

DOI: 10.20103/j.stxb.202307191547

朱晓昱, 安毅, 刘忠宽, 闫瑞瑞, 邵长亮, 徐大伟, 徐丽君, 孙至伟, 王东奎, 张洪发, 辛晓平. 基于 LCA 的传统农田与苜蓿草地生态效应分析. 生态学报, 2023, 43(22): 9148-9163.

Zhu X Y, An Y, Liu Z K, Yan R R, Shao C L, Xu D W, Xu L J, Sun Z W, Wang D K, Zhang H F, Xin X P. Comparing ecological effect between traditional cropland and alfalfa grassland based on life cycle assessment. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(22): 9148-9163.

基于 LCA 的传统农田与苜蓿草地生态效应分析

朱晓昱^{1,2}, 安毅¹, 刘忠宽³, 闫瑞瑞², 邵长亮², 徐大伟², 徐丽君², 孙至伟⁴, 王东奎⁵, 张洪发⁶, 辛晓平^{2,*}

1 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191

2 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/呼伦贝尔草原生态系统国家野外科学观测研究站, 北京 100081

3 河北省农林科学院农业资源环境研究所, 石家庄 050051

4 甘肃省金昌市永昌县六坝镇人民政府农业农村综合服务中心, 金昌 737299

5 河北省沧州市南皮县农业农村局, 沧州 061599

6 沧州市畜牧技术推广站, 沧州 061001

摘要:为评估传统农田与苜蓿草地两种生态系统在资源投入和环境效应方面的差异, 基于 2019—2022 年中国北方山东省、陕西省、山西省、宁夏回族自治区、新疆维吾尔自治区、内蒙古自治区、黑龙江省、河北省共 14 个县区的农牧户调研数据, 应用生命周期评价(Life cycle assessment, LCA)方法, 对中国北方传统农田和苜蓿草地生态系统全生命周期的能源消耗、土地利用、水资源消耗、全球变暖、环境酸化、富营养化这六类资源消耗和环境影响进行核算。将 LCA 方法应用于两类作物生产的环境影响分析, 探究该方法在农业环境研究领域的有效性以及传统农田和苜蓿草地生态系统资源投入和环境效应的差异特征。结果表明: (1)传统农田和苜蓿草地生态系统环境综合影响指数分别为 0.1569 和 0.1269, 苜蓿草地生态系统的综合环境效应比传统农田生态系统低 19.09%, 对环境友好程度相对较高。(2)在整个区域范围内, 传统农田的环境影响高于苜蓿草地的环境影响, 且传统农田的环境影响效益差异显著, 而苜蓿草地的环境影响整体波动较小。其中, 在资源消耗方面, 与传统农田生态系统相比, 苜蓿草地生态系统的能源消耗减少了 31.21%, 所需土地面积减少了 43.61%, 水资源消耗减少了 63.43%; 在环境影响方面, 与传统农田生态系统相比, 苜蓿草地生态系统的气候变暖潜值降低了 43.09%, 环境酸化潜值降低了 50.27%, 富营养化潜值降低了 46.78%。(3)中国北方地区传统农田和苜蓿草地生态系统在资源利用和环境代价在空间尺度上差异较明显, 呈现出西部高于东部的特征。(4)影响两种生态系统的主要环境影响类型均为环境酸化和富营养化, 与大量的化肥生产、施用和灌溉电力消耗密不可分, 因而实施配方施肥、合理灌溉、秸秆还田是降低我国北方地区传统农田和苜蓿草地生态系统生命周期内生态环境负面影响的关键。

关键词:资源消耗; 环境影响; 生命周期评价; 传统农田; 苜蓿草地; 中国北方

Comparing ecological effect between traditional cropland and alfalfa grassland based on life cycle assessment

ZHU Xiaoyu^{1,2}, AN Yi¹, LIU Zhongkuan³, YAN Ruirui², SHAO Changliang², XU Dawei², XU Lijun², SUN Zhiwei⁴, WANG Dongkui⁵, ZHANG Hongfa⁶, XIN Xiaoping^{2,*}

1 Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China

2 National Hulunber Grassland Ecosystem Observation and Research Station, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China

基金项目:国家重点研发计划(2021YFD1300500); 国家自然科学基金(32101446, 32130070); 现代农业产业体系(CARS-34)

收稿日期:2023-07-19; **网络出版日期:**2023-10-25

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xin Xiaoping@caas.cn

3 Institute of Agricultural Resources and Environment, Hebei Academy of agricultural and Forestry Sciences, Shijiazhuang 050051, China

4 Agriculture and Rural Comprehensive Service Center of Liuba Town People's Government, Jinchang 737299, China

5 Nanpi County Agriculture and rural Bureau, Cangzhou 061599, China

6 Animal husbandry technology promotion station of Cangzhou, Cangzhou 061001, China

Abstract: Based on the survey data of agricultural and pastoral households in 14 counties/districts of Shandong, Shaanxi, Shanxi, Ningxia Hui Autonomous Region, Xinjiang Uygur Autonomous Region, Inner Mongolia Autonomous Region, Heilongjiang, and Hebei province, China from 2019 to 2022, the Life cycle assessment (LCA) method was applied in this study. Energy consumption, land use, water resource consumption, global warming, environmental acidification, and eutrophication of traditional farmland and alfalfa grassland ecosystem were calculated and analyzed to evaluate the differences in resource input and environmental effects between traditional farmland and alfalfa grassland ecosystems in Northern China. In this study, LCA method was applied to the environmental impact analysis of two crop production types to explore the effectiveness of this method in the agricultural environment research and the difference characteristics of resource input and environmental effects of the traditional farmland and alfalfa grassland ecosystem. The results showed that: (1) the comprehensive environmental impact index of traditional farmland ecosystem and alfalfa grassland ecosystem were 0.1569 and 0.1269, respectively. The comprehensive environmental effect of alfalfa grassland ecosystem was 19.09% lower than that of traditional farmland ecosystem, and the degree of environmental friendliness was relatively higher. (2) In the whole study region, the environmental impact of traditional farmland was higher than that of alfalfa grassland, and the environmental impact of traditional farmland was significantly different from that of alfalfa grassland, while the overall fluctuation of the environmental impact was small. In terms of resource consumption, compared with the traditional farmland ecosystem, the energy consumption, land area, and water resource consumption of alfalfa grassland ecosystem decreased by 31.21%, 43.61%, and 63.43%. In terms of environmental impact, compared with the traditional farmland ecosystem, the climate warming potential of alfalfa grassland ecosystem decreased by 43.09%, environmental acidification potential decreased by 50.27%, and eutrophication potential decreased by 46.78%. (3) The spatial scale difference of resource utilization and environmental cost between the traditional farmland and alfalfa grassland ecosystems in northern China was obvious, which was higher in the west than in the east. (4) In addition, the major types of environmental impacts affecting both ecosystems were environmental acidification and eutrophication, which were associated with large amounts of fertilizer production, application, and irrigation power consumption. Therefore, the implementation of formulated fertilization, rational irrigation, and straw returning was the key to reduce the negative effect of ecological environment on the life cycle of traditional farmland and alfalfa grassland ecosystem in northern area, and this study proposed a robust methodology contributed to the sustainable development of grassland ecology in the similar region.

Key Words: resource consumption; environmental impact; life cycle assessment; traditional farmland; alfalfa fields; Northern China

耕地质量问题正在成为我国粮食安全和农产品质量安全的隐患^[1-2],如何在保证粮食安全的前提下降低环境代价,提高土地的可持续生产力是 21 世纪面临的重大问题^[3-4],也是实现农业绿色发展的重要保障。农业生产过程的生态环境效应是农业绿色发展研究中的热点和难点,目前中国北方农作物产量逐年提高,但由于化肥、农药等农业化学品的广泛大量施用导致温室气体排放等环境影响逐年增加^[5],资源投入的差异是影响产量和相应的环境代价的重要因素。因此,从整个生命周期视角出发,比较传统农田与苜蓿草地的生态效应对于优化种植结构、调整我国农业供给侧结构性改革与农业政策提供科技支撑。

生命周期评价可以涵盖农业投入品生产和分配的上游碳排放和进入农场后在田间的下游排放。在农田生态系统中,主要对化肥、农药、电力和柴油等农业生产资源投入从生产运输到作物栽培管理各环节的排放进

行环境效应评价。例如,Carlson 等^[6]发现 2000 年全球农田温室气体排放总量为 1994 Mt CO₂ eq,占人为排放量的(4.5 ± 4.9)%,其中粮食作物的生产导致了温室气体的大量排放;Venkat^[7]采用生命周期评价的方法比较了苜蓿干草和玉米青贮饲料生产系统的空气排放和水污染排放;Prechsl 等^[8]使用生命周期评价方法评估了西澳大利亚小麦生产的全球变暖潜力。Lucas^[9]利用生命周期评价方法,比较了加州 12 种作物在有机和传统的种植方式下的温室气体排放;Ulrich^[10]从长时间尺度出发,连续分析了瑞士 6 年的农业轮作制度种植系统对环境带来的影响;Dekamin 等^[11]对伊朗油料作物(大豆、葵花籽、油菜籽)的环境影响、需水量和土地利用情况进行了生命周期评估,结果表明这三种作物的环境影响主要来自于化肥、柴油燃烧、农业耕作和灌溉用电。现有的研究主要围绕传统种植业资源消耗和环境效益的影响^[6, 12-13],对苜蓿草地的环境效应关注度不高,关于全国各个地区的分析比较研究^[2, 14-15]也有待加强。为系统剖析当前中国北方传统农田和苜蓿草地生态系统生产环境效应变化的动因,明确粮食作物与苜蓿生产的资源消耗和环境影响差异,为将来科学研究与生产实践提供优化方向,需进一步开展研究,准确定量中国北方传统农田和苜蓿草地生产资源投入和环境效应的时空差异。

