考,这对缓解我国大豆粮食安全问题具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本研究对藁城区不同乡镇大豆生产的生态效率进行分析,数据来源于 2022 年藁城区 10 个乡镇 27 个村 50 个农户的实地调查。抽样方法采用分层随

机抽样的调查方法,在研究区域内抽取 10 个乡镇,每个乡镇随机抽取 1~2 个行政村,从每个行政村内随机抽取 2~3 个农户进行调查。调查方式采用问卷调查和访谈相结合的方法,样本容量为 50 个。调研内容包含大豆生产的种植规模、灌溉模式、种植区域和生产要素等方面。其中,种植规模包括小规模(种植面积为 $0\sim 20\text{ hm}^2$)、中规模(种植面积为 $20\sim 40\text{ hm}^2$)和大规模(种植面积为 $40\sim 67\text{ hm}^2$);灌溉模式包括滴灌、喷灌、沟灌和不灌溉(雨养种植);种植区域分为藁城北部和南部地区;生产要素包括电力、灌溉用水、柴油、化肥、除草剂和杀虫剂的投入情况。

1.2 数据统计方法

1.2.1 生命周期评价法

本研究采用生命周期方法,据国际标准化组织所述^[8],以 1 t 大豆为评价的基本功能单位,以藁城区作为研究区域,大豆生产过程中资源投入与污染物排放为环境影响评价主线,从大豆整个生育期出发,将其分成播种出苗期、开花结荚期及鼓粒收获期 3 个时期,环境影响包括播种、施肥、灌溉、田间除草、防治害虫及收获等过程所导致的资源消耗和空气、土壤的污染物排放(不包括运输工具、农用机械生产的环境影响)。研究边界如图 1 所示。

清单分析包括大豆生产全生命周期中能源与资源需求量以及污染物排放量(废气、废水及废弃物等),各污染物排放量参数来自国内外相关研究。农机使用过程中柴油消耗产生的 CO_2 、 CH_4 、 CO 、 NO_x 及 SO_2 排放量参考《非道路移动源大气污染物排放清单编制技术指南》计算;大豆田对氮元素吸收量取氮肥施用量的 65.00%^[15], $\text{NO}_3\text{-N}$ 淋失取施氮量的 14.96%^[16-18], NH_3 挥发率取 5.00%^[19];农药使用后进入土壤、大气和水体的残留率分别取农药用量的 43.00%、10.00%和 1.00%^[20-21]。

本研究依据 CML2001 (centrum voor milieukunde leiden, CML) 中点法进行分析,选取全球变暖潜力(global warming potential, GWP)、陆地生态毒性潜力(terrestrial eco-toxicity potential, TETP)、酸化潜力(acidification potential, AP)及富营养化潜力(eutrophication potential, EP)作为环境影响类型^[22],概念介绍见表 1。各污染物以特征化因子为参照标准,将其全部折合到环境影响潜力中,例如全球变暖潜力以 CO_2 当量($\text{CO}_2\text{ eq}$)表示,陆地生态毒性潜力以 1,4-DCB 当量(1,4-DCB eq)表示,其余环境影响以此类推。

标准化可将全球性、地区性及局地性影响在同一水平上进行比较^[23-24],本研究采用 2000 年全球每

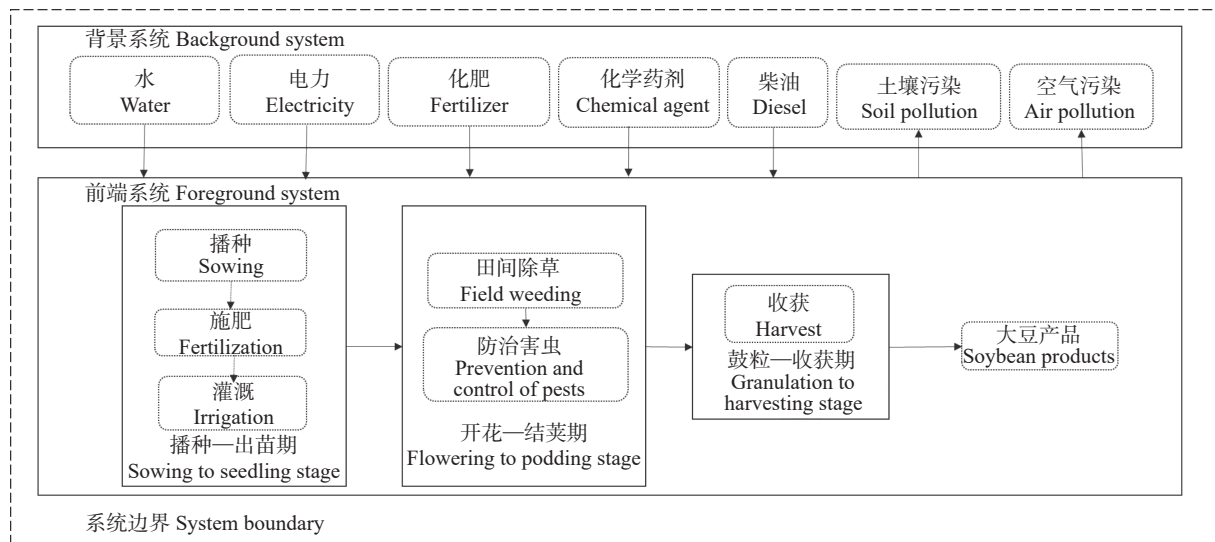


图1 大豆生产全生命周期系统边界

Fig. 1 Life cycle system boundary of soybean production

表1 4种环境影响类型概念简介

Table 1 Introduction to four types of environmental impacts

影响类型 Impact category	单位 Unit	定义 Definition
全球变暖潜力 Global warming potential	kg CO ₂ eq	CO ₂ 和CH ₄ 等温室气体的排放导致全球气温上涨 Emissions of greenhouse gases, such as CO ₂ and CH ₄ lead to global temperature rise
陆地生态毒性潜力 Terrestrial eco-toxicity potential	kg 1,4-DCB eq	陆地生态环境受有毒物质侵害的现象 Phenomenon of terrestrial ecological environment damaged by toxic substances
酸化潜力 Acidification potential	kg SO ₂ eq	SO ₂ 等气体排放, 形成酸雨, 导致酸化生态系统 Emission of SO ₂ and other gases forming acid rain and leading to acidifying ecosystems
富营养化潜力 Eutrophication potential	kg PO ₄ ³⁻ eq	N、P等元素在水中富集, 造成藻类大量繁殖, 水体环境破坏的现象 N, P and other elements are enriched in water, resulting in algae blooms and damage of water environment

