

分类号 C8/344
U D C _____

密级 _____
编号 10741

兰州财经大学

LANZHOU UNIVERSITY OF FINANCE AND ECONOMICS

硕士学位论文

(专业学位)

论文题目 “双碳”目标下粮食生产生态效率测度
及影响因素研究

研究生姓名: 李浩睿

指导教师姓名、职称: 庞智强 教授

学科、专业名称: 统计学 应用统计硕士

研究方向: 经济统计应用

提交日期: 2023年5月30日

独创性声明

本人声明所提交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

学位论文作者签名： 李信睿 签字日期： 2023.5.30

导师签名： 张亚东 签字日期： 2023.5.30

导师(校外)签名： 张亚东 签字日期： 2023.5.30

关于论文使用授权的说明

本人完全了解学校关于保留、使用学位论文的各项规定， 同意 (选择“同意” / “不同意”) 以下事项：

1. 学校有权保留本论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文；

2. 学校有权将本人的学位论文提交至清华大学“中国学术期刊(光盘版)电子杂志社”用于出版和编入 CNKI《中国知识资源总库》或其他同类数据库，传播本学位论文的全部或部分内容。

学位论文作者签名： 李信睿 签字日期： 2023.5.30

导师签名： 张亚东 签字日期： 2023.5.30

导师(校外)签名： 张亚东 签字日期： 2023.5.30

**Research on the measurement of ecological
efficiency of grain production and its
influencing factors under
the "dual carbon" goal**

Candidate:Li Haorui

Supervisor:Pang Zhiqiang

摘 要

作为农业大国,我国始终将“三农”问题放在重要位置,在国家政策支持下,我国农业经济水平不断提高,粮食产量也得以稳步增长。而在粮食产量不断增长的同时,日益严重的资源浪费和生态破坏等问题也限制了粮食生产的可持续性。而“双碳”目标的提出则为我国粮食绿色、低碳、循环生产提供了内生动力,粮食作为我国农业生产的最主要作物,不仅具有碳源属性,更是具有强大的碳汇属性。减少粮食生产过程中的碳排放和面源污染、提升粮食生产系统的碳汇能力,既是对“绿水青山就是金山银山”理念的贯彻与实践,也是我国粮食生产领域“双碳”目标实现的路径选择与行动使然。

在此背景下,本文首先对粮食生产效率、粮食生产生态效率的相关文献进行梳理,并在考虑“双碳”目标的基础上进一步丰富完善粮食生产生态效率评价指标体系;其次,运用全局超效率EBM模型对我国31省市2006-2020年粮食生产生态效率进行测度,探究我国粮食生产生态效率的总体趋势与区域差异;再次,对粮食生产生态效率未达到有效省市的效率损失原因进行分析,同时,运用马尔科夫链分析法,测算不同时间跨度下我国粮食生产生态效率概率转移矩阵,探究我国粮食生产生态效率转移规律;最后,运用面板Tobit模型对粮食生产生态效率的影响因素进行分析。

通过研究得到以下结论:(1)从全国层面来看,我国粮食生产生态效率整体仍存在提升空间。(2)从三大粮食功能区来看,粮食主产区的生产要素投入配置较其他功能区更为合理,且在“十三五”期间我国农业绿色发展取得阶段性成果。(3)从省际层面来看,我国31省市粮食生产生态效率表现出不同的变化程度,且位于效率前沿面的地区多集中于粮食主产区、经济发达地区 and 环境保护较好的区域,粮食生产生态效率较低的省市主要集中于经济较为落后的地区。(4)从效率损失原因来看,效率未达到有效的各省份均存在不同程度的冗余和不足。从演进趋势来看,位于中低水平和中高水平这两个状态的省份粮食生产生态效率并不稳定,保持初始状态的概率较小,内部流动性较强。(5)从影响因素方面来看,不同影响因素对三大功能区粮食生产生态效率水平的影响方向和程度具有明显的差异特征,因此,提升三大功能区的粮食生产生态效率要因地制宜,对症下药。基于上述结论,本文从强化粮食生产要素高效配置、完善污染监测体系和