目前对于种植结构调整在资源消耗和环境影响方面的研究报道很少见,本研究对传统农田和苜蓿草地种植的环境影响进行生命周期评价,明确不同区域农作物和苜蓿生产过程中的主要影响环节,全面认识不同种植结构的环境效益。本研究以中国北方地区 14 个长期观测点为研究区开展工作,以 2019—2022 年粮食作物和苜蓿为研究对象,应用生命周期评价(LCA)方法,拟解决以下两个关键问题:(1)对传统农田和苜蓿草地生态系统的环境效应进行综合评价,明确各地区作物生产中的主要环境影响类型和关键生产环节。(2)比较不同地区、不同生态系统在生产过程中的能源消耗、土地占用和水资源消耗情况和包括温室气体排放、酸化和富营养化为主要指标的环境影响差异,为进一步推进产业结构调整和种养结合的农牧业协调发展的新途径提供数据支持和理论依据。研究可为苜蓿草地生态系统生产环境影响评价、农业环境与经济维度研究相结合提供方法参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域及数据来源

本研究对传统农田和苜蓿草地生态系统的调研区域为中国北方地区粮食作物和苜蓿的主产区(图 1),能够较好地代表中国北方地区的粮食作物和苜蓿生产情况。具体包括山东省(济宁市汶上县 WS、东营市 DY)、

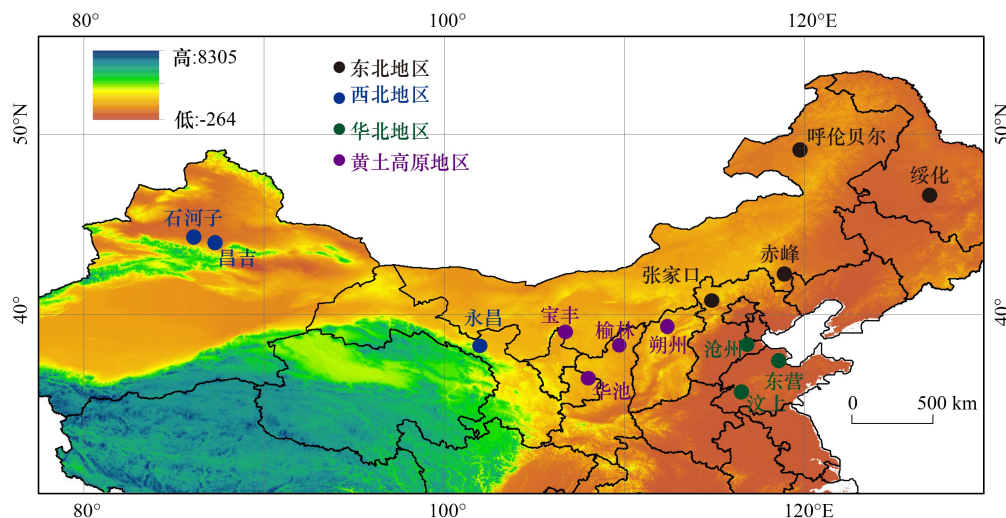


图 1 中国北方地区调研点区位图

Fig.1 Location of the research sites in the northern China

陕西省榆林市 YL、山西省朔州市 SZ、宁夏回族自治区(银川市宝丰县 BF)、新疆维吾尔自治区(昌吉市 CJ、石河子市 SHZ)、内蒙古自治区(赤峰市 CF、呼伦贝尔市 HLBE)、黑龙江省绥化市 SH、河北省(沧州市 CZ、张家口市 ZJK) 14 个县区。按照气温和降水量将研究区分为东北地区(包括 CF、HLBE、SH、ZJK)、西北地区(包括 CJ、SHZ、YC)、华北地区(包括 CZ、WS、DY)和黄土高原(包括 SZ、YL、HC、BF)。各调研点的地理和气候变量跨度大($86^{\circ}2'—126^{\circ}57' E$, $35^{\circ}43'—49^{\circ}14' N$), 海拔(8.2—2442 m)分布范围广泛。年平均气温的范围为 $-7.9—15^{\circ}C$, 其中东北地区、西北地区、华北地区和黄土高原的年平均气温分别为 $7.15^{\circ}C$ 、 $7.63^{\circ}C$ 、 $15.50^{\circ}C$ 和 $5.45^{\circ}C$; 年平均降水量的范围为 50—800 mm, 其中东北地区、西北地区、华北地区和黄土高原的年平均降水量分别为 410.25 mm、330.35 mm、614.00 mm 和 332.73 mm。

根据预调研结果, 研究区传统农田生态系统主要为小麦、玉米和燕麦种植田, 苜蓿草地生态系统为苜蓿种植田。为确保调研结果的代表性, 采用分层随机抽样的方法, 向 14 个县区的农牧户发放调研问卷, 时间节点为 2019—2022 年。由于农户的种植结构不同, 最终获取的小麦、玉米、燕麦和苜蓿的有效样本为 261 份。

1.2 生命周期评价

生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)是一种可用于评估某种作物从前期农业生产资源的加工过程到作物田间生产过程以及作物收获后的加工运输过程(从摇篮到坟墓)整个生命周期的资源消耗和产生环境负荷的方法^[16—18]。本研究按照 ISO 对生命周期评价的步骤定义, 主要包含 4 个阶段:(1)目标和范围定义;(2)生命周期清单分析(LCI);(3)生命周期影响评估(LCIA);(4)解释说明。

在目标和范围定义阶段, 明确定义了功能单位、系统边界、分配方法、假设、数据质量目标和数据库等。功能单位量化产品系统提供的功能, 并作为参考流程进行测量, 这是 LCA 计算的基础。在 LCI 阶段, 收集过程信息(如物料和燃料的输入, 输出和排放), 并根据目标和范围阶段中定义的功能单位计算生命周期环境负担。在 LCIA 阶段, 根据 LCI 阶段造成的环境负担, 估计潜在的环境影响。在生命周期解释说明阶段, 对 LCI 和 LCIA 阶段得出的结论和建议进行介绍和分析, 评估评价的完整性和一致性^[18]。

1.2.1 系统边界

系统边界定义了哪些过程的温室气体排放被纳入核算范围^[19—21]。本研究的系统边界主要集中于农资的生产运输到粮食作物和苜蓿的田间生产全过程(从播种到收获), 包括农业资源生产阶段和田间施用与管理阶段。主要涉及:(1)原材料(种子、肥料、杀虫剂、化石燃料、灌溉水、电力)的获取、加工和生产中的资源消耗和环境排放(到大气、土壤和水体);(2)生长季节内田间作业(耕作、播种、灌溉、施肥、病虫害防治等)的资源消耗和环境影响;(3)收获环节(收割、脱粒或割草、制作干草或青贮等)的资源消耗和环境影响;(4)副产物(秸秆等)处理。此外, 还包括各个阶段的运输过程。

1.2.2 功能单位

由于农业活动主要围绕土地展开, 为确保统计结果的准确性, 功能单位为单位面积(每公顷)和单位产量(每吨), 初始的功能单位(FU)设定为 1 hm^2 和 1000 kg。所有的投入产出、污染物排放清单均以 1 hm^2 和 1000 kg 计。同时在调查问卷中统计了单位面积产出, 以进行功能单位的换算, 用于不同作物的结果展示。

1.2.3 清单分析

本研究使用的数据分为实景数据与背景数据。种植面积来自问卷调研与中国国家统计局数据(<https://data.stats.gov.cn/>); N 、 P_2O_5 和 K_2O 投入量则根据调研问卷得出, 其中氮肥(尿素, 以 N 计)、磷肥(二胺、过磷酸钙、磷酸铵, 以 P_2O_5 计)、钾肥(氯化钾、硫酸钾、罗布泊钾, 以 K_2O 计)、复合肥和混配肥中 N 、 P_2O_5 和 K_2O 的含量均以市场上最为常见的三元素肥料各占 1/3 进行估算, 施用微量元素(锰、铁、锌、硼、铜、钼等)和水溶硅肥本次不做统计。农药用量均为调研问卷中的直接数据; 柴油用量由燃料动力费与排管费之和与国家发展和改革委员会发布 2019—2022 年的柴油单价计算得出; 灌溉水量消耗数据来自于农牧户调研。由于苜蓿草地生态系统种植的苜蓿为多年生牧草, 根据实地调研的生产周期, 计算其化肥、农药等物料投入的均值。本研究将所有统计资料中面积的功能单位由亩统一换算为公顷(hm^2)。同时将中国北方地区 2019—2022 年的投入数

