文章编号:1000-7601(2023)02-0248-09

doi:10.7606/j.issn.1000-7601.2023.02.27

西北地区小麦生产环境风险时空特征

张婷婷^{1,2},范子晗^{1,2},常乐乐^{1,2},李 哲^{1,2},卢 明³,张岁岐^{1,2}

(1.黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室,陕西杨凌 712100;2.西北农林科技大学资源环境学院,陕西杨凌 712100;3.重庆市农业科技推广站,重庆 401121)

摘要:利用 CROPWAT 模型和生命周期评价(LCA)方法,对西北地区 2005—2020 年小麦生产的投入、环境风险和水分需求进行分析和评价。结果表明:西北地区氮、磷、钾平均肥料投入量分别为 238、142、62.5 kg·hm⁻²;农药、柴油、种子、人工的投入量分别为 4.35 kg·hm⁻²、1.26 L·hm⁻²、305 kg·hm⁻²、771 h·hm⁻²。西北地区平均小麦产量 3.68 t·hm⁻²,排放温室气体 3 589 CO₂-eqkg·hm⁻²,土壤酸化潜值 87.0 SO₂-eqkg·hm⁻²,消耗能量 3.3×10⁸ J·hm⁻²。肥料投入对温室气体排放和能量消耗的贡献最大,分别达到 86.5%和 77.8%;农作阶段在土壤酸化潜值中贡献率最高,占比达 90%以上。西北地区小麦生产平均需水量为 331 mm,平均灌溉需水量为 227 mm,平均作物水分盈 亏指数为-65.7%。相较于 2004 年,2020 年小麦生产单产增加了 37.7%,种植面积降低了 6.55%。氮、磷、钾肥的投入较 2004 年分别上升 48.6%,40% 和 115%。农药和柴油投入量在 17 a 间的差异较大;人工投入呈逐步降低趋势,较 2004 年下降了 50.8%。种子投入在 17 a 间呈先上升后下降的趋势,2011 年达到最高值 346 kg·hm⁻²。与 2004 年相比,2020 年的单位面积温室气体排放量、土壤酸化潜值和能量消耗分别提高了 54.1%,57.3%和 31.7%。西北地区小麦生产的需水量、降雨量和灌溉需水量在时间尺度上无明显变化。西北地区不同省(区)小麦生产中的生态环境风险和需水规律存在较大差异。内蒙古的温室气体排放量、土壤酸化潜值、能量消耗和灌溉需水量占据西北地区小麦生产最高环境代价,但需要最高的灌溉量。山西的降雨量最高,同时在温室气体排放量、土壤酸化潜值和能量消耗的环境风险方面呈较低水平,说明山西省具有小麦生产最低的综合生态环境风险和最低的灌溉需求。

关键词:小麦;环境风险;CROPWAT模型;生命周期评价;西北地区

中图分类号:S512.1;S19 文献标志码:A

Spatial and temporal characteristics of environmental risks of wheat production in Northwest China

ZHANG Tingting^{1,2}, FAN Zihan^{1,2}, CHANG Lele^{1,2}, LI Zhe^{1,2}, LU Ming³, ZHANG Suiqi^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Agriculture on Loess Plateau, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2. College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

3. Chongqing Agro-Tech Extension Station, Chongqing, 401121, China)

Abstract: Using CROPWAT model and life cycle assessment (LCA) method, the input, environmental risk and water demand of wheat production in Northwest China from 2005 to 2020 were analyzed and evaluated. The results showed that, the average fertilizer input in Northwest China was 238 kg \cdot hm⁻², 142 kg \cdot hm⁻², and 62.5 kg \cdot hm⁻² respectively; the pesticide, diesel, seed, and labor input amounts were 4.35 kg \cdot hm⁻², 1.26 L \cdot hm⁻², 305 kg \cdot hm⁻², and 771 h \cdot hm⁻², respectively. The average wheat yield in Northwest China was 3.68 t \cdot hm⁻², emit 3 589 CO₂ equivalents per hectare of greenhouse gas, had a soil acidification potential of 87.0 SO₂ equivalents per hectare, and consumed 3.3×10^8 J \cdot hm⁻² of energy. The largest contribution rate of fertilizer input to greenhouse gas emissions and energy consumption was 86.5% and 77.8%, respectively. The agricultural stage had the highest contribution rate in soil acidification potential, accounting for more than 90%. The agricultural stage contributed the