相关政策工具设计、加强农业科技创新与推广、因地制宜全面提高粮食生产生态效率四个方面提出对策建议。

关键词：“双碳”目标 粮食生产生态效率 效率演进趋势 影响因素

Abstract

As a big agricultural country, China has always placed the "three rural issues" in an important position, and with the support of national policies, China's agricultural economic level has been continuously improved, and grain output has also been steadily increased. While food production is growing, increasing problems such as resource waste and ecological damage also limit the sustainability of food production. The proposal of the "dual carbon" goal provides endogenous impetus for the green, low-carbon and circular production of China's food, and food, as the most important crop in China's agricultural production, not only has carbon source attributes, but also has strong carbon sink attributes. Reducing carbon emissions and non-point source pollution in the food production process and improving the carbon sink capacity of the food production system are not only the implementation and practice of the concept of "green water and green mountains are gold and silver mountains", but also the path choice and action to achieve the "dual carbon" goal in the field of food production in China.

In this context, this paper first sorts out the relevant literature on food production efficiency and grain production ecological efficiency, and further enriches and improves the evaluation index system of food production ecological efficiency on the basis of considering the "dual carbon" goal. Secondly, the global super-efficiency EBM model was used

to measure the ecological efficiency of grain production in 31 provinces and cities in China from 2006 to 2020, and the overall trend and regional differences of the ecological efficiency of grain production in China were explored. Thirdly, the reasons for the efficiency loss of grain production eco-efficiency not reaching the effective provinces and cities are analyzed, and at the same time, the Markov chain analysis method is used to measure the probability transfer matrix of China's grain production eco-efficiency under different time spans, and explore the law of eco-efficiency transfer of grain production in China. Finally, the panel Tobit model is used to analyze the influencing factors of eco-efficiency of food production.

Through the study, the following conclusions are obtained: (1) From the national level, there is still room for improvement in the overall ecological efficiency of China's food production. (2) From the perspective of the three major grain functional areas, the input allocation of production factors in the main grain-producing areas is more reasonable than that in other functional areas, and the green development of China's agriculture has achieved phased results during the "Thirteenth Five-Year Plan" period. (3) From the perspective of inter-provincial level, the ecological efficiency of grain production in 31 provinces and cities in China shows different degrees of change, and the areas at the forefront of efficiency are mostly concentrated in major grain-producing areas,

economically developed areas and areas with better environmental protection, and provinces and cities with low ecological efficiency of food production are mainly concentrated in economically backward areas.

(4) From the perspective of the reasons for efficiency loss, there are different degrees of redundancy and deficiencies in various provinces where the efficiency has not reached the effective level. From the perspective of evolutionary trends, the ecological efficiency of grain production in provinces located in the two states of medium and low level and medium and high level is not stable, the probability of maintaining the initial state is small, and the internal mobility is strong. (5) From the perspective of influencing factors, the direction and degree of influence of different influencing factors on the ecological efficiency level of food production in the three functional areas have obvious different characteristics, so to improve the ecological efficiency of food production in the three functional areas, it is necessary to adapt measures to local conditions and prescribe the right medicine. Based on the above conclusions, this paper puts forward countermeasures and suggestions from four aspects: strengthening the efficient allocation of food production factors, improving the design of pollution monitoring system and related policy tools, strengthening agricultural science and technology innovation and promotion, and jointly improving the ecological efficiency of food production according to local conditions.

Keywords: "Dual carbon" goal;Eco-efficiency of food production;
Efficiency evolution;Influencing factors

目 录

1 绪 论	1
1.1 研究背景与研究意义.....	1
1.1.1 研究背景.....	1
1.1.2 研究意义.....	2
1.2 国内外文献综述.....	3
1.2.1 国外文献综述.....	3
1.2.2 国内文献综述.....	3
1.2.3 文献述评.....	6
1.3 主要研究内容及技术路线.....	7
1.3.1 主要研究内容.....	7
1.3.2 可能的创新点.....	8
1.3.3 技术路线.....	9
2 相关概念、理论基础及研究方法	10
2.1 相关概念界定.....	10
2.1.1 “双碳”目标.....	10
2.1.2 生态效率.....	10
2.1.3 粮食生产生态效率.....	11
2.2 粮食生产生态效率的理论基础.....	12
2.2.1 全要素生产理论.....	12
2.2.2 生态经济理论.....	12
2.2.3 可持续发展理论.....	13
2.3 研究方法及相关模型解介绍.....	14
2.3.1 粮食生产生态效率测度方法.....	14
2.3.2 粮食生产生态效率演进趋势分析方法.....	15
2.3.3 粮食生产生态效率影响因素分析方法.....	16
3 中国粮食生产生态效率评价分析	17