据依据种植面积进行加权取平均值,生产 1000 kg 粮食作物和苜蓿的消耗与排放表,如表 1 所示。

表 1 生产 1000 kg 粮食作物和苜蓿的生命周期清单

Table 1 Life cycle inventory for producing 1000 kg crops and alfalfa

区域 Region	地点 Location	作物 Crop	土地利用 Land use/ m ²	N/ (kg hm ⁻² t ⁻¹)	P ₂ O ₅ / (kg hm ⁻² t ⁻¹)	K ₂ O/ (kg hm ⁻² t ⁻¹)	农药 Pesticide/ (kg hm ⁻² t ⁻¹)	灌溉水量 Irrigation water/m ³	柴油 Diesel fuel/ (kg hm ⁻² t ⁻¹)	
东北地区	HLBE	小麦	287.90	19.68	46.76	8.95	0.22	86.37	31.97	
Northeast region		苜蓿	274.32	14.41	21.22	6.17	1.21	0.00	12.19	
	SH	玉米	23.46	18.23	6.18	6.18	0.06	0.00	1.64	
		苜蓿	41.50	2.52	2.91	2.52	0.01	0.00	1.93	
	CF	玉米	106.79	18.85	18.69	15.13	0.31	320.38	7.12	
		苜蓿	112.44	10.26	17.08	10.26	0.19	42.16	4.99	
	ZJK	燕麦	247.91	14.14	14.14	14.14	1.86	0.00	47.13	
		苜蓿	157.23	11.08	11.08	11.08	1.18	0.00	19.93	
	西北地区	SHZ	小麦	137.93	11.21	33.87	11.21	0.53	331.03	32.07
Northwest region		玉米	60.61	7.20	7.27	7.27	0.00	113.64	8.46	
		苜蓿	50.42	18.22	4.44	3.90	0.03	113.45	4.69	
	CJ	小麦	101.53	57.82	18.68	18.68	0.06	197.99	23.61	
		玉米	98.46	30.72	27.47	0.00	0.00	192.00	13.74	
		苜蓿	10.08	6.18	6.28	6.78	0.01	12.09	0.94	
	YC	小麦	148.15	44.41	25.19	14.81	0.33	221.19	12.96	
		玉米	101.45	30.43	15.22	0.00	0.00	486.96	5.33	
		苜蓿	60.61	17.89	38.62	6.06	0.23	363.64	2.12	
	HC	小麦	334.38	41.66	41.67	41.67	0.50	451.41	29.26	
		玉米	137.50	79.06	27.50	27.50	0.00	123.75	7.22	
		苜蓿	109.48	32.84	0.00	0.00	0.16	53.32	3.83	
	华北地区	CZ	小麦	29.56	5.84	7.65	5.58	0.02	0.00	9.37
North region		玉米	17.38	3.34	4.04	3.34	0.05	0.00	3.30	
		苜蓿	25.34	5.70	2.92	0.00	0.05	0.00	3.21	
	DY	小麦	194.66	82.87	34.28	33.22	7.42	467.18	11.70	
		玉米	115.53	44.12	20.40	18.00	3.15	69.32	5.15	
		苜蓿	22.94	20.65	7.41	7.41	0.01	11.47	1.82	
	WS	小麦	111.39	69.68	27.83	27.80	0.05	267.33	6.69	
		玉米	46.39	28.82	11.58	11.58	0.02	18.56	2.07	
		苜蓿	66.67	46.67	16.67	16.67	0.02	13.33	5.30	
	黄土高原	SZ	玉米	102.56	25.85	5.54	5.54	0.02	138.46	6.30
	the Loess Plateau		苜蓿	39.19	30.81	3.76	3.76	0.01	35.27	3.07
	YL	玉米	148.15	26.89	128.22	18.89	0.13	311.11	7.44	
		苜蓿	27.78	5.42	25.00	3.54	0.09	31.94	2.18	
	BF	玉米	32.96	10.75	20.78	8.03	0.28	86.52	1.09	
		苜蓿	77.10	0.00	63.61	23.13	0.08	202.40	7.61	

HLBE:呼伦贝尔市 Hulunber; SH:绥化市 Suihua; CF:赤峰市 Chifeng; ZJK:张家口市 Zhangjiakou; CJ:昌吉市 Changji; SHZ:石河子市 Shihezi; YL:榆林市 Yulin; CZ:沧州市 Cangzhou; WS:汶上县 Wenshang; DY:东营市 Dongying; SZ:朔州市 Shuozhou; YL:榆林市 Yulin; HC:华池县 Huachi; BF:宝丰县 Baofeng

1.3 环境影响评价

对比核算传统农田和苜蓿草地生态系统的环境影响差异,需要从环境角度评估各个环节的资源消耗、污染物排放及对外部环境影响的贡献值,并作进一步解释。采用 LCA 的分类、特征化和标准化^[18]3 步计算方法。首先,从两种生态系统的主要生产特征差异出发,选择能源消耗、土地占用面积、水资源消耗、全球气候变

暖潜力^[22]、环境酸化潜力^[23]、富营养化潜力这 6 类环境影响类型^[24]。其中,能源、土地资源及水资源消耗分别以生产 1000 kg 作物的能量消耗量、土地占用面积及用水量表示。全球气候变暖潜力、环境酸化潜力及富营养化潜力都采用当量因子法^[25],分别以 CO₂、SO₂、PO₄为基准^[26],结合其他影响因子及分配系数,计算环境影响。为了保证本研究的 14 个观测点在同一水平上进行比较,进一步采用世界人均环境影响潜力作为环境影响基准进行标准化处理,计算中国北方地区传统农田和苜蓿草地生态系统产出 1000 kg 作物对环境的综合影响值。

表 2 环境影响指数的基准值与权重

Table 2 Normalization values and weights for different impact categories

环境影响类型 Environmental impact category	单位 Unit	标准化基准值 Reference value	权重 Weight	当量系数 Emission and equivalent coefficient
能源消耗 Energy depletion	MJ/a	2590457	0.15	
土地利用 Land use	m ²	5423	0.12	
水资源消耗 Water depletion	m ³	8800	0.13	
全球变暖 Global warming	kg CO ₂ eq	6869	0.12	CO ₂ (1) CO (2) CH ₄ (21) N ₂ O (310) SO ₂ (1)
环境酸化 Environmental acidification	kg SO ₂ eq	56.26	0.14	NO _x (0.7) NH ₃ (1.88) NH ₃ (0.35)
富营养化 Eutrophication	kg PO ₄ eq	1.88	0.12	NO ₃ -N (0.42) NO _x (0.1)

2 结果与分析

2.1 传统农田和苜蓿草地生态系统的资源消耗评价

2.1.1 传统农田和苜蓿草地生态系统的能源消耗

我国能源开采和农资生产方式较为粗放,开采和生产过程需要消耗大量的能源,传统农田和苜蓿草地生态系统的能源消耗主要发生在原料系统和农资生产阶段,粮食作物和苜蓿生产过程中的能源消耗均与化肥施用密切相关,且化肥施用以氮肥为主。由图 2 可知,生产 1000 kg 粮食作物消耗的能源为 294.99 MJ,而生产 1000 kg 苜蓿消耗能源为 1922.57 MJ,能源消耗减少了 31.21%。

我国北方地区能源消耗的时空特征存在显著差异(图 2)。不同区域农作物能量消耗表现为黄土高原(4664.81 MJ)>华北地区(4244.83 MJ)>西北地区(3432.89 MJ)>东北地区(2321.12 MJ),其中西北地区华池的玉米能量消耗(8309.95 MJ)最多。不同区域苜蓿能量消耗表现为华北地区(2567.94 MJ)>黄土高原(2203.35 MJ)>西北(1737.13 MJ)>东北(1296.85 MJ),其中华北地区汶上的苜蓿能量消耗(4923.52 MJ)最多。由于对不可再生能源的需求较低,苜蓿草地生态系统相较于传统农田生态系统,具有较高的资源利用效率和较少的能源负担。

2.1.2 传统农田和苜蓿草地生态系统的土地利用

土地利用是传统农田和苜蓿草地生态系统需要考虑的一个重要问题。由图 3 可知,生产 1000 kg 苜蓿的土地占用面积(72.11 m²)比生产 1000 kg 粮食作物所需土地面积(127.87 m²)少 43.61%,说明苜蓿草地生态系统比传统农田生态系统对于土地有更高的利用效率。不同区域的土地利用存在差异,受到区域地理环境的影响较大(图 3)。不同区域粮食作物的土地利用面积表现为东北地区(166.52 m²)>黄土高原(151.11 m²)>西

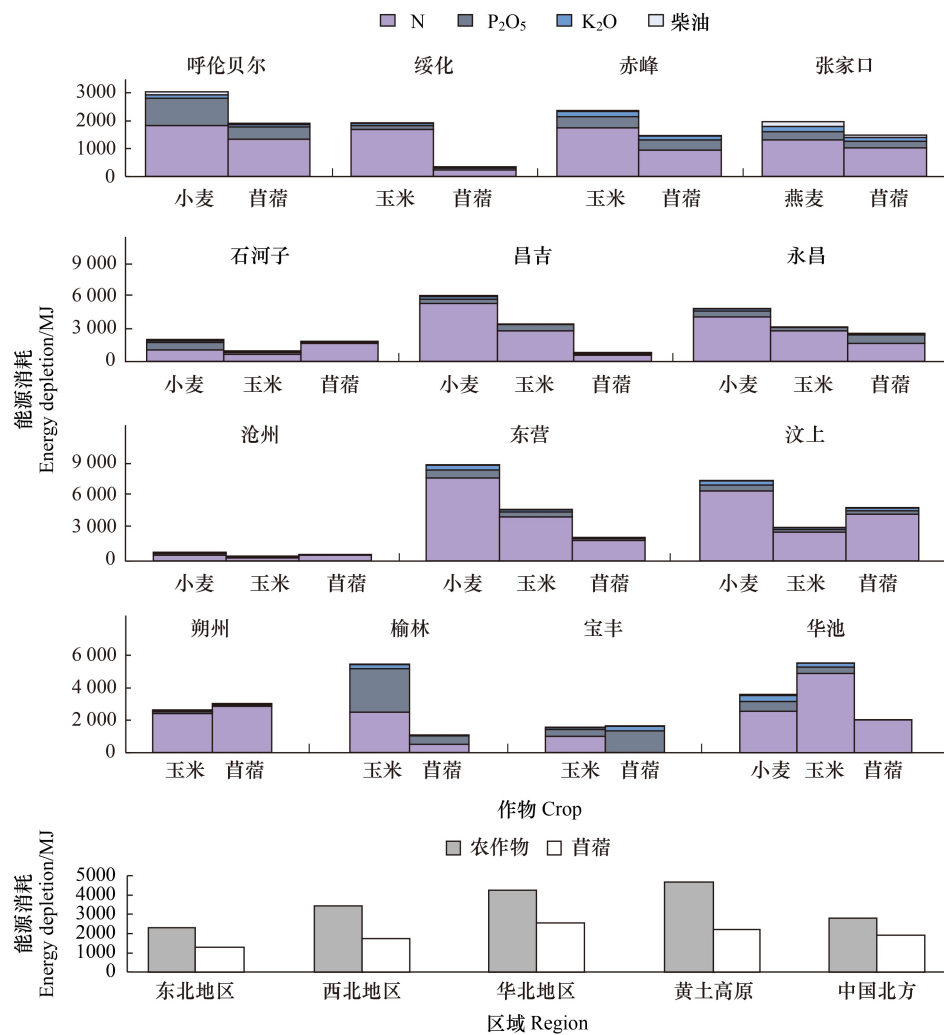


图2 不同地区传统农田与苜蓿草地生态系统的能源消耗

Fig.2 Energy depletion potential of traditional cropland and alfalfa grassland systems in different regions