收稿日期:2022-12-02 修回日期:2023-01-10

基金项目:国家重点研发计划项目(2021YFDJ1900705-05);国家自然科学基金(31871555);中国工程院第 352 场中国工程科技论坛项目 作者简介:张婷婷(1997-),女,陕西省延安人,硕士研究生,研究方向为作物抗旱生理生态。E-mail: ztt0707@ nwafu.edu.cn

范子晗(1996-),女,河南省信阳人,博士研究生,研究方向为养分资源管理。E-mail:fanzihan0466@163.com

通信作者:张岁岐(1966-),男,陕西省宝鸡人,博士生导师,主要从事作物抗旱生理生态研究。E-mail:sqzhang@ms.iswc.ac.cn

most to soil acidification potential, accounting for more than 90%. In Northwest China, the average water demand for wheat production was 331 mm, the average irrigation water demand was 227 mm, and the average crop water profit and loss index was -65.7%. In 2020, the unit yield of wheat production increased by 37.7% compared to 2004, while the planting area decreased by 6.55%. In 2004, nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer input increased by 48.6%, 40%, and 115%, respectively. Pesticides and diesel oil input decreased significantly over the last 17 years, and manual input was gradually decreasing, and now 50.8% lower than in 2004. The seed input increased first and then decreased in 17 years, reaching the highest value of 346 kg \cdot hm⁻² in 2011. Compared with 2004, greenhouse gas emissions per unit area, soil acidification potential and energy consumption in 2020 increased by 54.1%, 57.3% and 31.7% respectively. There was no obvious trend in the time scale of water demand, rainfall and irrigation water demand for wheat production in Northwest China. The ecological environment risk and water demand law of wheat production in different Provinces (regions) in Northwest China were quite different. Inner Mongolia had the highest environmental cost of wheat production in Northwest China in terms of greenhouse gas emissions, soil acidification potential, energy consumption and irrigation water demand, but the rainfall was low, requiring the highest amount of irrigation. Since Shanxi had the highest rainfall and the lowest greenhouse gas emissions, potential for soil acidification, and energy consumption. It also had the lowest overall ecological environmental risk and irrigation needs for wheat production.

Keywords: wheat; environmental risks; CROPWAT model; life cycle assessment; Northwest China

由于气候变化和资源减少,粮食作物需增产 60%~110%才能满足 2050 年人类的粮食需求^[1]。 小麦是目前全世界栽培面积最大、分布范围最广、 总产量最高、贸易额最多的粮食作物^[2]。在我国, 小麦产量占我国粮食总产的 20.1%^[2]。西北地区光 照丰富、昼夜温差大,以占全国 10%的水资源和 15%的粮食种植面积生产全国 12%的粮食,具有较 大的农业生产潜力,是我国粮食生产的战略后备 区^[3]。其中旱地小麦的种植面积占西北耕地总面 积的 40%左右,小麦高产稳产在保障我国粮食安全 方面发挥着不可替代的作用^[4]。然而西北地区也 是我国生态环境最脆弱的区域,资源开发利用过度 且保护不足,区域可持续发展面临挑战^[5]。

我国大多数农业往往以牺牲环境为代价通过 大量资源投入来提高产量^[6],由于肥料具有边际递 减效应,我国56%的小麦、52%的玉米和79%的水稻 已出现产量停滞的现象^[6]。不断追求高产会导致 温室气体增加^[7]、水体富营养化^[8]、土壤酸化^[5]等 一系列环境问题。同时干旱的环境条件使水资源 成为限制西北地区农业发展的关键因子,而在农业 生产中,由于农民缺乏理论依据和合理的灌溉指 导^[9],大多数情况下作物灌溉需水量取决于经验, 导致灌溉水利用率不高、灌水不及时或不适量,从 而影响产量^[10]。因此从时空尺度量化区域作物生 产的环境风险及耗水效率的动态变化是农业可持 续发展的核心内容。

CROPWAT 模型是由联合国粮农组织开发设计

用于计算作物需水量以及制定灌溉制度的模型,在 世界各地得到了广泛应用[11]。王艺璇等[12]借助 CROPWAT 模型量化了黄淮海农作区 1985 - 2015 年花生生产耗水结构和时空分布的变化特征。武 华[13]将彭曼公式与水足迹计量方法相结合,量化了 全国3种主要粮食作物生产产生的水资源消耗。生 命周期评价(LCA)是一种用于评价产品在其整个 生命周期中受到环境影响的方法,可以对农作物生 长中的资源消耗及环境影响进行综合评价[14]。 Chen^[15]和 Zhang^[16]采用生命周期评价方法分别对 我国华北地区小麦不同氮、磷肥料施用梯度的长期 定位试验结果进行分析,发现优化肥料管理可改善 小麦生产的环境,相似的研究也表明可以通过减少 肥料投入减轻英国和地中海地区小麦生产的环境 风险,提高生态效率[17]。本文以西北六省小麦生产 为研究对象,基于 CROPWAT 模型采用生命周期评 价(LCA)方法,定量化该地区小麦生产环境代价及 其耗水规律的时空特征,探究关键影响因素,为实 现小麦绿色生产提供依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