年人均环境影响潜力作为环境影响基准(表2)进行标准化处理^[25], 见公式1:

$$NEI_m = \frac{\sum_n (E_n \times CF_{mn})}{NR_m} \quad (1)$$

式中: NEI_m 为第 m 种环境影响类型标准化结果; NR_m 为第 m 种环境影响类型的基准值(表2); E_n 为生产过程中第 n 种污染物输入或输出量; CF_{mn} 为第 n 种污染物输入或输出对第 m 种环境影响类型的当量系数^[26](表2)。本研究采用荷兰 Leiden 大学环境科学中心研发的“SimaPro 模型”计算影响评价结果^[22], 由于加权评估方法种类繁多, 且各界标准不一, 本研究暂不考虑。

1.2.2 超效率 SBM 模型

选择 Tone^[27] 提出的非径向、非角度超效率 SBM 模型进行研究, 模型如下^[28]:

$$\text{Min } \rho^* = \frac{1 + \frac{1}{m} \times \sum_{i=1}^m s_i^- / x_{ik}}{1 - \frac{1}{q_1 + q_2} \left(\sum_{r=1}^{q_1} s_r^+ / y_{rk} + \sum_{t=1}^{q_2} s_t^{b-} / b_{tk} \right)} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \text{s.t. } & \sum_{j=1, j \neq k}^n x_{ij} \times \lambda_j - s_i^- \leq x_{ik}; \\ & \sum_{j=1, j \neq k}^n y_{rj} \times \lambda_j + s_r^+ \geq y_{rk}; \\ & \sum_{j=1, j \neq k}^n b_{tj} \times \lambda_j - s_t^{b-} \leq b_{tk}; \\ & \sum_{j=1, j \neq k}^n \lambda_j = 1; \\ & \lambda, s^-, s^+ \geq 0; i = 1, 2, \dots, m; r = 1, 2, \dots, q_1; \\ & t = 1, 2, \dots, q_2; j = 1, 2, \dots, n (j \neq k) \end{aligned}$$

式中: ρ^* 为生产单元的生态效率值, Min 代表目标函数的最优解, 当 $\rho \geq 1$ 表示单元有效, 即不存在投入和非期望产出冗余及期望产出缺少, $\rho < 1$ 表示单元存在效率低下, 即投入量与产出量存在改进空间; n 为决策单元数量, m 为投入指标, q_1 为期望产出指标, q_2 为非期望产出指标; s_i^- 表示第 i 个投入指标的松弛变量, s_r^+ 为第 r 个期望产出指标的松弛变量, s_t^{b-} 为第 t 个非期望产出指标的松弛变量; x_{ij} 为第 j 个生产单元的第 i 个投入量, y_{rj} 为第 j 个生产单元的第 r 个期望产出量, b_{tj} 为第 j 个生产单元的第 t 个非期望产出量;

表 2 4 种环境影响类型的标准化基准和当量系数
Table 2 Standardized benchmarks and equivalent coefficients for four types of environmental impacts

影响类型 Impact category	基准值 Reference value	污染物(当量系数) Pollutant (equivalent factor)
全球变暖潜力 Global warming potential	6869.00 kg(CO ₂ eq)·a ⁻¹ ·cap ⁻¹	CO ₂ (1), CO(2), N ₂ O(310), CH ₄ (21)
陆地生态毒性潜力 Terrestrial eco-toxicity potential	6.11 kg(1,4-DCB eq)·a ⁻¹ ·cap ⁻¹	1,4-DCB(1), 丙草胺 Pretilachlor(0.54)
酸化潜力 Acidification potential	52.26 kg(SO ₂ eq)·a ⁻¹ ·cap ⁻¹	SO ₂ (1), NE ₃ (1.88), NO ₃ (0.7)
富营养化潜力 Eutrophication potential	1.88 kg(PO ₄ ³⁻ eq)·a ⁻¹ ·cap ⁻¹	PO ₄ ³⁻ (1), NO _x (0.13), NO ₃ ⁻ (0.42), NH ₃ (0.35), NH ₄ ⁺ (0.33)

x_{ik} 为投入矩阵元素, y_{rk} 为期望产出矩阵元素, b_{ik} 为非期望产出矩阵元素; λ 为权重向量; k 表示第 k 个生产单元。

如表 3 所示, 投入指标为大豆各项生产要素的投入, 该指标通过实地调研与农户进行一对一访谈获取; 产出指标分为期望产出和非期望产出, 期望产出

为大豆产量, 非期望产出的获取基于农户调研数据, 运用生命周期评价方法对大豆生产系统边界内的环境影响进行量化分类, 选取全球变暖潜力、陆地生态毒性潜力、酸化潜力、富营养化潜力 4 种环境影响类型作为非期望产出指标。在此基础上, 运用 MaxDEA Ultra 9 软件对生态效率进行测算。

表 3 藁城区 50 个农户生产 1 t 大豆的生态效率评价指标体系
Table 3 Evaluation index system of eco-efficiency of 50 farms to produce 1 t soybean in Gaocheng District

一级指标 Level 1 indicator	二级指标 Level 2 indicator	三级指标 Level 3 indicator	单位 Unit
投入指标 Input indicator	能源投入 Energy inputs	电力 Electricity	kWh·t ⁻¹
	资源投入 Resources inputs	灌溉用水 Irrigation water	m ³ ·t ⁻¹
	经济投入 Economic inputs	柴油 Diesel	kg·t ⁻¹
		化肥 Fertilizers	kg·t ⁻¹
		除草剂 Herbicides	kg·t ⁻¹
		杀虫剂 Insecticides	kg·t ⁻¹
产出指标 Output indicator	非期望产出 Undesirable outputs	全球变暖潜力 Global warming potential	kg(CO ₂ eq)·t ⁻¹
		陆地生态毒性潜力 Terrestrial eco-toxicity potential	kg(1,4-DCB eq)·t ⁻¹
		酸化潜力 Acidification potential	kg(SO ₂ eq)·t ⁻¹
		富营养化潜力 Eutrophication potential	kg(PO ₄ ³⁻ eq)·t ⁻¹
		期望产出 Desirable outputs	单产 Yield
			kg·hm ⁻²