北地区 (108.02 m^2) > 华北地区 (85.82 m^2), 其中东北地区呼伦贝尔的小麦占土地面积 (287.90 m^2) 最多。不同区域苜蓿的土地利用面积排序与作物相同, 表现为东北地区 (146.37 m^2) > 黄土高原 (63.39 m^2) > 西北地区 (40.37 m^2) > 华北地区 (38.31 m^2), 其中东北地区呼伦贝尔的苜蓿占土地面积 (274.32 m^2) 最多。

2.1.3 传统农田和苜蓿草地生态系统的水资源消耗

由图4可知, 粮食作物灌溉水源充足、灌溉设施齐全, 水资源消耗量约为 179.53 m^3 , 但苜蓿灌溉成本普遍较高, 只有少量农户进行灌溉, 水资源消耗量仅为 65.65 m^3 。不同区域粮食作物耗水量表现为西北地区 (257.13 m^3) > 黄土高原 (222.25 m^3) > 华北地区 (137.06 m^3) > 东北地区 (101.69 m^3), 其中华北地区永昌的玉米耗水量 (486.96 m^3) 最多。不同区域苜蓿耗水量表现为西北地区 (163.06 m^3) > 黄土高原 (80.73 m^3) > 东北地区 (10.54 m^3) > 华北地区 (8.27 m^3), 其中华北地区永昌的苜蓿耗水量 (363.64 m^3) 最多。

2.2 传统农田和苜蓿草地生态系统的环境影响评价

2.2.1 传统农田和苜蓿草地生态系统的温室气体排放预期

研究采用当量系数法计算全球变暖潜力, 传统农田和苜蓿草地生态系统产生的温室气体分别为 $2104.24 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$ 和 $1197.43 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$ (图5), 与农作物相比, 苜蓿种植平均少排放温室气体 43.09% , 即 $906.81 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$, 这主要是因为农户单位面积上农作物投入的农资、机械和电力较多, 原材料、农资的开采和生产过程

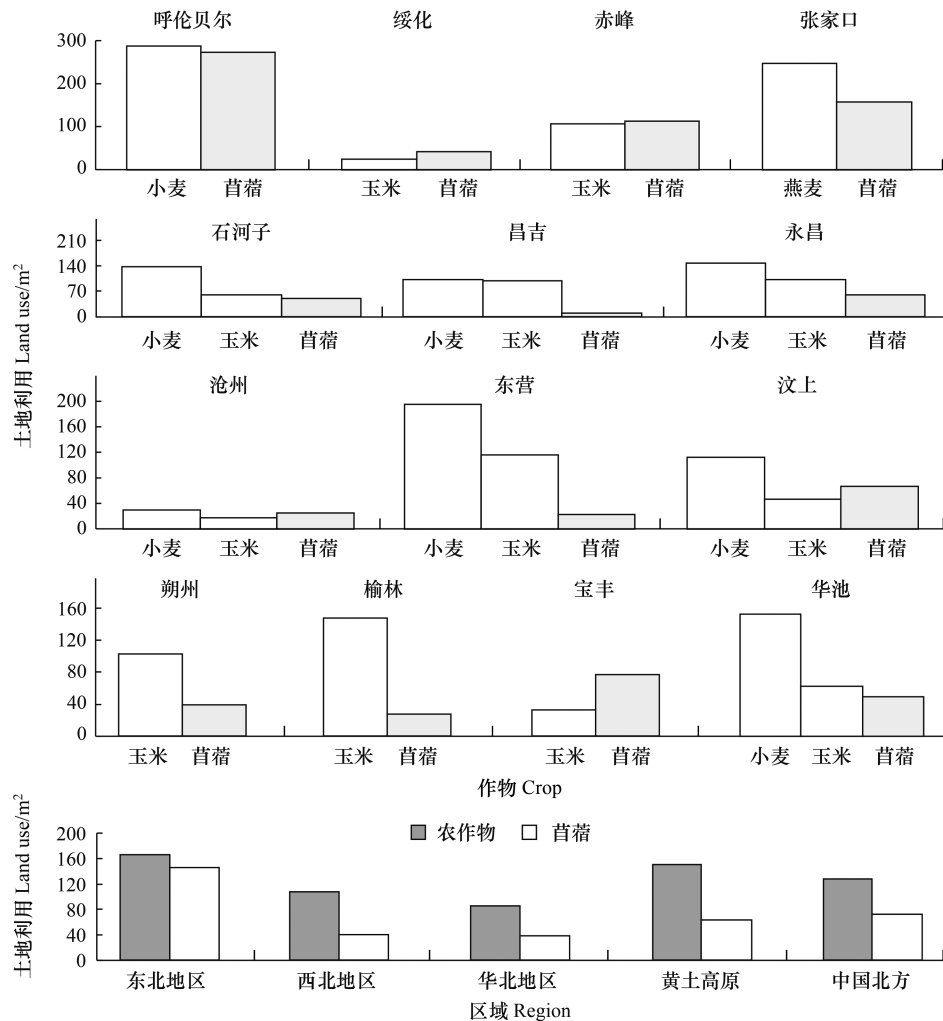


图 3 不同地区传统农田与苜蓿草地生态系统的土地利用情况

Fig.3 Land use of traditional cropland and alfalfa grassland systems in different regions

产生大量 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 等温室气体,造成传统农田生态系统的全球变暖指数高于草地生态系统。

不同区域农作物种植的气候变暖潜力(图 5)表现为西北地区 ($1941.48 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$)>黄土高原 ($2493.80 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$)>华北地区 ($2234.14 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$)>东北地区 ($1747.53 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$), 其中华北地区东营的小麦造成的气候变暖潜力($4096.84 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$)最大。不同区域苜蓿种植的气候变暖潜力表现为华北地区 ($1823.50 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$)>黄土高原 ($1164.59 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$)>东北地区 ($923.245 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$)>西北地区 ($878.37 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$), 其中华北地区沧州的苜蓿造成的气候变暖潜力($2385.15 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$)最大。

2.2.2 传统农田和苜蓿草地生态系统的环境酸化预期

由图 6 可知,传统农田和苜蓿草地生态系统生产 1000 kg 农作物和苜蓿产生的环境酸化潜值分别为 $1835.37 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$ 和 $912.67 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$,与粮食作物相比,苜蓿种植平均约少排放 50.27% ($922.70 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)。不同区域粮食作物种植环境酸化潜力表现为黄土高原 ($2089.17 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)>西北地区 ($1836.41 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)>华北地区 ($1939.44 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)>东北地区 ($1476.45 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$), 其中华北地区汶上的小麦造成的环境酸化潜力 ($3305.60 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)最大。不同区域苜蓿种植的环境酸化潜力表现为华北地区 ($1178.30 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)>黄土高原地区 ($968.09 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)>西北地区 ($754.77 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)>东北地区 ($749.50 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$), 其中华北地区沧州的苜蓿造成的环境酸化潜力 ($2246.80 \text{ kg SO}_2 \text{ eq}$)最大。