3.1 粮食生产生态效率评价指标体系构建	17
3.2 数据来源与分析	19
3.2.1 数据来源	19
3.2.2 粮食生产现状分析	20
3.3 粮食生产生态效率评价分析	23
3.3.1 总体特征及区域差异分析	24
3.3.2 省际差异分析	26
3.3.3 粮食生产生态效率损失原因分析	29
3.3.4 粮食生产生态效率演进趋势分析	30
4 粮食生产生态效率影响因素分析	33
4.1 影响因素选取与说明	33
4.2 整体与分区域回归分析	35
5 研究结论与对策建议	39
5.1 研究结论	39
5.2 对策建议	40
参考文献	44
附 录	49
致 谢	51

1 绪论

1.1 研究背景与研究意义

1.1.1 研究背景

我国粮食产量不断增长，但生产过程中对生态环境造成的破坏也在日益加重。我国作为农业大国，始终聚焦于“三农”问题，在各项政策支持下，我国农业经济水平不断提升，粮食产量也实现稳步增长。而在粮食产量不断增长的同时，日益严重的资源浪费和生态环境破坏等问题也限制了粮食生产的可持续性。据联合国粮农组织研究报告，2018年在粮食生产过程中二氧化碳排放量高达160亿吨，粮食生产过程中所排放的二氧化碳占人为排放二氧化碳总量的三分之一。并且第二次全国污染普查公报表明，农业总化学需氧量（COD）排放量为1067.13万吨，占COD总排放量的49.77%，总氮（TN）排放量为141.49万吨，占TN总排放量的46.52%，总磷（TP）排放量为21.20万吨，占TP总排放量的67.21%，而粮食生产作为农业的重要组成部分，其生产过程中所产生的COD、TN和TP排放也成为农业污染排放的主要来源。因此，在追求粮食产量不断增长的同时，还应兼顾考虑资源环境的承载力，从而推进粮食产量和生态环境协调发展。

“双碳”目标的提出为我国粮食生产指明方向。2021年政府工作报告对扎实做好“双碳”工作作出指示，进一步强调将碳达峰、碳中和纳入生态文明建设整体布局。“双碳”目标的提出，蕴含着“十四五”时期我国开启了以降碳增汇为重点战略的深意，同时也为我国农业绿色、低碳、循环发展提供了内生动力。而粮食作为我国农业生产的最主要作物，不仅具有碳源属性，更是具有强大的碳汇属性。在现代粮食生产中，由于粮食生产系统的开放性和高强度的投入生产资源，给传统粮食生产的碳排碳汇系统带来了挑战，因此需要更加重视粮食生产系统的多功能性，特别是积极运用粮食生产系统的生态功能。减少粮食生产过程中的碳排放和面源污染、提升粮食生产系统的碳汇能力，既是对“绿水青山就是金山银山”理念的贯彻与实践，也是我国粮食生产领域实现“双碳”目标的路径选择与行动使然。新时期粮食生产在保证我国粮食安全的同时，还要完成生态环境改善和应对气候变化的重要任务。

粮食对保障人民生活，维护社会稳定发挥着重要作用。长期以来，我国对粮食产量的需求不断增加，但由于工业化和城镇化发展的不断推进，让粮食生产环节面临着极大的挑战，同时，由于环境资源约束日益强化，粮食生产能力也逐渐接近极限，粮食总产量的“天花板”逐渐显现。本文选取中国除港、澳、台的 31 个省市为研究对象，既是对我国粮食产量刚性需求的回应，也是对粮食生态系统现状的精准把握。对粮食生产生态效率进行测度，并探寻粮食生产生态效率的影响因素，不仅有助于正确认识新时代我国粮食生产状况，同时，也可为规划农业发展布局、提高粮食生产生态效率、降碳增汇等多重目标提供合理的决策依据。