2 结果与分析

2.1 大豆生产生命周期评价

2.1.1 大豆生产过程的潜在环境影响评价

为了探究大豆生产过程中主要的潜在环境影响指标, 本研究对全球变暖潜力 (global warming potential, GWP)、陆地生态毒性潜力 (terrestrial eco-toxicity potential, TETP)、酸化潜力 (acidification potential, AP)、富营养化潜力 (eutrophication potential, EP)、海水生态毒性潜力 (marine aquatic eco-toxicity potential, MAETP)、人类毒性潜力 (human toxicity potential, HTP)、淡水生态毒性潜力 (freshwater aquatic eco-toxicity potential, FAETP)、非生物资源枯竭潜力 (abiotic depletion potential, ADP)、光化学臭氧生成潜力 (photochemical ozone creation potential, POCP) 和臭氧层耗竭潜力 (ozone layer depletion potential, ODP) 全部影响指标进行了对比分析, 结果如表 4 所示。藁城区大豆生产 3 个阶段标准化后的环境影响指数前 4 名依次是: 全球变暖潜力、陆地生态毒性潜力、

酸化潜力及富营养化潜力, 环境影响指数分别为 1.93E-5、1.19E-5、9.78E-6 及 8.31E-6, 即生产 1 t 大豆所导致的全球变暖、陆地生态毒性、酸化及富营养化潜力分别相当于 2000 年世界人均环境影响潜力的 (1.93E-3)%、(1.19E-3)%、(9.78E-4)% 及 (8.31E-4)%。因此, 本研究对以上 4 种环境影响类型进行主要分析, 其他影响类型标准化指数较小, 在此不做展开分析。

为探究上述 4 种环境影响指数对藁城区大豆生产过程的影响, 本研究进行了对比分析, 结果如图 2 所示。全球变暖潜力主要来自于播种—出苗期, 其标准化环境影响指数为 1.45E-5, 贡献率达 75.13%; 陆地生态毒性潜力主要影响阶段是开花—结荚期, 其标准化环境影响指数为 5.85E-6, 贡献率为 49.37%; 酸化潜力的主要贡献阶段是播种—出苗期, 其标准化环境影响指数为 5.34E-6, 贡献率达 54.60%; 富营养化潜力主要影响阶段是播种—出苗期, 其标准化环境影响指数为 3.21E-6, 贡献率达 38.63%。

表4 藁城区50农户在大豆生产的3个生育阶段全部影响类型的标准化指数

Table 4 Standardized indexes of all the impacts categories during three growth stages of soybean production for 50 farms in Gaocheng District

影响类型 Impact category	播种—出苗期 Sowing to seedling stage	开花—结荚期 Flowering to podding stage	鼓粒—收获期 Granulation to harvesting stage	总计 Total
全球变暖潜力 Global warming potential (GWP)	1.45E-5	9.60E-7	3.79E-6	1.93E-5
陆地生态毒性潜力 Terrestrial eco-toxicity potential (TETP)	2.46E-6	5.85E-6	3.54E-6	1.19E-5
酸化潜力 Acidification potential (AP)	5.34E-6	2.67E-6	1.77E-6	9.78E-6
富营养化潜力 Eutrophication potential (EP)	3.21E-6	2.16E-6	2.94E-6	8.31E-6
海水生态毒性潜力 Marine aquatic eco-toxicity potential (MAETP)	1.50E-7	6.49E-7	1.86E-7	9.85E-7
人类毒性潜力 Human toxicity potential (HTP)	1.18E-8	2.90E-7	6.10E-7	9.12E-7
淡水生态毒性潜力 Freshwater aquatic eco-toxicity potential (FAETP)	2.12E-8	7.79E-7	4.34E-8	8.44E-7
非生物资源枯竭潜力 Abiotic depletion potential (ADP)	2.81E-8	1.48E-7	4.37E-7	6.13E-7
光化学臭氧生成潜力 Photochemical ozone creation potential (POCP)	8.71E-8	1.81E-7	3.28E-7	5.96E-7
臭氧层耗竭潜力 Ozone layer depletion potential (ODP)	1.79E-8	3.58E-8	1.44E-8	6.81E-8

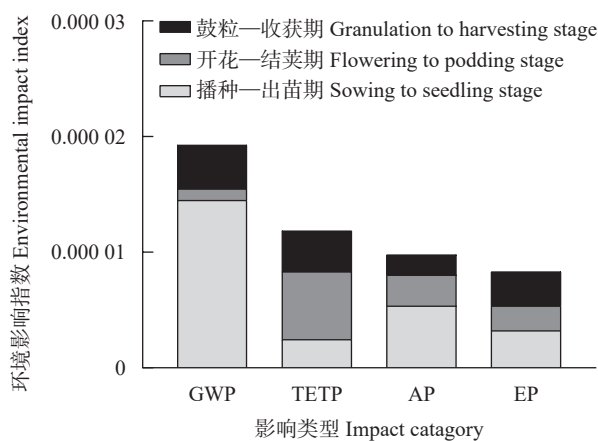


图2 藁城区大豆生产3个生育阶段排名前4的标准化环境影响指数

Fig. 2 Top 4 standardized environmental impact indexes of three growth stages of soybean production in Gaocheng District

GWP: 全球变暖潜力; TETP: 陆地生态毒性潜力; AP: 酸化潜力; EP: 富营养化潜力。GWP: global warming potential; TETP: terrestrial eco-toxicity potential; AP: acidification potential; EP: eutrophication potential.

2.1.2 不同条件下大豆生产的潜在环境影响

通过调研问卷发现不同种植规模、灌溉模式和种植区域的潜在环境影响存在差异。因此,本研究从上述3个维度——种植规模、灌溉方式和种植区域对大豆生产的标准化环境影响指数进行对比分析。

为了探究不同种植规模对大豆生产的潜在环境影响,将种植规模分为大规模、中规模和小规模,分析其对全球变暖潜力、陆地生态毒性潜力、酸化潜力及富营养化潜力的影响,结果如图3A所示。3种植植规模对全球变暖潜力的影响由高到低依次为大、中和小规模,影响指数分别为 $2.65\text{E}-5$ 、 $2.30\text{E}-5$ 和 $1.26\text{E}-5$,且大规模、中规模分别与小规模达到显著性差异 ($P<0.05$),说明大规模农户生产中柴油消耗造