2005—2020年的气候数据来源于美国国家海洋和大气管理局(https://www.noaa.gov)。根据中国国家统计局、《中国农业年鉴》以及《全国农产品成本收益资料汇编》^[18-19]收集整理西北地区2004—2020年来小麦生产的种植面积、产量、化肥

1.2 基于 CROPWAT 模型的灌溉需水分析

1.2.1 气候数据处理 基于气象站点的经纬度以 及气象站点的逐日气候数值,采用反距离权重法插 值统计出每个地级市逐月的气候数据。陕西省选 取西安、延安、汉中、安康;甘肃省选择酒泉、金昌、 陇南、武威;内蒙古选择通辽、鄂尔多斯、锡林郭勒、 包头;山西选择朔州、吕梁、长治、运城;宁夏选择吴 忠、石嘴山、中卫;新疆选择哈密、阿勒泰、和田、巴 音郭楞,共23个地级市的气候数据用于 CROPWAT 模型的灌溉需水分析计算。

1.2.2 CROPWAT 模型 在 CROPWAT 模型中输入 各地区气象数据、降雨量数据和作物系数进行计 算。气象数据包括最低/最高气温、相对湿度、风 速、日照时数、研究区域的经纬度,通过以 Penman-Monteith 公式为基础的作物系数近似计算理想条件 下作物从种植到收获所需的蒸散量和水分需求量。

1.2.3 水分盈亏指数的建立 小麦生育期内水分 盈亏指数(CWSDI)可以说明水分盈亏情况,计算公 式如下:

$$CWSDI = \frac{Pe - ET}{ET} \times 1000\%$$

式中, Pe 为有效降雨量 (mm); ET 为作物需水量(mm)。

1.3 生命周期评价方法

生命周期评价可定量化评估给定作物从农资 的加工运输到作物田间生产以及收获后的加工运 输过程)整个生命周期的环境效益^[20]。农业生命周 期评价包括两个子系统:农资阶段和农作阶段。

1.3.1 系统边界和功能单位 依据 LCA 的原则与 框架,本研究系统边界包括从农业投入的原材料获 取到农场大门(小麦收获)的整个生命周期,以小麦 生产所需的原料开采为起始边界,以籽粒收获为终 止边界。本研究以公顷(hm²)为面积功能单位分析 西北地区小麦生产的环境影响。

1.3.2 环境影响指标及计算过程 本研究中涉及 的主要环境影响为温室气体排放、酸化效应和能量 消耗。各生命周期代价的计算依据《国际标准化组 织》标准 14040 和标准 14044^[14,21],评价计算公式 如下:

$EIt = EIt_{direct} + EIt_{input}$

式中,Elt 表示小麦生产过程中环境影响的总潜值, Elt_{direct} 是指农作阶段肥料、农药和农机用燃料使用 导致的直接环境影响,*Elt*_{input}是指不同农作投入在农资生产和运输过程中间接产生的环境影响排放。

$$EIt_{direct} = \sum (ARi \times EFi_{FS})$$
$$EIt_{input} = \sum (ARi \times EFi_{MS})$$

式中,*ARi* 是指各种投入量,其中农资[(肥料、种子和农药)单位为 kg;人力单位为 h;燃油的单位为 L]。*EFi*_{FS} 是在农作阶段投入时的直接环境排放系数。*EFi*_{MS} 是在农资生产和运输过程中间接产生的环境排放系数。各项投入在生产和运输环节的排放因子如表 1,农作阶段排放因子根据 Cui 等^[22]的方法进行计算。