1.1.2 研究意义

(1) 理论意义

将粮食生产与生态效率相结合，定义为粮食生产生态效率，作为衡量粮食绿色、可持续生产的关键指标，在生态效率理论的基础上进一步拓展，将理论应用于粮食生产领域，进一步丰富生态效率的理论内涵。同时在原有评价指标体系的基础上进行拓展，充分考虑粮食生产过程中的碳排放和碳吸收，进一步提升粮食生产生态评价指标体系的科学性，从而构建更加全面、准确的评价指标体系。同时，通过对各项政策的解读和粮食生产外部环境的研究，明确粮食生产生态效率的影响因素，从而为粮食绿色、可持续生产指出合理路径。

(2) 现实意义

考虑粮食生产过程中所产生的碳排放和碳汇值，可以使粮食生产生态效率的测度结果更加准确，从而对粮食生产的质量和效果进行更为全面、客观的评价。本文通过对中国 31 个省市粮食生产生态效率进行测度，探寻影响粮食生产生态效率的因素，对粮食生产过程中所存在的问题进行进一步分析，并有针对性的提出提高粮食生产生态效率的相关建议。这不仅对我国构建“两型农业”、实施乡村振兴战略具有较大的现实意义；同时，也对我国在农业方面实现碳达峰、碳中和目标具有较大的促进作用。

1.2 国内外文献综述

1.2.1 国外文献综述

国外学者在粮食生产研究中没有做具体区分,通过研究的目的和内容可以分为提高粮食产量研究和促进粮食可持续生产研究。在提高粮食产量方面,RO Babatunde 等(2004)对尼日利亚粮食生产过程进行研究,发现扩大耕地规模和加大生产资源购买力度可以提高该地区粮食产量;Rahman 等(2008)对孟加拉国的小麦生产效率进行测算,发现环境因素对孟加拉国的小麦生产效率有显著影响,通过改善土壤的肥力可以显著的提升小麦生产效率;Helis Luik 等(2009)运用 DEA 模型,测度了 2005-2007 年爱沙尼亚 348 个粮食农场的粮食生产效率,研究发现增加政府农业补贴可以显著提升粮食生产技术效率;H.Biemans 等(2013)研究发现提高灌溉效率会对南亚五河流域的粮食生产效率产生正向影响。在促进粮食可持续生产方面,Ulanchuk V 和 Zahrebelnyi B(2018)通过研究发现在粮食生产过程中,采用资源节约型土壤培育创新技术将促进粮食生产效率,同时也会减少对土壤的破坏;Theregowda Ranjani B 等(2019)提出可以从城市废水中回收养分代替传统肥料,提高粮食生产效率,从而实现粮食的可持续生产;Mamiit Rusyan Jill 等(2021)通过对菲律宾粮食生产数据进行研究,发现社会资本的累计和采纳节水灌溉技术会显著提升粮食生产效率;Schulte-Uebbing Lena 等(2021)提出从减少非必要氮排放角度出发提高粮食生产效率,在保持粮食产量的同时保护生态环境;Garbelini Luiz Gustavo(2022)等对巴西 2009-2017 年粮食生产系统进行了研究,发现多样性的粮食生产系统不仅可以提高粮食产量,而且可以保持粮食生产系统的可持续性。由此可知,国外学者的研究视角从如何提高粮食产量逐渐转向粮食的可持续生产,且研究成果较为丰富。

1.2.2 国内文献综述

(1) 粮食生产研究视角的转变

粮食生产的评价研究一直是农业经济领域的热点问题,而在不同时期,学者们的研究视角也不同。早期一些学者假定在粮食生产中不存在技术无效性,并运

用生产函数分析研究我国在粮食生产中的投入产出关系。周四军（2003）运用生产函数研究影响我国粮食生产的原因，发现影响我国粮食生产的主要原因为农用化肥施用量和有效播种面积；李奇峰等（2005）采用生产函数和灰色关联分析方法对东北地区粮食生产进行探讨，认为化肥投入对粮食产量贡献率最大，其次是灌溉，农机总动力贡献率不显著；何蒲明等（2008）运用生产函数研究了我国1983-2005年粮食综合生产能力，发现我国粮食生产依然处于规模效益递增阶段，仍可以通过增加投入来提高产出；朱红根等（2010）通过生产函数研究发现播种面积、化肥投入对粮食产量提高有正向影响，成灾面积有显著的负面影响，而劳动力对粮食产量的影响不显著。