成的 CO_2 排放产生的环境影响最严重;对陆地生态毒性潜力的影响由高到低依次为大、中规模和小规模,影响指数分别为 $1.51\text{E}-5$ 、 $1.29\text{E}-5$ 和 $8.22\text{E}-6$,且大规模、中规模分别与小规模达到显著性差异 ($P<0.05$),表明大规模农户生产中农药施用造成的环境影响最为严重;对酸化潜力的影响由高到低依次为中规模、大规模和小规模,影响指数分别为 $1.12\text{E}-5$ 、 $9.65\text{E}-6$ 和 $8.83\text{E}-6$,且中规模分别与大、小规模达到显著性差异 ($P<0.05$),表明中规模农户生产中氮肥施用和柴油消耗产生的环境影响最严重;对富营养化潜力的影响依次为大、中、小规模,环境影响指数分别为 $8.74\text{E}-6$ 、 $8.38\text{E}-6$ 和 $8.02\text{E}-6$,且大规模与小规模达到显著性差异 ($P<0.05$)。

为了探究不同灌溉模式对大豆生产的潜在环境影响,本研究将灌溉模式分为滴灌、喷灌、沟灌和无灌溉,分析其对全球变暖潜力、陆地生态毒性潜力、酸化潜力及富营养化潜力的影响,结果如图3B所示。4种灌溉方式对全球变暖潜力的影响由高到低依次为滴灌、喷灌、沟灌和无灌溉,环境影响指数分别为 $2.43\text{E}-5$ 、 $2.28\text{E}-5$ 、 $1.42\text{E}-5$ 和 $1.21\text{E}-5$,且滴灌、喷灌分别与小规模达到显著差异性 ($P<0.05$);对陆地生态毒性潜力的影响由高到低依次为沟灌、滴灌、喷灌和无灌溉,环境影响指数分别为 $1.32\text{E}-5$ 、 $1.17\text{E}-5$ 、 $1.14\text{E}-5$ 和 $1.11\text{E}-5$;对酸化潜力的环境影响由高到低依次为滴灌、沟灌、喷灌和无灌溉,环境影响指数分别为 $1.10\text{E}-5$ 、 $9.84\text{E}-6$ 、 $9.28\text{E}-6$ 和 $8.28\text{E}-6$,且滴灌分别与小规模、无灌溉达到显著差异性 ($P<0.05$);富营养化潜力依次为大、中、小规模,环境影响指数分别为 $8.52\text{E}-6$ 、 $8.48\text{E}-6$ 、 $8.07\text{E}-6$ 和 $7.91\text{E}-6$ 。

藁城区以滹沱河为界线,分为藁城区北部和藁

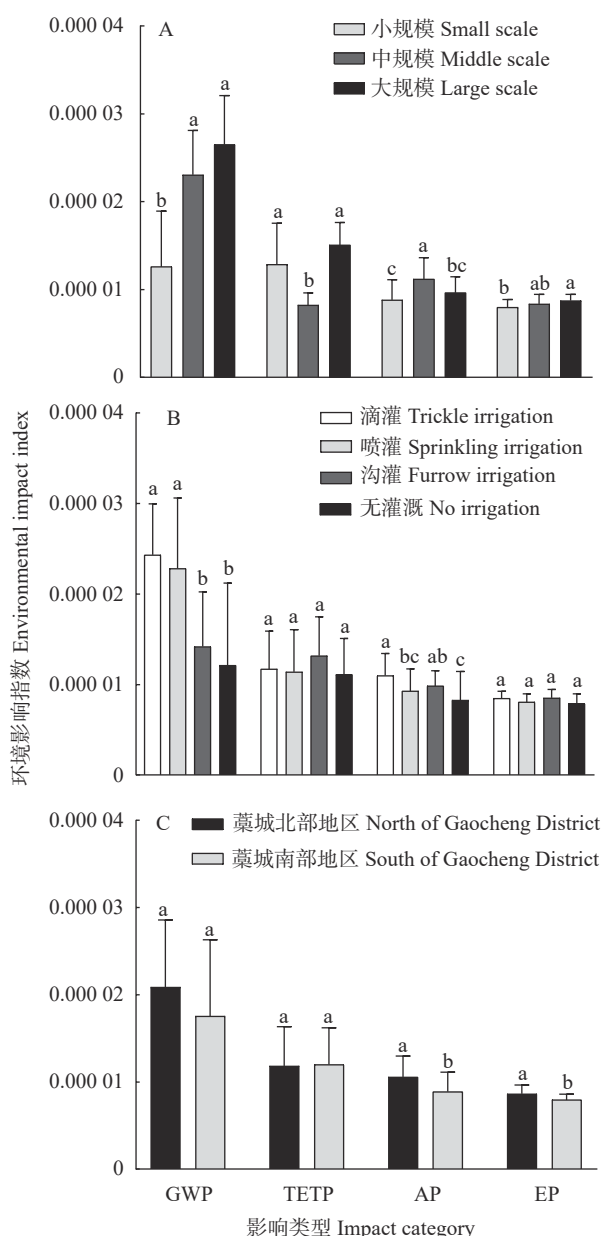


图 3 藁城区不同大豆种植规模 (A)、灌溉模式 (B) 和种植区域 (C) 的大豆生产全生命周期标准化环境影响指数

Fig. 3 Standardized environmental impact indexes for the full life cycle of soybean production at different soybean cropping scales (A), irrigation modes (B) and cropping regions (C) in Gaocheng District

GWP: 全球变暖潜力; TETP: 陆地生态毒性潜力; AP: 酸化潜力; EP: 富营养化潜力。不同小写字母表示不同种植规模、灌溉模式和区域间在 $P < 0.05$ 水平差异显著。GWP: global warming potential; TETP: terrestrial eco-toxicity potential; AP: acidification potential; EP: eutrophication potential. Different lowercase letters mean significant differences among different planting scales, irrigation modes and regions at $P < 0.05$ level.