表 1 农资生产阶段各环节的温室气体排放、 土壤酸化和能量当量系数

Table 1 Coefficients of greenhouse gas emissions,

soil acidification and energy equivalent in all

stages of agricultural production

投入 Input	温室气体 Greenhouse gas ∕(CO2-eqkg ·hm ⁻²)	酸化潜值 Acidification /(SO ₂ -eqkg ・hm ⁻²)	能量 Energy /J	参考文献 Reference
氮肥生产和运输 N production and transportation	8.30	2.52×10^2	6.06×10 ⁷	[20,23-26]
磷肥生产和运输 P production and transportation	0.79	6.00×10 ⁴	1.11×10 ⁷	[20,23-26]
钾肥生产和运输 K production and transportation	0.55	4.80×10 ⁴	6.70×10 ⁶	[20,23-26]
农药 Pesticide	19.10	1.05×10^{2}	2.40×10^{8}	[20,23-26]
地膜 Mulch	2.80		3.23×10 ⁷	[27]
柴油 Diesel	3.75	6.58×10^{2}	3.80×10 ⁷	[25-26,28]
种子 Seed	1.16		1.53×10^{7}	[29-30]
人工 Labour	0.036		1.96×10 ⁶	[30-32]

2 结果与分析

2.1 小麦生产投入

由表 2 可知,西北地区小麦生产的肥料投入在 2004—2020 年之间整体呈现上升趋势,17 年间 N、 $P_2 O_5$ 、 $K_2 O$ 的平均投入量分别为 238、142、62 kg · hm⁻²。氮磷钾肥投入均在 2020 年时最高,分别 为 266、168、86 kg · hm⁻²,较 2004 年分别上升 48.6%、 40.0%、115.0%。农药和柴油投入量在 17 年间的差 异较大,人工投入呈逐步降低趋势,2020 年较 2004 年下降了 50.8%。种子投入在 17 年间呈先上升后 下降的趋势,2011 年达到最高值 346 kg · hm⁻²。

如表3所示,西北六个省(区)小麦生产单位面 积平均资源投入有较大差异。内蒙古平均氮、磷、 钾肥和种子投入居六省(区)首位,氮、磷、钾肥投入 总量为 592 kg · hm⁻²,种子投入为 376 kg · hm⁻²;农 药、人工分别位于第五位和第四位。山西在小麦生 产过程中柴油投入位居西北第一,为5.52 L · hm⁻²,比 投入第二的新疆高 321.4%。甘肃的人工投入最高, 为1 091 h · hm⁻²,比位居第二的陕西高 215 h · hm⁻²。 宁夏农药和种子投入最高,分别为 5.27 kg · hm⁻²和 355 kg · hm⁻²,分别比投入量最低的内蒙古(新疆)、 陕西高 51.9%和 90.9%;其人工投入位于第三位。

由图 1 可知,西北地区小麦 17 a 间总产量呈先 上升后稳定趋势,提高了 35.1%,单产呈上升趋势, 提高了 37.7%,总种植面积呈先上升后下降趋势,平 均值为 7.19×10⁵ hm²。由图 2 可见,陕西为西北地 区 17 a 间小麦平均种植面积最大的省份,种植面积 为 1.09×10⁶ hm²,占西北地区小麦总种植面积的 25%。宁夏的小麦种植面积最低,仅占西北地区小 麦总种植面积的 4%,为 1.76×10⁵ hm²。不同省份 17 a 总产均值以新疆最高,占西北地区小麦总产的 32%,为532万t。宁夏的小麦总产量最低(55.1万t),占西北地区小麦总产的4%。

2.2 小麦生产的环境风险

如图 3(见 254 页)所示,西北地区 2004—2020 年小麦生产的温室气体排放量在 2004 年最低,2020 年最高,平均温室气体排放量为 3 589 CO₂-eqkg· hm⁻²,17 a 间温室气体排放量呈现一个上下波动的 趋势。对温室气体排放贡献率最高的是肥料投入, 包括肥料的生产运输与田间施用,达到 86.5%,种子 占总温室气体排放的 9.93%,为第二大影响排放因 素,其他因素的贡献率之和平均为 3.57%。西北地区 17 a 间小麦在土壤酸化潜值和能量消耗均呈现上下 波动的变化趋势。土壤酸化潜值中贡献率最高的均 在农作阶段,占比均高达 90%以上。肥料对能量消耗 的贡献最大,达到了 77.8%。西北地区小麦生产 17 a 间平均温室气体排放量、土壤酸化潜值和能量消耗最

表 2 西北地区不同年份小麦生产投入情况

Table	2	Wheat	production	input	in	different	years	in	Northwest	China
-------	---	-------	------------	-------	----	-----------	-------	----	-----------	-------