但是部分学者发现粮食生产不存在技术无效性的假定与粮食生产中的实际情况相违背，因此学者们的研究视角开始转变，通过利用粮食生产过程中的生产要素投入和粮食产出，运用随机前沿分析法和 DEA 模型去测度粮食生产效率，并探寻影响粮食生产效率的因素。黄金波等（2010）运用随机前沿分析法测度了我国 30 个省市 1978-2008 年的粮食生产效率，发现增加人均播种面积和每亩化肥施用量已不会再提高粮食生产效率，但增加人均机械动力和有效灌溉比率则会显著增加粮食生产效率；曾雅婷等（2018）运用随机前沿分析法测度了中国 2000-2014 年的粮食生产效率，研究发现中国粮食生产效率整体在不断提高，且地区间效率存在显著差异，同时粮食主产区的生产效率增速明显慢于非粮食主产区；肖红波等（2012）采用传统 DEA 模型和 Malmquist 指数测度我国 2000-2009 年的粮食生产效率，发现我国粮食生产效率整体较低，且加大技术应用和规模化种植是提高粮食生产效率的关键；薛龙等（2012）运用 DEA 模型分析了河南省粮食生产效率，发现河南省粮食生产效率水平整体较高，但是部分城市存在投入冗余；杨锦英等（2013）采用 DEA 模型测算了中国粮食全要素生产率，发现加快技术进步可以显著提高我国粮食生产效率；田红宇等（2018）发现注重农业技术是提升粮食生产效率的关键，具体可通过改革财政支农政策体系和转变要素投入结构来提升。

自 2016 年以来，中央一号文件连续 7 年强调农业绿色发展理念，并且在“十九大”报告中习总书记进一步指出：“中国人的饭碗任何时候都要牢牢端在自己手中”，“建设生态文明是中华民族永续发展的千年大计。必须坚持节约优先、

保护优先、自然恢复为主的方针，形成节约资源和保护环境的生产方式”。在确保粮食安全的同时，坚持节约资源和保护环境，不仅是推进生态文明建设的任务需求，同时也是实现粮食绿色、可持续生产的必然选择。粮食生产任务重点从单纯的增加产量逐渐转向粮食产量和生态环境协调发展。学者们如张利国（2016）、陈宝珍（2019）等的研究视角也从只考虑生产要素投入和粮食产量的粮食生产效率拓展为纳入碳排放、面源污染的粮食生产生态效率。

（2）粮食生产生态效率的评价研究

根据新的粮食生产要求，学者们在粮食生产效率的基础上开始考虑生态环境问题，评价指标体系由土地、劳动力、水资源、化肥、农药、农膜、机械投入和粮食产出构成的粮食生产评价指标体系拓展为纳入碳排放或面源污染的新评价指标体系。研究方法也由随机前沿分析法和传统 DEA 模型变为非径向和非角度的 SBM 模型，SBM 模型解决了随机前沿分析法只能评价单产出、多投入指标体系的问题，并且解决了传统 DEA 模型要求投入产出同比例增长和需要以投入或产出不变为前提假设与实际情况相背离的问题，同时也将生产过程中不可规避的非期望产出问题纳入模型。张利国等（2016）利用鄱阳湖生态经济区 25 个县（市）2001-2012 年的数据，分别测算了传统粮食生产效率和粮食生产生态效率，发现除少数几个县（市），其余县（市）均是粮食生产生态效率要小于传统粮食生产效率；陈宝珍等（2019）运用 SBM 模型测度了我国 31 个省市 2006-2015 年的粮食生态效率，研究发现中国粮食生态效率总体呈上升趋势，且粮食主产区生态效率增速比非粮食主产区快；鲁庆尧（2020）运用 SBM 模型测度了我国 31 个省市 2000-2018 年的粮食生产生态效率，研究发现我国粮食生产生态效率整体不高，且三大区域的粮食生产生态效率从西部、中部到东部，呈现显著的递减趋势；崔杨（2021）在县域层面运用超效率 SBM 模型对江西省 2000-2017 年的粮食生产生态效率进行了测度，发现县域之间效率值差异明显，且高效率地区普遍属于经济强县；崔宁波等（2021）运用超效率 SBM 模型测度了东北三省 2009-2018 年的粮食生产生态效率，研究发现东北三省粮食生产生态效率普遍偏低，且黑龙江、吉林、辽宁三省粮食生产的耕地效率值依次降低；李雪等（2022）运用 SBM 模型对我国粮食主产区 13 个省 2010-2019 年粮食生产生态效率进行了测度，发现粮食主产区各省市的粮食生产生态效率水平差异较大，且高效率省份主要集中在