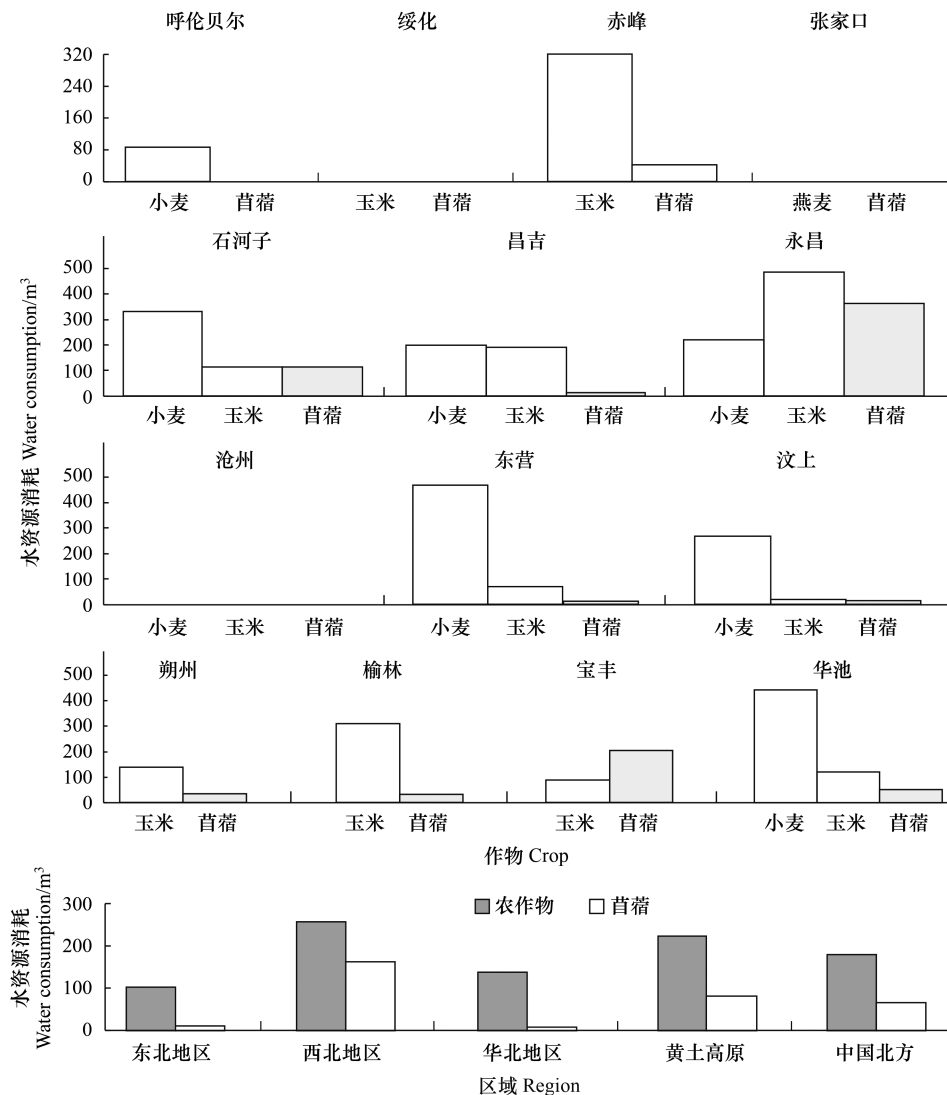


图4 不同地区传统农田与苜蓿草地生态系统的水资源消耗情况

Fig.4 Water depletion of traditional cropland and alfalfa grassland systems in different regions

2.2.3 传统农田和苜蓿草地生态系统的富营养化预期

研究中引起富营养化物质主要考虑到 PO_4^{3-} 、 NH_3 、 NO_3^- 和 NO_x , 传统农田和苜蓿草地生态系统生产 1000 kg 粮食作物和苜蓿产生的环境富营养化潜值(图 7)分别为 52.03 kg PO_4 eq 和 27.69 kg PO_4 eq, 苜蓿草地生态系统的富营养化潜值较低, 传统农田生态系统约比苜蓿草地生态系统高 46.78%。

不同区域农作物种植的富营养化潜力表现为黄土高原 (65.10 kg PO_4 eq) > 华北地区 (61.87 kg PO_4 eq) > 西北地区 (49.48 kg PO_4 eq) > 东北地区 (31.68 kg PO_4 eq), 其中华北地区东营的小麦富营养化程度 (130.21 kg PO_4 eq) 最高。不同区域苜蓿种植的富营养化潜力排序与农作物相同, 即华北地区 (37.85 kg PO_4 eq) > 黄土高原 (30.82 kg PO_4 eq) > 西北地区 (24.55 kg PO_4 eq) > 东北地区 (17.54 kg PO_4 eq), 其中华北地区汶上的苜蓿引起了最多的富营养化 (72.54 kg PO_4 eq)。

2.3 传统农田和苜蓿草地生态系统的生命周期环境影响指数

经标准化后的传统农田和苜蓿草地生态系统的生命周期环境影响指数如图 8 所示, 标准化后东北地区传统农田和苜蓿草地生态系统的环境综合影响指数分别为 0.1563 和 0.1260, 西北地区传统农田和苜蓿草地生态系统的环境综合影响指数分别为 0.1567 和 0.1276、华北地区传统农田和苜蓿草地生态系统的环境综合影

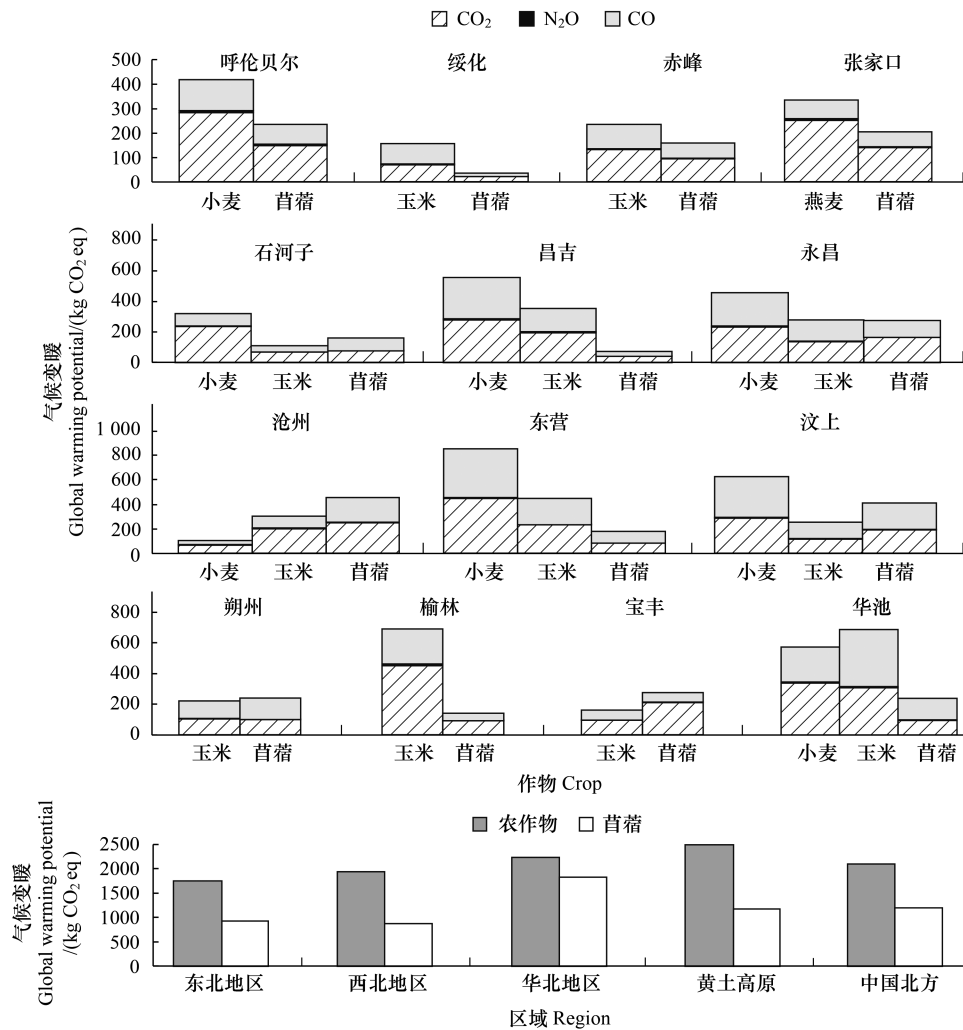


图 5 不同地区传统农田与苜蓿草地生态系统的气候变暖潜力

Fig.5 Global warming potential of traditional cropland and alfalfa grassland systems in different regions

响指数分别为 0.1572 和 0.1276,黄土高原地区传统农田和苜蓿草地生态系统的环境综合影响指数分别为 0.1572 和 0.1264,不同地区苜蓿草地生态系统的环境综合影响效应比传统农田生态系统低 18.57%—19.56%。整体上看,苜蓿草地生态系统环境综合影响指数(0.1269)比传统农田生态系统环境综合影响指数(0.1569)低 19.09%,对环境友好程度相对较高。标准化后的生命周期环境影响指数表明,生产 1000 kg 农作物的综合环境影响表现为富营养化潜力最大(65.29%),环境酸化潜力次之(34.37%),再次是全球气候变暖潜力(0.29%)、水资源消耗(0.02%)、土地占用(0.02%)、能源消耗几乎可以忽略。生产 1000 kg 苜蓿的综合环境影响表现为富营养化潜力最大(63.72%),环境酸化潜力次之(35.95%),再次是全球气候变暖潜力(0.29%)、土地占用(0.03%)、水资源消耗(0.01%)、能源消耗几乎可以忽略不计。同生产 1000 kg 农作物的结果类似,污染物排放是造成苜蓿草地生态系统环境影响的主要因素,主要影响类型均为富营养化和环境酸化。因此,在农业环境管理中应将富营养化和环境酸化作为重点控制的环境类型。