城区南部两个种植区域,其标准化环境影响指数如图 3C 所示。除陆地生态毒性潜力外,与藁城南部相比,藁城北部大豆生产对全球变暖潜力、酸化潜力及富营养化潜力的影响均较高,分别高出 19.08%、

18.53% 和 8.94%,且对酸化潜力及富营养化潜力的影响分别达到显著性差异 ($P < 0.05$),说明藁城区两个种植区域可显著影响环境指标中的酸化潜力及富营养化潜力。

2.2 大豆生产的生态效率分析

以上结果表明,大豆生产过程中环境影响程度较深的为:全球变暖潜力、陆地生态毒性潜力、酸化潜力及富营养化潜力,因此将其作为非期望产出指标,具有一定程度的代表性,应纳入生态效率非期望产出的指标构建和分析当中。

2.2.1 大豆生产的生态效率整体分析

由表 5 可得,整体来看,在 50 个农户中,相对有效 (效率值 ≥ 1) 的农户有 13 个,相对无效 (效率值 < 1) 的种植户有 37 个。由表 6 可得,总体效率均值为 0.84,单产均值为 $3161 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。从生态效率低下的决策单元分析,低效率均值为 0.70,距效率前沿有 0.30 的改进空间,效率值和单产水平的变异系数分别为 0.21 和 0.17,说明农户间效率值波动性大于产量波动性。其中生态效率最低值为 0.39,由表 6 可得,该农户编号为 1,单产水平为 $3000 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,表明该农户期望产出一般,但造成的环境污染最严重;生态效率最高值为 37 号农户,其生态效率和单产值分别为 0.95 和 $3525 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,表明 37 号农户通过牺牲部分产量来提升生态效率。所有无效农户中,单产水平最高的农户为 20 号,其生态效率和单产值分别为 0.75 和 $3900 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,说明 20 号农户是在损耗生态效率的基础上提高了产出;单产水平最低是 7 号农户,生态效率和单产值分别为 0.54 和 $1500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,说明 7 号农户在大豆生产中存在生产要素无效投入现象。

相对有效的 13 个决策单元中,效率均值为 1.23,单产均值为 $3467 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,变异系数分别为 0.18 和 0.15,表明生态效率差异性大于产量差异性。结合表 6 发现效率最大值为 50 号农户,该农户效率值和单产水平分别为 1.75 和 $3750 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,对比产量最高的第 48 号农户,说明 50 号农户是在牺牲部分产量的水平上维持了生态效率的稳定;效率最低值分别为 38、39 和 40 号农户,其中 38 号农户生态效率和单产水平均为最低值,分别为 1.00 和 $2250 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,说明该农户虽处于效率前沿状态,但是产量存在一定进步空间。此外,单产最高的 48 号农户效率值为 1.34,说明该农户以较少的非期望产出换取了较高的期望产出 (产量)。

表 5 藁城区 50 个大豆农户生态有效和生态无效的描述性分析

Table 5 Descriptive analysis of ecological effectiveness and ecological inefficiency of 50 soybean farmers in Gaocheng District

		最小值 Minimum	最大值 Maximum	平均值 Mean	变异系数 Coefficient of variation	农户数量 Number of farms
相对无效 Relatively ineffective	效率值 Efficiency value	0.39	0.95	0.70	0.21	37
	单产 Yield (kg·hm ⁻²)	1500.00	3900.00	3053.92	0.17	
相对有效 Relatively effective	效率值 Efficiency value	1.00	1.75	1.23	0.18	13
	单产 Yield (kg·hm ⁻²)	2250.00	4125.00	3467.31	0.15	

表 6 藁城区 50 个大豆农户生态效率和单产水平

Table 6 Ecological efficiencies and yield levels of 50 soybean farms in Gaocheng District

编号 Number	效率值 Efficiency value	单产 Yield (kg·hm ⁻²)	编号 Number	效率值 Efficiency value	单产 Yield (kg·hm ⁻²)	编号 Number	效率值 Efficiency value	单产 Yield (kg·hm ⁻²)
1	0.39	3000	18	0.74	2550	35	0.88	3000
2	0.40	3000	19	0.75	3000	36	0.90	3450
3	0.45	3000	20	0.75	3900	37	0.95	3525
4	0.47	1875	21	0.76	3000	38	1.00	2250
5	0.51	3000	22	0.76	3750	39	1.00	3750
6	0.53	3000	23	0.77	3750	40	1.00	3750
7	0.54	1500	24	0.78	3720	41	1.09	3750
8	0.54	3000	25	0.79	3450	42	1.11	3000
9	0.57	3000	26	0.80	2250	43	1.12	3000
10	0.62	2925	27	0.80	3750	44	1.23	3900
11	0.63	3450	28	0.81	3500	45	1.25	3000
12	0.64	2750	29	0.81	3500	46	1.26	3525
13	0.65	3000	30	0.82	3000	47	1.27	3750
14	0.69	2250	31	0.83	3000	48	1.34	4125
15	0.70	3000	32	0.85	3750	49	1.51	3525
16	0.71	2700	33	0.87	3000	50	1.75	3750
17	0.73	2700	34	0.87	3000	平均值 Mean	0.84	3161

2.2.2 不同条件下大豆生产的生态效率差异性

本研究结合上述划分的 3 个维度 (种植规模、灌溉模式和种植区域) 对大豆生产的生态效率进行深入分析。如表 7 所示, 从不同种植规模角度来看, 大规模农户生态效率均值最高, 效率值为 0.93, 农户数量占比 24%, 变异系数为 0.31; 中规模居中, 效率均值为 0.92, 农户数量占总户数的 32%, 变异系数为 0.37; 小规模农户生态效率均值最低, 为 0.73, 农户数

量占总户数的 44%, 高于其他种植规模的农户数量, 变异系数为 0.22。

按照不同灌溉模式划分, 使用滴灌的农户生态效率均值最高, 为 0.96, 农户使用数量占 28%, 变异系数为 0.33; 喷灌农户生态效率均值为 0.86, 农户使用率为 30%; 沟灌农户生态效率均值为 0.73, 农户占比 30%, 变异系数为 0.40; 无灌溉农户生态效率为 0.79, 变异系数为 0.15, 农户占比 12%, 个体差异性不显著。

表 7 藁城区 50 个大豆农户不同大豆种植规模、灌溉模式和种植区域的生态效率值描述性分析

Table 7 Descriptive analysis of eco-efficiency values of soybean planting scale, irrigation mode and planting regions of 50 soybean farms in Gaocheng District

不同条件 Different conditions		农户数量 Number of farms	最大值 Maximum	最小值 Minimum	均值 Mean	变异系数 Coefficient of variation
种植规模 Planting scale	小规模 Small scale	22	1.23	0.47	0.73	0.22
	中规模 Middle scale	16	1.75	0.40	0.92	0.37
	大规模 Large scale	12	1.51	0.39	0.93	0.31
灌溉模式 Irrigation mode	滴灌 Trickle irrigation	14	1.51	0.51	0.96	0.33
	喷灌 Sprinkling irrigation	15	1.75	0.40	0.86	0.31
	沟灌 Furrow irrigation	15	1.34	0.39	0.73	0.40
	无灌溉 No irrigation	6	1.00	0.69	0.79	0.15
种植区域 Planting area	藁城区北部 North of Gaocheng District	26	1.23	0.54	0.79	0.35
	藁城区南部 South of Gaocheng District	24	1.75	0.39	0.88	0.32