在我国的北部和南部地区，低效率省份主要集中在我国的中部地区。

(3) 粮食生产生态效率的影响因素

在测度粮食生产生态效率的基础上，学者们对粮食生产生态效率的影响因素从内生或外生两个层面分别进行了深入探讨。内生层面重点研究投入冗余和非期望产出冗余，陈宝珍等（2019）发现在资源投入中的用水量、劳动力和动力等方向的冗余较多，同时只有较少省市粮食产出出现不足，说明粮食产量已接近极限，我国粮食生态效率损失的主要原因已从粮食产出不足转向生产要素投入冗余；李雪等（2022）提出粮食主产区效率整体水平较低是因为部分省市未能实现粮食高效、绿色生产，且在粮食生产过程中部分省市对于资源的利用效率较低，在生产要素投入方面和非期望产出方面都存在大量冗余。外生层面则侧重于外部环境和各种政策，李思勉（2020）研究发现种粮规模化水平、农民家庭经营收入比和农业补贴政策对全国粮食生产生态效率整体水平有显著正向影响，而作物受灾率、农业机械化水平、种植结构和工业化程度则对全国粮食生产生态效率整体水平有显著负向影响；鲁庆尧等（2021）发现农民人均可支配收入负向影响粮食生产生态效率水平，而农业产值占比、农民受教育年限和财政支农力度则对粮食生产生态效率水平产生显著正向影响；崔杨（2021）提出种粮人口占比、规模水平和粮食单产水平正向影响粮食生产生态效率水平，人均 GDP 则对粮食生产生态效率水平有显著的抑制作用；匡远配等（2021）通过研究发现人均 GDP 和有效灌溉面积正向影响粮食生产生态效率水平，而农业受灾率和复种指数则对粮食生产生态效率损失有显著的正向关系，财政支农比重和农业机械密度对粮食生产生态效率水平的影响不显著。

1.2.3 文献述评

综上所述，在评价研究方面，由于新的时代要求，学者们的研究视角已经从单纯的粮食产量增长逐步转向粮食产量与环境质量的协调发展，由只考虑生产要素投入和粮食产量建立的评价指标体系拓展为纳入碳排放或面源污染的新评价指标体系，测度方法也由随机前沿分析法和传统 DEA 模型变为解决单产出、多投入问题和径向、角度问题且可以纳入非期望产出的 SBM 模型。在影响因素方面，内生因素和外生因素都会对粮食生产生态效率产生影响，由于地区差异、时