3 讨论

3.1 传统农田和苜蓿草地生态系统的资源投入与环境效应综合比较

中国北方地区传统农田和苜蓿草地生态系统的单位面积平均资源投入与带来的环境效应差异较大。通

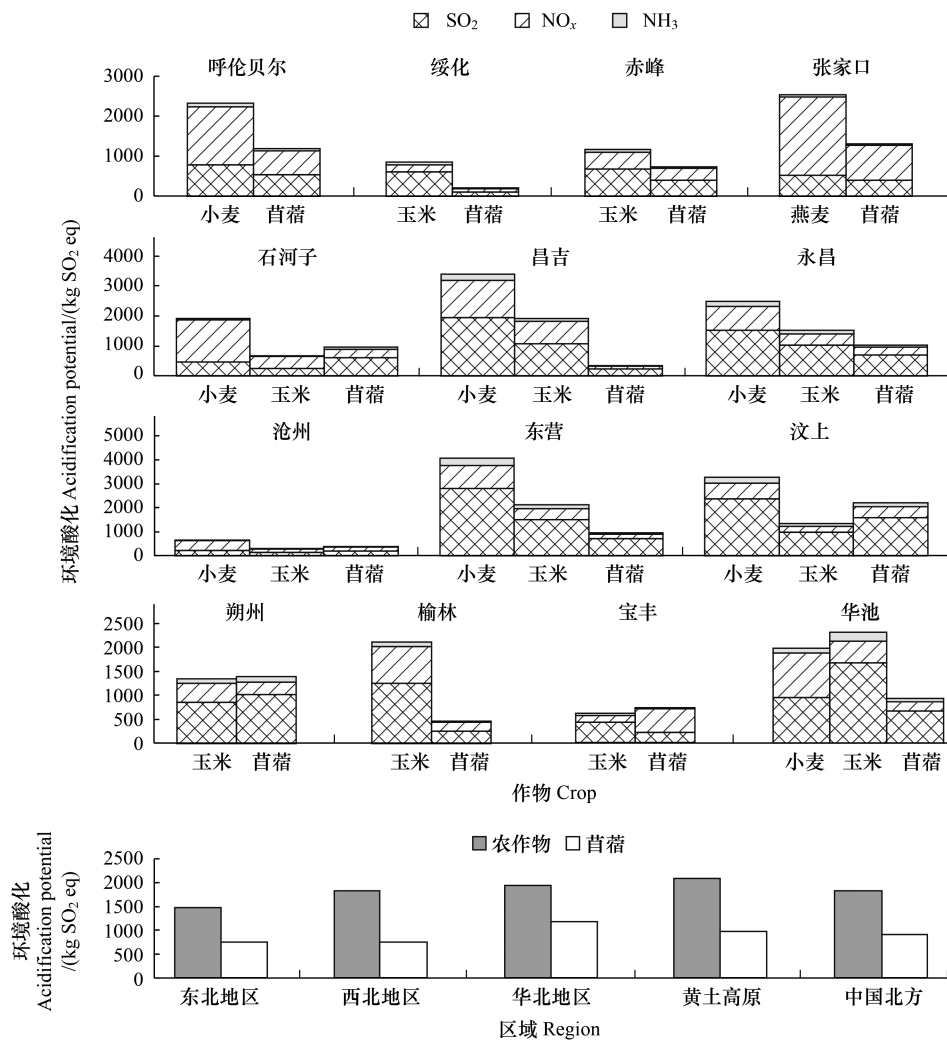


图 6 不同地区传统农田与苜蓿草地生态系统的环境酸化潜力

Fig.6 Environmental acidification potential of traditional cropland and alfalfa grassland systems in different regions

过对比两种生态系统的资源消耗(图 2—图 4)可以看出,生产 1000 kg 农作物的能源消耗、土地利用和水资源消耗均高于生产 1000 kg 苜蓿产生的资源消耗。

对比生产 1000 kg 粮食作物和苜蓿的能源消耗可知,相较于苜蓿种植结构,传统农田生态系统造成的能源消耗更加突出,为了优化其资源利用效率,最大限度地减少对环境的负面影响,需要进一步探究其适宜的栽培管理方式。生产 1000 kg 粮食作物的土地占用面积明显高于苜蓿草地,表明苜蓿草地生态系统的土地利用效率较高。由于我国水资源总量短缺,传统农田和苜蓿草地生态系统的水资源消耗时空分布不均、结构性短缺和水生态环境恶化,严重制约粮食生产能力^[3]。

对比生产 1000 kg 粮食作物和苜蓿的环境影响潜值可知,温室气体主要产生在原料系统和农资系统中,其排放主要来源于 CO_2 ,其中约 50%来源于化肥生产环节,35%来源于电力消耗过程^[27—28]。其次是 CO ,基本全部来源于化肥生产环境,这与刘松等^[14]的研究结论一致。可见,氮肥施用是造成两种生态系统温室气体排放的主要原因。引起传统农田和苜蓿草地生态系统环境酸化的物质主要有原料开采、农资生产和农作物种植过程中产生的 SO_2 、 NH_3 、 NO_x ,氮肥施用仍是最主要原因, NO_x 来自于化肥生产的贡献率约占 33%,灌溉电力消耗及农机柴油燃烧消耗占比接近 70%^[29—30]。传统农田和苜蓿草地生态系统的富营养化潜力基本表现为传统农田生态系统的富营养化潜力高于苜蓿草地生态系统,导致环境富营养化主要污染物为 NH_3 ,主要来源是

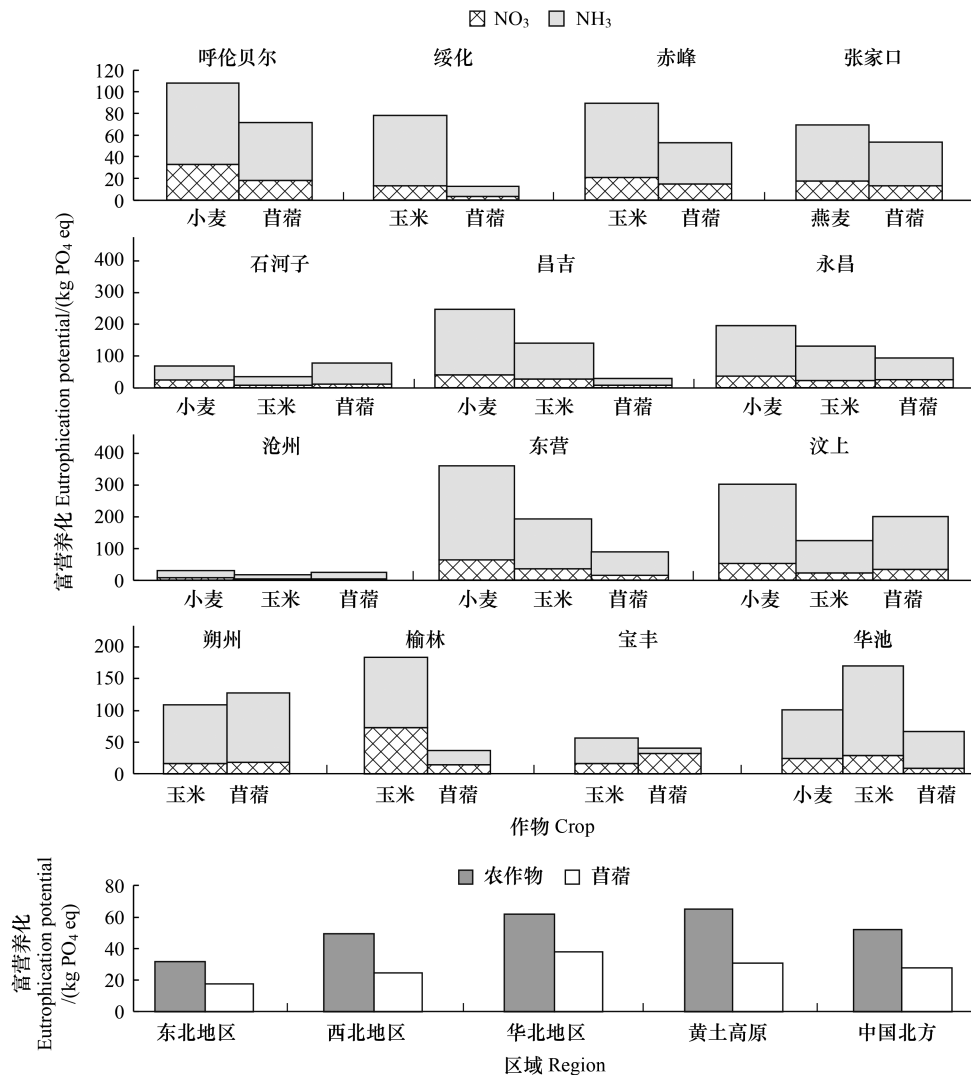


图7 不同地区传统农田与苜蓿草地生态系统的富营养化潜力

Fig.7 Eutrophication potential of traditional cropland and alfalfa grassland systems in different regions

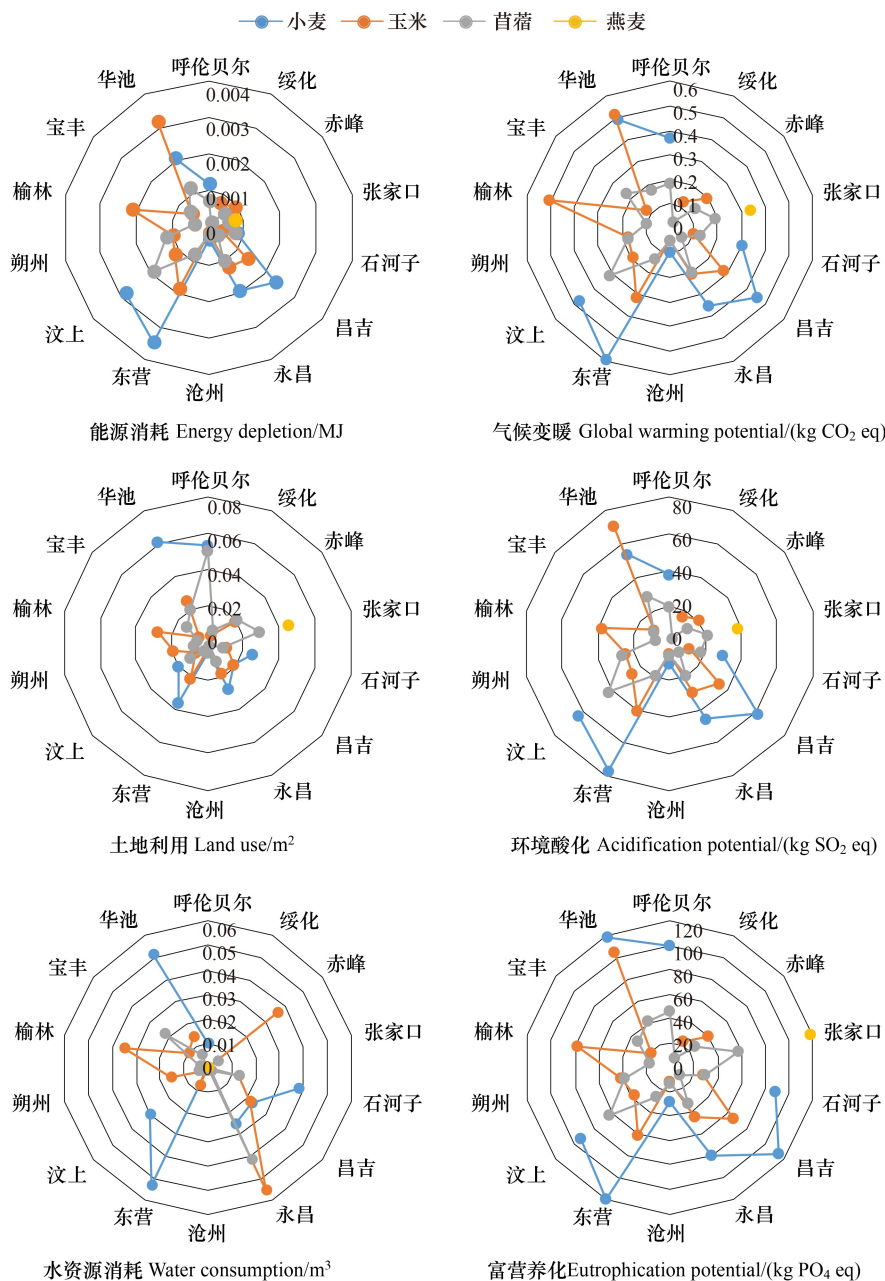
氮肥的损失,可见氮肥的不当施用仍是造成富营养化的主要因素^[31—32]。此外,粮食作物与苜蓿本身的生长特性和不同区域土壤特征也会对两种生态系统的资源投入与环境效应产生影响,从而作用于农业环境管理与种植结构调整,这也是今后研究中需要进一步考虑的问题。