年份 Year	$\frac{N}{/(\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2})}$	$\frac{P_2O_5}{/(\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2})}$	$\frac{\mathrm{K_2O}}{/(\mathrm{kg}\cdot\mathrm{hm}^{-2})}$	农药 Pesticide /(kg・hm ⁻²)	柴油 Diesel /(L・hm ⁻²)	种子 Seed /(kg・hm ⁻²)	人工 Labor /(h・hm ⁻²)	地膜 ∕(kg・hm ⁻²)
2004	179	120	40	5	0.14	289	1107.4	0
2005	226	133	49	5	0.94	282	1075.2	0
2006	213	136	52	5	0.00	288	988.2	0.029
2007	217	133	53	4	0.05	286	950.6	0
2008	217	121	50	4	0.02	286	905.2	0
2009	222	135	55	5	1.15	301	807.2	0
2010	232	138	57	6	1.11	311	785.6	0
2011	235	137	57	6	1.58	346	765.8	0
2012	246	133	60	6	1.69	333	710.0	0
2013	247	137	63	6	1.60	306	655.0	0.118
2014	258	144	67	3	1.85	305	690.4	0
2015	263	146	73	3	2.05	307	663.6	0
2016	265	157	74	3	2.48	306	663.4	0
2017	260	160	76	3	2.03	307	625.4	0
2018	257	161	79	3	1.67	308	601.6	0
2019	250	156	71	3	1.84	315	563.0	0
2020	266	168	86	4	1.16	309	543.6	0

表 3 西北地区不同省份小麦生产平均投入情况(2004—2020年)

Table 3	Average input of	wheat production i	n different province	es of Northwest (China (2004–2020)
---------	------------------	--------------------	----------------------	-------------------	-------------------

省份 Province	$\frac{N}{/(\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2})}$	$\frac{P_2O_5}{/(\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2})}$	$\frac{\mathrm{K_2O}}{/(\mathrm{kg}\cdot\mathrm{hm}^{-2})}$	农药 Pesticide /(kg・hm ⁻²)	柴油 Diesel ∕(L・hm ⁻²)	种子 Seed ∕(kg・hm ⁻²)	人工 Labor /(h・hm ⁻²)	地膜 /(kg・hm ⁻²)
山西 Shanxi	192	115	59	4.35	5.52	249	611	0
内蒙古 Inner Mongolia	330	180	82	3.47	0.05	376	717	0
陕西 Shaanxi	227	159	58	5.17	0.31	186	876	0
甘肃 Gansu	187	122	42	4.44	0.35	312	1091	0.04
宁夏 Ningxia	245	122	60	5.27	0.00	355	815	0
新疆 Xinjiang	250	154	73	3.47	1.31	352	514	0.01



125 SO₂-eqkg·hm⁻²和 4.32×10¹⁰ J·hm⁻²。温室气体排放量和土壤酸化潜值最低的省份为甘肃,与内蒙古相比降低了 45.4%和 47.2%。能量消耗最低的省份为山西,与内蒙古相比降低了 37.3%。

2.3 小麦生产的水分需求

如图 4 所示,西北地区 2005—2020 年小麦生产 过程中需水量和作物水分盈亏指数呈现出上、下波 动的趋势,需水量的范围为 317~356 mm,平均需水 量为 331 mm。平均降雨量和灌溉需水量呈现动态 平衡,水分输入以灌溉需水量为主,占 66.4%。西北 地区六个省(区)中,陕西的小麦需水量最低,新疆 的作物水分盈亏指数最低。除山西的降雨量在水 分投入中占比较大(56.7%)之外,其余五省(区)的 水分投入均以灌溉为主。

(b)种植面积占比 Proportion of cultivated area



图 2 西北地区不同省(区)小麦总种植面积、总产量、种植面积占比和产量占比 Fig 2 Total cultivated area, total yield, proportion of cultivated area and proportion of yield of wheat in different Provinces (regions) of Northwest China

由图 5 可知,内蒙古的温室气体排放量、土壤酸 化潜值、能量消耗和灌溉需水量均最高,在西北地 区小麦生产中有最高环境代价,然而降雨量较低, 需要最高的灌溉量。山西的降雨量最高同时在温 室气体排放量、土壤酸化潜值和能量消耗的环境风 险方面呈较低水平,说明山西具有小麦生产最低的 综合生态环境风险和最低的灌溉需求。

3 讨 论

为了满足不断增长的粮食需求,西北地区小麦 生产的肥料投入呈现上升的趋势。本研究发现,西 北地区小麦生产氮、磷肥投入较高,近17 a(2004— 2020年)氮肥和磷肥单位面积的平均投入量分别高 出全国平均水平15.1%和26.5%,钾肥投入低于全