从不同种植区域来看,藁城北部地区农户生态效率均值为 0.79,农户数量占比 52%;藁城南部农户生态效率均值为 0.88,高于藁城北部地区,豆农数量占比 48%。整体来看,两个片区间效率值差异性较为显著。

2.2.3 冗余分析

为进一步探究藁城区大豆生态效率提升的潜在途径,本研究对大豆生产过程中各项投入指标的冗余率进行了分析。按照上述的不同条件对冗余率进行划分,求取平均值,得到表 8 结果。与其他生产要素投入相比,化肥施用对生态效率的影响最大,冗余率均值为 17.98%;柴油投入冗余率次之,均值为 8.89%,灌溉用水排名第三,其冗余率为 7.96%,表明藁城区大豆生产中,化肥、柴油和灌溉用水投入方面具有较大改进空间。

本研究分析了不同种植规模、灌溉方式和种植区域对大豆生产过程中各项投入指标冗余率的影响。不同种植规模下,比较 6 个投入指标的冗余率可得,小规模种植户化肥冗余率最高,说明小规模化肥过

度使用问题严重,即在保证不减产的条件下,小规模农户可减少化肥使用量的 17.65%,以此提高其生态效率。另外,本研究获得同一指标下不同种植规模冗余率的极差(同一指标下最大值与最小值的差距),结果显示,杀虫剂冗余率的极差最大(5.89%),说明种植规模的改变对杀虫剂冗余率的影响最大。

不同灌溉模式下,比较 6 个指标的冗余率可得,滴灌农户的化肥冗余率最高,即滴灌农户可减少化肥使用的 18.73%,以此提高其生态效率。此外,算得同一指标下不同灌溉方式冗余率的极差,结果显示,灌溉用水的冗余率极差最大(8.40%),说明改变灌溉模式对灌溉用水影响最大。

不同种植区域下,比较 6 个指标的冗余率可得,藁城北部地区的化肥冗余率最高,即北部地区的农户可减少化肥使用的 18.26%,以此提高其生态效率。此外,计算出同一指标下不同地区冗余率的极差,结果显示,化肥冗余率极差最大(2.79%),说明不同种植区域对化肥施用影响较大。

表 8 藁城区 50 个大豆农户不同大豆种植规模、灌溉模式和种植区域的投入指标冗余率

Table 8 Redundancy ratios of input indexes of soybean planting scale, irrigation mode and planting area of 50 soybean farmers in Gaocheng District %

	种植规模 Planting scale			灌溉模式 Irrigation mode				种植区域 Planting area		平均值 Mean
	小规模 Small scale	中规模 Middle scale	大规模 Large scale	滴灌 Trickle irrigation	喷灌 Sprinkling irrigation	沟灌 Furrow irrigation	无灌溉 No irrigation	藁城区北部 North of Gaocheng District	藁城区南部 South of Gaocheng District	
电力 Electricity	2.30	3.79	4.59	4.54	3.55	2.23	1.31	3.26	4.27	3.21
灌溉用水 Irrigation water	7.93	6.84	3.87	2.25	3.14	8.55	0.15	7.78	6.88	7.96
柴油 Diesel	10.78	7.90	7.64	8.17	8.32	6.69	8.29	8.29	7.48	8.89
化肥 Fertilizers	17.65	17.50	15.67	18.73	18.02	16.50	16.38	18.26	15.47	17.98
除草剂 Herbicides	2.56	2.09	3.15	3.10	2.19	3.09	2.31	2.44	2.93	2.76
杀虫剂 Pesticides	2.54	3.29	8.43	5.83	4.50	5.19	3.28	5.19	3.59	4.87

3 讨论与结论

3.1 讨论

大豆在我国农业生产中占有重要地位,其产量关乎粮食安全问题,藁城区是河北省大豆主产区,大豆种植面积占藁城区秋粮面积的 70%^[2],但如何在保持生态效率基础上提升产能,需要进一步的探究和分析,这对藁城区大豆产业的可持续发展具有现实意义。本研究通过对藁城区进行 LCA-SBM 模型分析,提升大豆生产过程的资源利用率,降低环境承载力内的生产要素投入成本,促进藁城区大豆产业提质增效。通过对比分析,本研究选取全球变暖、陆地生态毒性、酸化和富营养化作为探究藁城区大豆生产环境影响的重要指标。这与李云霞等^[12]进行的

大豆生命周期评价,梁龙等^[21]进行的华北平原冬小麦-夏玉米种植系统生命周期评价,及秦丹^[29]进行的山西省小麦生命周期评价等研究选取的指标相同或相近。因此,本研究将上述 4 个环境影响作为非期望产出的研究指标具有一定的依据和可靠性,可进行后续科学研究分析。

本研究得出大规模农户的全球变暖影响程度较为明显,这是因为相比于小规模农户的人工作业,大规模农户主要进行机械化生产,农用机械中柴油消耗产生的 CO₂ 排放是造成全球变暖的主要原因;中规模农户的陆地生态毒性影响程度显著最低,说明中规模农户农药等化学药剂施用较少,因为中规模面积小更易于管理,较小规模来说,中规模农户具备

一定机械化管理条件, 所以中规模农户更加偏向精细化种植, 化学药剂的施用量更精准。其次, 滴灌和喷灌导致的全球变暖潜力显著大于沟灌和无灌溉, 可能是因为滴灌和喷灌的灌溉时长远高于沟灌, 其电力消耗产生的 CO_2 显著高于沟灌, 而无灌溉则不消耗灌溉用电, 一定程度上减轻了全球变暖影响。藁城区北部的酸化潜力和富营养化潜力显著高于南部地区, 因为北部地区以砂性土为主, 易产生氮素的淋溶和损失, 南部地区则以粉砂和黏性土为主, 更有利于保水保肥^[30], 且藁城区浅层地下水总体趋势为西北向东南径流^[31], 即藁城南部分水土条件更适宜作物生长, 一定程度上减轻氮肥施用造成的氨排放和硝态氮淋失, 降低了酸化和富营养化影响。