3.2 传统农田和苜蓿草地生态系统的环境效应的空间分异

传统农田和苜蓿草地生态系统在区域间的资源消耗和环境影响的空间异质性较为明显,但苜蓿草地生态系统的区域间环境效应差异整体上小于传统农田生态系统(图2—图7),且苜蓿草地生态系统的环境效应在整个研究范围内较为稳定,而传统农田生态系统的环境效应区域差异显著。究其原因,主要是个体农户的种植行为受经济效益的引导,甚至起到决定性作用。然而,以个体农户为主,小面积、零散化、种类多样的粮食作物生产栽培方式,加之种植环境本身的差异,均使得传统农田和苜蓿草地生态系统的环境效应难以进行大范围的比较和统筹。提高农作物种植的生态效益,不仅要考虑科学种植,更要结合政策引导,从耕作补贴等措施保障农民基本生活,引进实施可持续的种植模式,这与张兵等^[25]和张晶等^[26]的调研结果一致。近几年,随着产业结构调整,苜蓿作为饲用经济作物多为大规模的企业经营方式,相较于小面积的分散的个体农户,科学性和可持续性更高^[33—34],这也是其环境效应区域差异小的主要原因。此外,基于区域尺度上的资源消耗和环境

影响需要开展系统性的评价与研究,促使资源投入相关环境风险的降低与产量的提升实现协同^[35-36]。

从空间上看,粮食作物种植的能源消耗、土地利用和环境影响整体呈现出西部高于东部的特征,这与陈绪昊等^[2]的研究结果一致。黄土高原的传统农田生态系统在肥料、农药、柴油等资源投入为四个区域间最高,华北地区的苜蓿草地生态系统在肥料、农药、柴油等资源投入为四个区域间最高。东北地区的传统农田和苜蓿草地生态系统的土地利用面积为四个区域间最高,粮食作物种植面积相对零散,与机械种植的苜蓿相比,粮食作物土地利用存在显著差异。由于个体农户种植和经营模式的现状难以改变,应该尽快调整农户按照经验种植、投入的生产习惯,积极发挥政策导向优势,以各个县、市为单位,了解区域环境特征,探索各区域的农田管理措施的最适宜方法,保证高效的农田投入和产出清单,进一步为我国个体农户经营模式的生命周期影响评价的区域性研究奠定基础。水资源消耗在不同区域差异较大,特别是在西北地区,由于种植粮食作物和苜蓿采用河水灌溉的方式,没有水费制约,为保证作物品质和产量其区域间的耗水量最高。传统的粮食作物种植模式在水资源利用方面不具有优势,对环境的影响较大。其中,山东省采用冬小麦-夏玉米生产体系,其水资源消耗显著高于当地的苜蓿草地生态系统;陕西省地处山地,农作物种植处于“靠天吃饭”的旱作状态,不



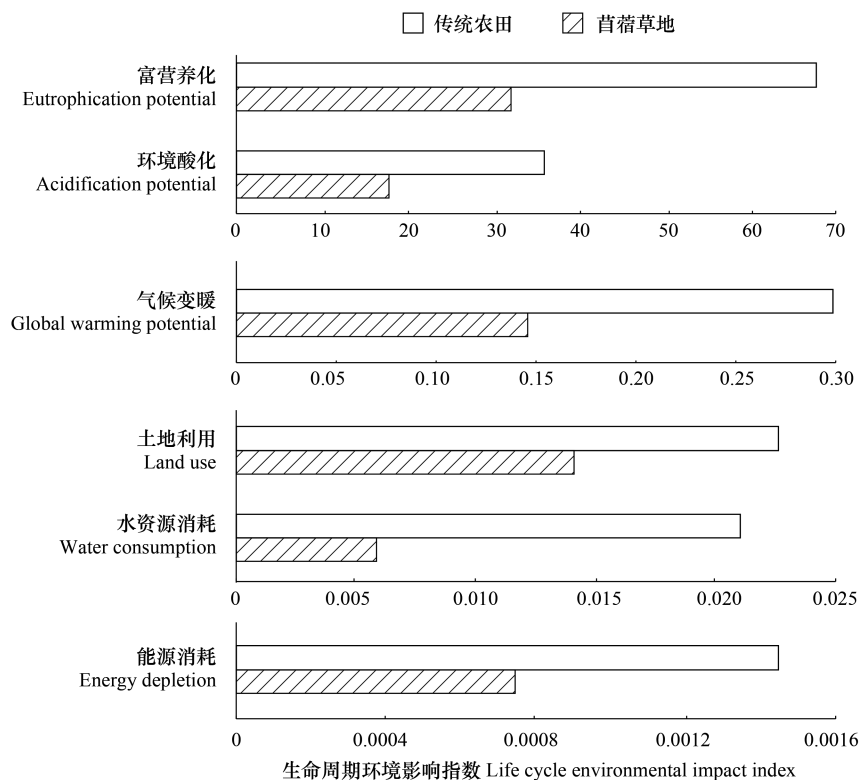


图 8 不同地区传统农田与苜蓿草地生态系统的生命周期环境影响指数

Fig.8 Life cycle environmental impact index of traditional cropland and alfalfa grassland systems in different regions

进行灌溉。水资源消耗受到各个区域种植条件和个体农户的意愿影响,没有明确的变化规律,但不同调研区差异显著。

3.3 传统农田和苜蓿草地生态系统的环境效应的影响因素

传统农田和苜蓿草地生态系统均受到较程度的人为干预,主要环境潜在影响因素均为环境酸化和水体富营养化,造成不良环境影响的主要环节是化肥的大量施用以及灌溉电力消耗和柴油燃烧。污染物主要来自于 NH_3^+ 挥发和 NO_3^- 淋失,而 NH_3^+ 挥发也会加重环境酸化潜力,可见过量施用化肥是造成这两种生态系统环境影响的最主要因素,合理施用化肥,提升养分利用效率才能有效控制环境影响。从两种生态系统的环境影响评价可知,苜蓿草地生态系统营养元素利用率较高,其环境酸化和水体富营养化造成地环境压力更小。

原料系统和农资系统对全球变暖的贡献率大,这与彭小瑜等^[15]的研究结果一致。农作系统对富营养化和环境酸化的贡献率较大,是造成生态环境影响的主要阶段。值得注意的是,华北地区榆林地区的农作物种植过程以施加复合化肥为主,磷肥的比例高于氮肥,且磷肥的施用量远高于其他地区。结合以往的研究^[25, 29, 27—28]可知,水分亏缺的情况下,植物的营养运转能力显著下降,对氮素的吸收能力降低。同时氮含量不足会制约农作物对磷、钾的吸收效率^[29]或出现磷含量过高导致氮素吸收效率降低和养分流失^[37—38],这些不合理的养分投入结构,均会加剧不良的环境影响,使得该地区的污染物排放远超于其他地区。因此,对于化肥的施用,一方面要注意控制用量,另一方面还要提高施用效率,选择合适的施用比例^[39—40]。

本研究针对以冬小麦、夏玉米和苜蓿为代表的传统农田和苜蓿草地生态系统的资源消耗和环境影响进行了生命周期评价,对比两种生态系统的环境影响的差异,确定其生产过程中的主要环节影响因素。在进行产业结构调整的过程中,调节不同种植结构的经济效益和环境效益的动态平衡,提供更加科学的优化、布局方案,为建立适宜的种植结构提供依据^[41—43]。同时,应继续深入了解适宜我国农业生产现状的全生命周期评价方法,建立准确的、符合我国国情的农业、草地生态周期评价基础数据库,为产业结构的优化调整,政策制定、

落实提供可靠依据。

4 结论

(1) 在整个区域范围内,苜蓿草地生态系统(0.1269)比传统农田生态系统(0.1569)降低了 19.09%的环境效应,苜蓿草地生态系统对环境的友好程度相对较高。传统农田生态系统的资源消耗和环境影响差异显著,而苜蓿草地生态系统的环境效应波动整体较小。

(2) 中国北方地区传统农田和苜蓿草地生态系统资源利用和环境代价在空间尺度上差异较明显,呈现出西部高于东部的特征。

(3) 传统农田和苜蓿草地生态系统主要环境影响因素相同,主要环境潜在影响因素是富营养化和环境酸化。原料系统和农资系统对全球变暖的贡献率大,农作系统对富营养化和环境酸化的贡献率较大,是造成生态环境影响的主要阶段。