Fig.4 Wheat water requirement in each Province (regions) and year in Northwest China

国水平 17.0%^[4]。主要是由于北方麦区农户为获得 高产长期过量施肥,产量越低,农户过量施肥情况 越严重。西北地区土壤钾含量远高于东北和华北 地区土壤^[33-34],故钾肥施用量相对较低。与 2004 年相比,2020年西北地区小麦的氮、磷、钾投入量分 别增加了 48.6%、40%和 115%。而农药的投入增加 缓慢甚至有下降趋势,这与 2015年我国农业农村部 开始实施"化肥农药零增长行动"密切相关^[35]。 2004—2020年,17 a 间小麦生产的人工数量呈降低 趋势,得益于农业机械化和智慧农业的进步^[36]。

西北地区 17 a 间小麦生产温室气体平均排放 量为 3 589 CO₂-eqkg · hm⁻²,高出我国 2004—2013 年小麦生产单位面积排放量 28.2%^[4]。西北地区 17 年间的小麦生产温室气体排放和土壤酸化潜值 均为内蒙古最高,甘肃省最低。这是由于内蒙古小 麦种植中的肥料投入量为六省中最高,达到了 592 kg · hm⁻²,比最低的甘肃省高了 68.7%。内蒙古的 高施肥量主要由于内蒙古西部具有无霜期长、热量 资源充足的气候特点,以及黄河水灌溉的优势导致 漫灌春小麦的生产中氮肥投入严重过量^[9]。但是 内蒙古小麦单位面积产量在西北六省(区)中最低, 为3 116万 t · hm⁻²,主要是由于土壤养分盈余和肥 料边际效应^[6],1980—2016 年研究表明内蒙古的氮 盈余增幅全国最大,钾盈余也处于较高水平。

未来时期中国地区干旱变化一直是学者研究 的热点问题之一。西北小麦生产在时间尺度上的 需水量呈现上下波动趋势,是因为蒸散量作为能量 平衡和水循环的重要组成,其变化具有环境因子敏 感性[12]。2005—2020年西北地区小麦生产的水分 投入均以灌溉为主,占需水量的60%,灌溉需水量 表示理想条件下的作物需水量,因此在旱区的实际 农业生产中作物生产过程中的需水量不一定能完 全得到满足^[3]。从区域尺度内蒙古的平均需水量 最高,然而作物水分盈亏指数最低为新疆,原因是 降水是影响干旱变化的重要气候变量[13]。因此应 根据当地的气候条件因地制宜,在降水相对充足的 地区,选择种植生育期与降水集中发生时段吻合度 较高的作物,仅在干旱时段以灌溉作为补充水源, 最大化利用水资源并保证作物产量以提高水资源 利用效率[19]。



图 3 西北地区不同年份各省(区)小麦生产环境因子





4 结 论

1)17年间西北地区小麦生产的种植面积先上 升后下降,单产水平有较大提升,其总投入与生态 环境风险整体均呈上下波动的趋势。

2)不同省(区)小麦生产种植面积以陕西最高, 总产量以新疆最高,而单位面积的投入与生态环境 风险以内蒙古最高,甘肃最低,肥料的生产和田间 施用是小麦生产生态环境风险的主要驱动因素。

3) 西北地区小麦的作物需水量在 293~349 mm 之间, 年灌溉总需水量以内蒙古最高为 273 mm, 作 物水分盈亏指数以新疆最低为-81%。山西的降雨 量最高,同时在温室气体排放量、土壤酸化潜值和 能量消耗的环境风险方面呈较低水平。

4)小麦生产布局可考虑向高产和低环境风险的省(区)(山西、甘肃、陕西)倾斜,在实现高产的同时降低生态环境风险。

共同第一作者贡献说明:张婷婷硕士和范子晗博士 共同完成了本试验的实施和论文写作等过程。其 中范子晗博士主要完成数据搜集及数据库建立工 作;张婷婷硕士主要完成数据分析、参数计算等 工作。

参考文献:

- GODFRAY H C J, BEDDINGTON J R, CRUTE I R, et al. Food security: the challenge of feeding 9 billion people[J]. Science, 2010, 327(5967): 812-818.
- [2] 国家统计局. 中国统计年鉴-2020 [J]. 北京: 中国统计出版 社, 2020.

National Bureau of Statistics. China statistical yearbook-2020[J]. Beijing: China Statistics Press, 2020.