所有生产要素投入指标中化肥施用冗余率最高, 说明化肥投入过量的问题严重, 农户为追求高产, 大量使用化肥, 但大豆为典型的豆科植物, 通过生物固氮可为自身提供所需的氮素营养^[32], 因此, 可通过减少化肥施用, 提高其生态效率。从不同条件下投入指标冗余率的分析发现, 不同种植规模中杀虫剂冗余率的极差最大(大规模-小规模), 因为相较于小规模农户, 大规模农户可能更加重视病虫害的防治, 导致农户过量喷施杀虫剂, 造成化学药剂冗余, 因此大规模农户应减少不必要的药剂施用, 加强精细化种植。不同灌溉模式中灌溉用水极差最大(沟灌-无灌溉), 其中沟灌农户采用大水漫灌, 这种粗放型灌溉方式造成了资源浪费现象, 无灌溉方式虽减少了水资源使用, 但该模式增加了天气因素带来的不确定性, 滴灌和喷灌农户则高效率利用了水资源, 减少了灌溉用水的冗余。不同种植区域中化肥冗余率的极差最大, 因为南部地区土壤以粉砂和黏性土为主, 保水保肥能力较强, 一定程度上减轻了化肥生产要素投入, 而北部地区则以保肥差的砂性土为主, 农户为提高大豆产量, 可能需要投入更多的化肥, 造成藁城北部地区的化肥冗余量(18.26%)高于南部地区(15.47%)。

本研究大豆种植阶段产生的非期望产出主要有全球变暖、陆地生态毒性、酸化及富营养化, 其标准化值分别为 $1.93\text{E}-5$ 、 $1.19\text{E}-5$ 、 $9.78\text{E}-6$ 及 $8.31\text{E}-6$, 大豆生产生态效率均值为 0.84; 钟方雷等^[9] 研究发现张掖市玉米生产的农业生态经济效率值为 0.87。由此可得, 大豆和玉米生态效率值较为接近, 但玉米生产的环境影响高于大豆生产^[33], 因此在农业生产中, 可通过加强大豆玉米轮作模式降低农业生产对环境的影响, 提升其生态效率, 促进农业生产的可持续发展。

3.2 结论

环境影响方面: 相较于其他种植规模, 大规模农户的全球变暖潜力、陆地生态毒性潜力及富营养化潜力贡献潜力最大; 相较于其他灌溉模式, 滴灌农户的全球变暖潜力和酸化潜力贡献潜力最大; 藁城北部农户的全球变暖潜力、酸化潜力和富营养化潜力贡献潜力大于藁城南部分。生态效率方面: 大、中和小规模农户的生态效率值分别为 0.93、0.92 和 0.73; 滴灌、喷灌、沟灌和无灌溉农户的生态效率值分别为 0.96、0.86、0.73 和 0.79; 藁城区北部和南部农户的生态效率值分别为 0.79 和 0.88。投入冗余方面: 种植规模对杀虫剂冗余的影响最大; 灌溉模式对灌溉用水冗余的影响最大; 种植区域的差异对化肥冗余影响最大。

参考文献 References

- [1] 中华人民共和国国家统计局. “主要农作物播种面积” “主要农作物产品产量”[DB/OL]. 中华人民共和国国家统计局国家数据库网站. (2021)[2023-01-16]. <https://data.stats.gov.cn/easyquery.htm?cn=C01>
National Bureau of Statistics of the People's Republic of China. “Area sown for major crops” “Output of major crop products”[DB/OL]. National Data Database Website of the Bureau of Statistics of the People's Republic of China. (2021)[2023-01-16]. <https://data.stats.gov.cn/easyquery.htm?cn=C01>
- [2] 何素琴, 李翠霞, 武西增, 等. 石家庄市藁城富硒区夏播大豆管理技术[J]. 大豆科技, 2022(2): 47-51
HE S Q, LI C X, WU X Z, et al. Management technology of summer sowing soybean in Gaocheng selenium-rich area of Shijiazhuang City[J]. Soybean Science & Technology, 2022(2): 47-51
- [3] WANG W L, MOORE J K, MARTINY A C, et al. Convergent estimates of marine nitrogen fixation[J]. *Nature*, 2019, 566(7743): 205-211
- [4] ZEHR J P, CAPONE D G. Changing perspectives in marine nitrogen fixation[J]. *Science*, 2020, 368(6492): eaay9514
- [5] YANG Q, YANG Y Q, XU R N, et al. Genetic analysis and mapping of QTLs for soybean biological nitrogen fixation traits under varied field conditions[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2019, 10: 75
- [6] 李志远. 大豆多因素养分密度效应试验及优化研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2019: 1-2
LI Z Y. Research on multi-factor nutrient density test and optimization of soybean[D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2019: 1-2
- [7] 吴小庆, 王亚平, 何丽梅, 等. 基于AHP和DEA模型的农业生态效率评价——以无锡市为例[J]. 长江流域资源与环境, 2012, 21(6): 714-719
WU X Q, WANG Y P, HE L M, et al. Agricultural eco-