参考文献(References):

- [1] Ju X T, Kou C L, Christie P, Dou Z X, Zhang F S. Changes in the soil environment from excessive application of fertilizers and manures to two contrasting intensive cropping systems on the North China Plain. *Environmental Pollution*, 2007, 145(2): 497-506.
- [2] 陈绪昊, 高强, 陈新平, 张务帅. 东北三省玉米生产资源投入和环境效应的时空特征. *中国农业科学*, 2022, 55(16): 3170-3184.
- [3] Singh A. A review of wastewater irrigation: environmental implications. *Resources, Conservation and Recycling*, 2021, 168: 105454.
- [4] Fathollahi H, Mousavi-Avval S H, Akram A, Rafiee S. Comparative energy, economic and environmental analyses of forage production systems for dairy farming. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 182: 852-862.
- [5] Chen X X, Zhang W, Wang X Z, Liu Y M, Yu B G, Chen X P, Zou C Q. Life cycle assessment of a long-term multifunctional winter wheat-summer maize rotation system on the North China Plain under sustainable P management. *Science of the Total Environment*, 2021, 783: 147039.
- [6] Carlson K M, Gerber J S, Mueller N D, Herrero M, MacDonald G K, Brauman K A, Havlik P, O'Connell C S, Johnson J A, Saatchi S, West P C. Greenhouse gas emissions intensity of global croplands. *Nature Climate Change*, 2017, 7(1): 63-68.
- [7] Venkat K. Comparison of twelve organic and conventional farming systems: a life cycle greenhouse gas emissions perspective. *Journal of Sustainable Agriculture*, 2012, 36(6): 620-649.
- [8] Prechsl U E, Wittwer R, van der Heijden M G A, Lüscher G, Jeanneret P, Nemecek T. Assessing the environmental impacts of cropping systems and cover crops: life cycle assessment of FAST, a long-term arable farming field experiment. *Agricultural Systems*, 2017, 157: 39-50.
- [9] Lucas K R G, Caldarelli C E, Ventura M U. Agriculture and biodiversity damage: a prospective evaluation of the impact of Brazilian agriculture on its ecoregions through life cycle assessment methodology. *Science of the Total Environment*, 2023, 899: 165762.
- [10] Boh M Y, Clark O G. Nitrogen and phosphorus flows in Ontario's food systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 2020, 154: 104639.
- [11] Dekamin M, Barmaki M, Kanooni A, Meshkini S R M. Cradle to farm gate life cycle assessment of oilseed crops production in Iran. *Engineering in Agriculture, Environment and Food*, 2018, 11(4): 178-185.
- [12] Yang X L, Sui P, Zhang X P, Dai H C, Yan P, Li C, Wang X L, Chen Y Q. Environmental and economic consequences analysis of cropping systems from fragmented to concentrated farmland in the North China Plain based on a joint use of life cycle assessment, emergy and economic analysis. *Journal of Environmental Management*, 2019, 251: 109588.
- [13] 梁流涛, 翟彬. 基于 PRA 和 LCA 方法的农户土地利用行为环境效应评价——以河南省传统农区为例. *中国土地科学*, 2015, 29(5): 84-92.
- [14] 刘松, 王效琴, 胡继平, 李强, 崔利利, 段雪琴, 郭亮. 施肥与灌溉对甘肃省苜蓿碳足迹的影响. *中国农业科学*. 2018. 51(3): 556-565.
- [15] 彭小瑜, 吴慧慧, 吴发启, 王效琴, 佟小刚. 陕西关中地区冬小麦-夏玉米轮作系统生命周期评价. *农业环境科学学报*, 2015, 34(4): 809-816.
- [16] Cooper J M, Butler G, Leifert C. Life cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, 2011, 58(3/4): 185-192.
- [17] Guinee J B. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2002, 7(5): 311-313.
- [18] Roy P, Nei D, Orikasa T, Xu Q Y, Okadome H, Nakamura N, Shiina T. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, 2009, 90(1): 1-10.

- [19] 姜明红,刘欣超,唐华俊,辛晓平,陈吉泉,董刚,吴汝群,邵长亮. 生命周期评价在畜牧生产中的应用研究现状及展望. 中国农业科学, 2019, 52(9): 1635-1645.
- [20] Masuda K, Yamamoto Y. Comparison of environmental performance between conventional and organic roughage production: grass and silage maize. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 2013, 37(10): 1120-1143.
- [21] Basset-Mens C, Rhino B, Ndereyimana A, Kleih U, Biard Y. Eco-efficiency of tomato from Rwamagana district in Rwanda: from field constraints to statistical significance. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 229: 420-430.
- [22] Liang L, Wang Y C, Ridoutt B G, Lal R, Wang D P, Wu W L, Wang L Y, Zhao G S. Agricultural subsidies assessment of cropping system from environmental and economic perspectives in North China based on LCA. *Ecological Indicators*, 2019, 96: 351-360.
- [23] 刘夏璐,王洪涛,陈建,何琴,张浩,姜睿,陈雪雪,侯萍. 中国生命周期参考数据库的建立方法与基础模型. 环境科学学报, 2010, 30(10): 2136-2144.
- [24] Wang X Q, Kristensen T, Mogensen L, Knudsen M T, Wang X D. Greenhouse gas emissions and land use from confinement dairy farms in the Guanzhong plain of China - using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 113: 577-586.
- [25] 张兵,李丹,张宁. 黄淮海地区大豆主要种植模式及效益分析. 大豆科学, 2011, 30(6): 987-992.
- [26] 张晶,史怡宁,韩沁沁. 我国轮作休耕政策实施状况与优化研究. 黑龙江农业科学, 2019(6): 142-147.
- [27] Koffler C, Finkbeiner M. Are we still keeping it "real"? Proposing a revised paradigm for recycling credits in attributional life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2018, 23(1): 181-190.
- [28] Van Zelm R, de Paiva Seroa da Motta R, Lam W Y, Menkveld W, Broeders E. Life cycle assessment of side stream removal and recovery of nitrogen from wastewater treatment plants. *Journal of Industrial Ecology*, 2020, 24(4): 913-922.
- [29] 晏军,吴启侠,朱建强,张露萍. 适雨灌溉下不同施肥模式对机插水稻田水环境及产量的影响. 灌溉排水学报, 2020, 39(2): 56-63.
- [30] Salou T, Le Mouél C, Levert F, Forslund A, van der Werf H M G. Combining life cycle assessment and economic modelling to assess environmental impacts of agricultural policies: the case of the French ruminant sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2019, 24(3): 566-580.
- [31] Mak-Mensah E, Zhao W C, Zhou X J, Zhang D K, Zhao X L, Wang Q, Obour P B. Influence of tied-ridge with maize straw biochar on alfalfa fodder yield, nutritional quality, and production economics. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2023, 23(1): 339-350.
- [32] Cherney J H, Smith S R, Sheaffer C C, Cherney D J R. Nutritive value and yield of reduced-lignin alfalfa cultivars in monoculture and in binary mixtures with perennial grass. *Agronomy Journal*, 2020, 112(1): 352-367.
- [33] Xu X A, Min D, McDonald I. Effects of harvest intervals and seeding rates on dry matter yield and nutritive value of alfalfa cultivars. *Journal of Animal Science and Technology*, 2021, 63(5): 1098-1113.
- [34] 高璇,刘焱序,张勇,赵文武. 草地生态补偿效益与影响因素国际研究进展. 生态学报, 2023, 43(23): 1-13.
- [35] 萨娜,赵金羽,寇旭阳,郑拴宁,陆兆华,付晓,何霄嘉,吴钢,桑卫国. "山水林田湖草沙生命共同体"耦合框架、模型与展望. 生态学报, 2023, 43(11): 4333-4343.
- [36] 李晓文,吕江涛,智烈慧,梁芳源,裴元生,李迎霞,孟耀斌,廖丹琦,穆泳林. 基于“目标-成本-效益”协同优化的山水林田湖草沙一体化生态保护与修复格局. 生态学报, 2023, 43(9): 3625-3635.
- [37] Fan Z B, Lin S, Zhang X M, Jiang Z M, Yang K C, Jian D D, Chen Y Z, Li J L, Chen Q, Wang J G. Conventional flooding irrigation causes an overuse of nitrogen fertilizer and low nitrogen use efficiency in intensively used solar greenhouse vegetable production. *Agricultural Water Management*, 2014, 144: 11-19.
- [38] Feng Y J, Chen S R, Tong X H, Lei Z K, Gao C, Wang J F. Modeling changes in China's 2000-2030 carbon stock caused by land use change. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 252: 119659.
- [39] 倪红,杨宪龙,王刚,来兴发,邓建强,沈禹颖. 施氮及添加硝化抑制剂对苜蓿草地 N_2O 排放的影响. 中国生态农业学报: 中英文, 2020, 28(3): 317-327.
- [40] Pelletier N, Arsenault N, Tyedmers P. Scenario modeling potential eco-efficiency gains from a transition to organic agriculture: life cycle perspectives on Canadian canola, corn, soy, and wheat production. *Environmental Management*, 2008, 42(6): 989-1001.
- [41] Brentrup F, Küsters J, Kuhlmann H, Lammel J. Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy*, 2001, 14(3): 221-233.
- [42] Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Barraclough P, Kuhlmann H. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20(3): 265-279.
- [43] Wang L, Setoguchi A, Oishi K, Sonoda Y, Kumagai H, Irbis C, Inamura T, Hirooka H. Life cycle assessment of 36 dairy farms with by-product feeding in Southwestern China. *Science of the Total Environment*, 2019, 696: 133985.