- [3] 刘海启,王迎春. 我国西北旱区农牧业综合开发潜力分析及水资 源支撑能力研究[J]. 中国农业资源与区划, 2015, 36(3): 1-9.
 LIU H Q, WANG Y C. The comprehensively analysis of development potential in husbandry and supporting capacity of water resources in northwest of China[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2015, 36(3): 1-9.
- [4] 乔远,杨欢,雒金麟,等.西北地区玉米生产投入及生态环境风险 评价[J].中国农业科学,2022,55(5):962-976.
 QIAO Y, YANG H, LUO J L, et al. Inputs and ecological environment risks assessment of maize production in Northwest China [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2022, 55(5):962-976.
- [5] GUO J H, LIU X J, ZHANG Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. Science, 2010, 327(5968): 1008-1010.
- [6] RAY D K, RAMANKUTTY N, MUELLER N D, et al. Recent patterns of crop yield growth and stagnation [J]. Nature Communications, 2012, 3: 1293.
- [7] YAN M, CHENG K, LUO T, et al. Carbon footprint of grain crop production in China – based on farm survey data[J]. Journal of Cleaner Production, 2015, 104: 130-138.
- [8] CHEN X P, CUI Z L, FAN M S, et al. Producing more grain with lower environmental costs[J]. Nature, 2014, 514(7523): 486-489.
- [9] 杜崇, 王天倚, 聂堂哲, 等. 基于 CROPWAT 模型的玉米水分盈亏 及灌溉制度研究[J]. 节水灌溉, 2020,(8): 91-97.
 DU C, WANG T Y, NIE T Z, et al. Water surplus deficit and irrigation schedule of maize based on CROPWAT model[J]. Water Saving Irrigation, 2020,(8): 91-97.
- [10] 徐冰,汤鹏程,李奇,等. 基于 CROPWAT 模型的拉萨地区燕麦 优化灌溉制度研究[J]. 干旱地区农业研究, 2015, 33(6): 35-39, 183.

XU B, TANG P C, LI Q, et al. Research on optimal irrigation schedule of oats by CROPWAT in Lhasa of Tibet[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2015, 33(6): 35-39, 183.

- [11] MOSEKI O, MURRAY-HUDSON M, KASHE K. Crop water and irrigation requirements of *Jatropha curcas* L. in semi-arid conditions of Botswana: applying the CROPWAT model [J]. Agricultural Water Management, 2019, 225: 105754.
- [12] 王艺璇, 贾浩, 逯杰, 等. 黄淮海农作区花生生产水足迹及耗水结构分析[J]. 作物学报, 2022, 48(12): 3203-3214.
 WANG Y X, JIA H, LU J, et al. Water footprint and water consumption structure of peanut production in Yellow-Huaihe-Hai agricultural area[J]. Acta Agronomica Sinica, 2022, 48(12): 3203-3214.
- [13] 武华.中国主要粮食作物生产碳氮水足迹集成分析[D].南京:南京农业大学,2020.
 WU H. Integrated analysis of carbon, nitrogen and water footprints for major grain crops in China[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2020.
- [14] ISO. Environmental management Life cycle assessment Requirements and guidelines; ISO 14044; 2006[S]. Geneva; International Organization for Standardization, 2006.
- [15] CHEN X X, ZHANG W, WANG X Z, et al. Life cycle assessment of a long-term multifunctional winter wheat-summer maize rotation system on the North China Plain under sustainable P management [J]. Science of the Total Environment, 2021, 783; 147039.
- [16] ZHANG L, LIANG Z Y, HU Y C, et al. Integrated assessment of agronomic, environmental and ecosystem economic benefits of blending use of controlled-release and common urea in wheat production [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 287: 125572.
- [17] BRENTRUP F, Küsters J, lammel J, et al. 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[J]. European Journal of Agronomy, 2004, 20(3): 265-279.
- [18] 国家发展和改革委员会价格司,价格成本调查中心. 全国农产品 成本收益资料汇编[G]. 北京:中国统计出版社,2021.
 Price Department of the National Development and Reform Commission, Price Cost Survey Center. Compilation of national agricultural product cost-benefit data[G]. Beijing: China Statistics Press, 2021.
- [19] 中国农业年鉴编辑委员会. 中国农业年鉴[J]. 北京:中国农业出版社, 2021.
 China Agricultural Yearbook Editorial Committee. China agriculture yearbook[J]. Beijing; China Agriculture Press, 2021.
- [20] HELLWEG S, CANALS L M I. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment[J]. Science, 2014, 344(6188): 1109-1113.
- [21] ISO. Environmental management- Life cycle assessment Principles and framework: ISO 14040; 2006[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [22] CUI Z L, ZHANG H Y, CHEN X P, et al. Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers [J]. Nature, 2018, 555 (7696): 363-366.