- efficiency evaluation based on AHP and DEA model — A case of Wuxi City[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2012, 21(6): 714–719
- [8] International Organization for Standardization. ISO 14040: 2006 Environmental Management: Life Cycle Assessment; Principles and Framework[S]. Switzerland: International Organization for Standardization, 2006
- [9] 钟方雷, 杨肖, 郭爱君. 基于LCA和DEA法相结合的干旱区绿洲农业生态经济效率研究——以张掖市制种玉米为例[J]. *生态经济*, 2017, 33(11): 122–127
- ZHONG F L, YANG X, GUO A J. Study on ecological economy efficiency of oasis agriculture in arid region based on LCA and DEA method: taking seed maize production in Zhangye City as an example[J]. *Ecological Economy*, 2017, 33(11): 122–127
- [10] 吴晓雨. 华北平原小麦生产的生态效率评价[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2021: 17–32
- WU X Y. Ecological efficiency evaluation of wheat production in North China Plain[D]. Yangling: Northwest A & F University, 2021: 17–32
- [11] 黄玛兰, 曾琳琳, 李晓云. LCA和DEA法相结合的农业生态效率研究——兼顾绿色认知和环境规制的影响[J]. *华中农业大学学报(社会科学版)*, 2022(1): 94–104
- HUANG M L, ZENG L L, LI X Y. Joint life cycle assessment and data envelopment analysis for assessing agriculture eco-efficiency — considering the impacts of green cognition and government regulations[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University (Social Sciences Edition)*, 2022(1): 94–104
- [12] 李云霞, 杨润江, 鞠立川. 基于SimaPro的东北大豆碳足迹核算[J]. *质量与认证*, 2016(1): 58–59
- LI Y X, YANG R J, JU L C. Carbon footprint accounting of soybean in Northeast China based on SimaPro[J]. *China Quality Certification*, 2016(1): 58–59
- [13] 罗燕, 乔玉辉, 吴文良. 东北有机及常规大豆对环境影响的生命周期评价[J]. *生态学报*, 2011, 31(23): 185–193
- LUO Y, QIAO Y H, WU W L. Environment impact assessment of organic and conventional soybean production with LCA method in China Northeast Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(23): 185–193
- [14] 董进宁, 马晓茜. 生物柴油项目的生命周期评价[J]. *现代化工*, 2007, 27(9): 59–63
- DONG J N, MA X Q. Life cycle assessment on biodiesel production[J]. *Modern Chemical Industry*, 2007, 27(9): 59–63
- [15] 熊正琴, 邢光熹, 鹤田治雄, 等. 种植夏季豆科作物对旱地氧化亚氮排放贡献的研究[J]. *中国农业科学*, 2002, 35(9): 1104–1108
- XIONG Z Q, XING G X, TSURUTA H, et al. The effects of summer legume crop cultivation on nitrous oxide emissions from upland farmland[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2002, 35(9): 1104–1108
- [16] 叶优良, 李隆, 孙建好. 3种豆科作物与玉米间作对土壤硝态氮累积和分布的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2008, 16(4): 818–823
- YE Y L, LI L, SUN J H. Effect of intercropping three legume crops with maize on soil nitrate-N accumulation and distribution in the soil profile[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008, 16(4): 818–823
- [17] 于佰双. 不同熟期大豆品种固氮率比较[J]. *黑龙江农业科学*, 1997(3): 46–47
- YU B S. Comparison of nitrogen fixation rate of soybean varieties in different maturity periods[J]. *Heilongjiang Agricultural Science*, 1997(3): 46–47
- [18] 叶优良, 孙建好, 李隆, 等. 灌水对大麦/玉米带田土壤矿质氮影响的研究[J]. *水土保持学报*, 2003, 17(1): 107–111
- YE Y L, SUN J H, LI L, et al. Effect of irrigation on mineral nitrogen concentration in soils of maize/barley intercropping[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2003, 17(1): 107–111
- [19] 李鑫, 巨晓棠, 张丽娟, 等. 不同施肥方式对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(1): 99–104
- LI X, JU X T, ZHANG L J, et al. Effects of different fertilization modes on soil ammonia volatilization and nitrous oxide emission[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(1): 99–104
- [20] VAN CALKER K J, BERENTSEN P B M, DE BOER I M J, et al. An LP-model to analyse economic and ecological sustainability on Dutch dairy farms: model presentation and application for experimental farm “de Marke”[J]. *Agricultural Systems*, 2004, 82(2): 139–160
- [21] 梁龙, 陈源泉, 高旺盛, 等. 华北平原冬小麦-夏玉米种植系统生命周期环境影响评价[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(8): 1773–1776
- LIANG L, CHEN Y Q, GAO W S, et al. Life cycle environmental impact assessment in winter wheat-summer maize system in North China Plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(8): 1773–1776
- [22] 马丹. 基于SimaPro的燃料乙醇生命周期分析[D]. 青岛: 青岛科技大学, 2020: 17–18
- MA D. Life cycle assessment of fuel ethanol based on Simapro[D]. Qingdao: Qingdao University of Science & Technology, 2020: 17–18
- [23] 杨建新, 王如松, 刘晶茹. 中国产品生命周期影响评价方法研究[J]. *环境科学学报*, 2001, 21(2): 234–237
- YANG J X, WANG R S, LIU J R. Methodology of life cycle impact assessment for Chinese products[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2001, 21(2): 234–237
- [24] 王明新, 包永红, 吴文良, 等. 华北平原冬小麦生命周期环境影响评价[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(5): 1127–1132
- WANG M X, BAO Y H, WU W L, et al. Life cycle environmental impact assessment of winter wheat in North China Plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5): 1127–1132
- [25] 谢小天. 生物质固体成型燃料技术路线生命周期环境影响评价[D]. 青岛: 青岛科技大学, 2016: 14–15
- XIE X T. Life cycle environmental impact assessment of

- biomass solid molding fuel technology route[D]. Qingdao: Qingdao University of Science & Technology, 2016: 14–15
- [26] 常俊彦. 辽宁地区水稻生产的生态环境影响研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2018: 22
- CHANG J Y. Study of ecological environment impact of rice production in Liaoning region[D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2018: 22
- [27] TONE K. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis[J]. *European Journal of Operational Research*, 2001, 130(3): 498–509
- [28] 潘丹, 应瑞瑶. 中国农业生态效率评价方法与实证——基于非期望产出的SBM模型分析[J]. *生态学报*, 2013, 33(12): 3837–3845
- PAN D, YING R Y. Agricultural eco-efficiency evaluation in China based on SBM model[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(12): 3837–3845
- [29] 秦丹. 山西省小麦生命周期的资源环境影响评价[D]. 太谷: 山西农业大学, 2016: 41–45
- QIN D. Life cycle environmental influence of wheat production in Shanxi Province[D]. Taigu: Shanxi Agricultural University, 2016: 41–45
- [30] 黄昌勇, 徐建明. 土壤学[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2010
- HUANG C Y, XU J M. *Agrology*[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2010
- [31] 施恩. 石家庄市藁城区浅层地下水资源量评价[D]. 石家庄: 河北地质大学, 2019: 13
- SHI E. Evaluation of shallow groundwater resources in Gaocheng District of Shijiazhuang City[D]. Shijiazhuang: Hebei GEO University, 2019: 13
- [32] 陈勇, 杨可攀, 段富媛, 等. 减氮对甜玉米//大豆间作系统大豆结瘤固氮特性的影响[J]. *生态科学*, 2022, 41(4): 1–8
- CHEN Y, YANG K P, DUAN F Y, et al. Effect of reduced nitrogen application on nodulation characteristics of soybean in sweet maize//soybean intercropping system[J]. *Ecological Science*, 2022, 41(4): 1–8
- [33] 王明新, 吴文良, 夏训峰. 华北高产粮区夏玉米生命周期环境影响评价[J]. *环境科学学报*, 2010, 30(6): 1339–1344
- WANG M X, WU W L, XIA X F. Life cycle environmental assessment of summer maize in a North China high-yield region[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(6): 1339–1344