第 41 卷

- [23] 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.
- [24] CLARK S, KHOSHHNEVISAN B, SEFEEDPARI P. Energy efficiency and greenhouse gas emissions during transition to organic and reduced-input practices: student farm case study[J]. Ecological Engineering, 2016, 88: 186-194.
- [25] SOLTANI A, RAJABI M H, ZEINALI E, et al. Energy inputs and greenhouse gases emissions in wheat production in Gorgan, Iran[J]. Energy, 2013, 50: 54-61.
- [26] WANG X Z, ZOU C Q, ZHANG Y Q, et al. Environmental impacts of pepper (*Capsicum annuum* L) production affected by nutrient management: a case study in southwest China[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 171: 934-943.
- [27] 李蔓, 王震, 孙德智. 聚乙烯生产生命周期评价的研究[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(5): 191-195.
 LI M, WANG Z, SUN D Z. Study on life cycle assessment of polythene production[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 32 (5): 191-195.
- [28] LIU Y X, LANGER V, HØGH-JENSEN H, et al. Life Cycle Assessment of fossil energy use and greenhouse gas emissions in Chinese pear production [J]. Journal of Cleaner Production, 2010, 18(14): 1423-1430.
- [29] ZHU Y C, WAQAS M A, LI Y, et al. Large-scale farming operations are win-win for grain production, soil carbon storage and mitigation of greenhouse gases [J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 172: 2143-2152.
- [30] 杨肖,钟方雷,郭爰君,等. 干旱区绿洲制种玉米生命周期环境 影响评价——以张掖市为例[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36
 (8): 1664-1671.

YANG X, ZHONG F L, GUO A J, et al. Assessment of the environmental impact of seed maize production in oasis agriculture of arid regions based on the life cycle assessment method: a case study of Zhangye City [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36 (8): 1664-1671.

[31] 刘巽浩,徐文修,李增嘉,等.农田生态系统碳足迹法:误区、改

进与应用——兼析中国集约农作碳效率(续)[J]. 中国农业资源 与区划, 2014, 35(1): 1-7.

LIU X H, XU W X, LI Z J, et al. The missteps, improvement and application of carbon footprint methodology in farmland ecosystems with the case study of analyzing the carbon efficiency of China's intensive farming [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2014, 35(1): 1-7.

- [32] MOHAMMADI A, OMID M. Economical analysis and relation between energy inputs and yield of greenhouse cucumber production in Iran[J]. Applied Energy, 2010, 87(1): 191-196.
- [33] 张欣欣,石磊,何刚,等.陕西省粮食生产的减肥潜力及经济环境效益[J].中国农业科学,2020,53(19):4010-4023.
 ZHANG X X, SHI L, HE G, et al. Potential of fertilizer reduction and benefits of environment and economic for cereal crops production in Shaanxi Province[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2020, 53(19): 4010-4023.
- [34] 刘荣乐,金继运,吴荣贵,梁鸣早.我国北方土壤作物系统内钾素循环特征及秸秆还田与施钾肥的影响[J].植物营养与肥料学报,2000,(2):123-132.
 LIU R L, JIN J Y, et al.Study on the characteristics of potassium cyc-

ling in different soil-crop systems in northern China[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2000, (2):123-132.

- [35] 中华人民共和国国家发展和改革委员会. 解振华副主任出席十一届全国人大三次会议记者招待会,就节能减排和应对气候变化问题答记者问[EB/OL]. (2010-03-11)[2020-11-26]. https://www.ndrc.gov.cn/fzggw/jgsj/hzs/sjdt/201003/t20100316_1131474.html. National Development and Reform Commission. Deputy Director Xie Zhenhua attended the press conference of the third session of the 11th National People's Congress and answered questions from reporters on energy conservation, emission reduction and climate change [EB/ OL]. (2010-03-11) [2020-11-26]. https://www.ndrc.gov.cn/fzggw/ jgsj/hzs/sjdt/201003/t20100316_1131474.html.
- [36] 王猛. 农机多机协同作业任务分配关键技术研究[D]. 北京:中国农业机械化科学研究院, 2021.
 WANG M. Research on key technologies on farm task allocation for multi-machine cooperative operation[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Mechanization Sciences, 2021.