间序列选取的不同和模型差异,得到的结论也存在差异,因此,在影响因素方面结论尚未统一。

上述学者的研究丰富了粮食生产生态效率的研究体系,但仍存在一定的改进空间。在评价指标体系方面,粮食生态系统作为一个巨大的碳库,在产生碳排放的同时也会进行碳吸收,如果只考虑粮食生产碳排放而忽略碳吸收,势必会影响粮食生产生态效率测度的精准性。因此,充分考虑粮食生产过程中的碳吸收,把碳汇值纳入期望产出,能够得到更为精确的粮食生产生态效率值,这也与中国实现“双碳”的目标相一致。在测度方法方面,虽然 SBM 模型解决了传统 DEA 模型和随机前沿分析法的不足,但其并不能处理投入变量和产出变量同时具有径向和非径向特征的情形,而 EBM 模型作为一种混合距离测算方法,既能考虑目标值与实际值的径向比例,又能同时处理投入与产出要素之间的非径向松弛变动,增强了决策单元的相对可比性,能够有效克服上述三种模型的缺陷。在影响因素方面,虽然学者们对内生因素和外生因素的讨论较多,但将二者结合起来共同探讨的文献还比较少,将内生因素和外生因素相结合,可以对粮食生产生态效率的影响因素进行更加客观、全面地分析,从而为粮食产量与环境质量的协调发展提供切实的对策建议。

1.3 主要研究内容及技术路线

1.3.1 主要研究内容

本文主要有五章研究内容,具体安排如下:

第一章:绪论。本章主要介绍论文的研究背景、研究意义、国内外研究现状、研究的主要思路、结构安排等内容。

第二章:相关概念、理论基础及研究方法。从概念入手,对“双碳”目标、生态效率和粮食生产生态效率进行概念内涵的解析;对全要素生产理论、生态经济理论和可持续发展理论等理论基础进行总结,并对分析方法进行表述,为接下来的研究提供参考。

第三章:中国粮食生产生态效率评价分析。首先,通过借鉴已有研究成果以及考虑碳达峰和碳中和目标,构建了粮食生产生态效率的评价指标体系;其次,

借助全局超效率 EBM 模型测度中国 31 个省市 2006-2020 年的粮食生产生态效率水平，从总体特征（包含碳汇值的效率值和不包含碳汇值的效率值）、区域差异（粮食主产区、粮食主销区和粮食产销平衡区）和省际差异三个方面进行对比分析，并且从冗余、不足角度分析各省市效率损失原因；最后，对中国粮食生产生态效率在不同时间跨度下的状态转移概率矩阵进行测算，探究中国粮食生产生态效率的转移规律。

第四章：粮食生产生态效率影响因素分析。根据现有研究，结合实际情况，确定影响因素，基于 2006-2020 年 31 省市 15 年的面板数据，采用面板 Tobit 模型，对全国和三大粮食功能区分别回归并进行解释。

第五章：研究结论与对策建议。总结本文研究结论，并根据结论结合中国粮食生产的实际情况，提出提升粮食生产生态效率的对策及建议。

1.3.2 可能的创新点

第一，在现有评价指标体系上进行新的拓展。目前对于粮食生产生态效率评价指标体系的构建，多从“生产要素投入—粮食产量—环境污染”三个方面进行构建，忽视了粮食生产过程中的碳汇作用，粮食碳汇不仅能吸收一部分粮食生产过程中产生的碳排放，更能推进我国碳达峰、碳中和目标的实现，因此，现有评价指标体系在一定程度上并不能真实测度粮食生产生态效率。本文从“双碳”目标出发，将粮食生产碳汇量加入期望产出，将现有粮食生产生态效率评价指标体系进行拓展。

第二，在研究方法上有一定的改进。目前对于粮食生产生态效率的测度多采用 SBM 模型，SBM 模型虽然填补了随机前沿分析法和传统 DEA 模型的许多不足，但其并不能处理投入变量和产出变量同时具有径向和非径向特征的情形，而 EBM 模型作为一种混合距离测算方法，既能考虑目标值与实际值的径向比例，又能同时处理投入与产出要素之间的非径向松弛变动，增强了决策单元的相对可比性。但原始 EBM 模型也存在一定缺陷，其无法对处于效率前沿面的单元进行进一步区分，同时由于每个时期的效率前沿面相互独立，导致粮食生产生态效率无法跨期比较。因此，本文运用全局超效率 EBM 模型测度粮食生产生态效率，使得测度结果更加准确。

1.3.3 技术路线

基于主要研究内容，本文将理论与实证相结合，在考虑“双碳”目标的基础上构建粮食生产生态效率评价指标体系，并简要分析我国粮食生产现状，重点研究我国粮食生产生态效率水平、效率损失原因、效率演进趋势及影响因素的区域异质性，最后根据研究结论提出有效对策建议。

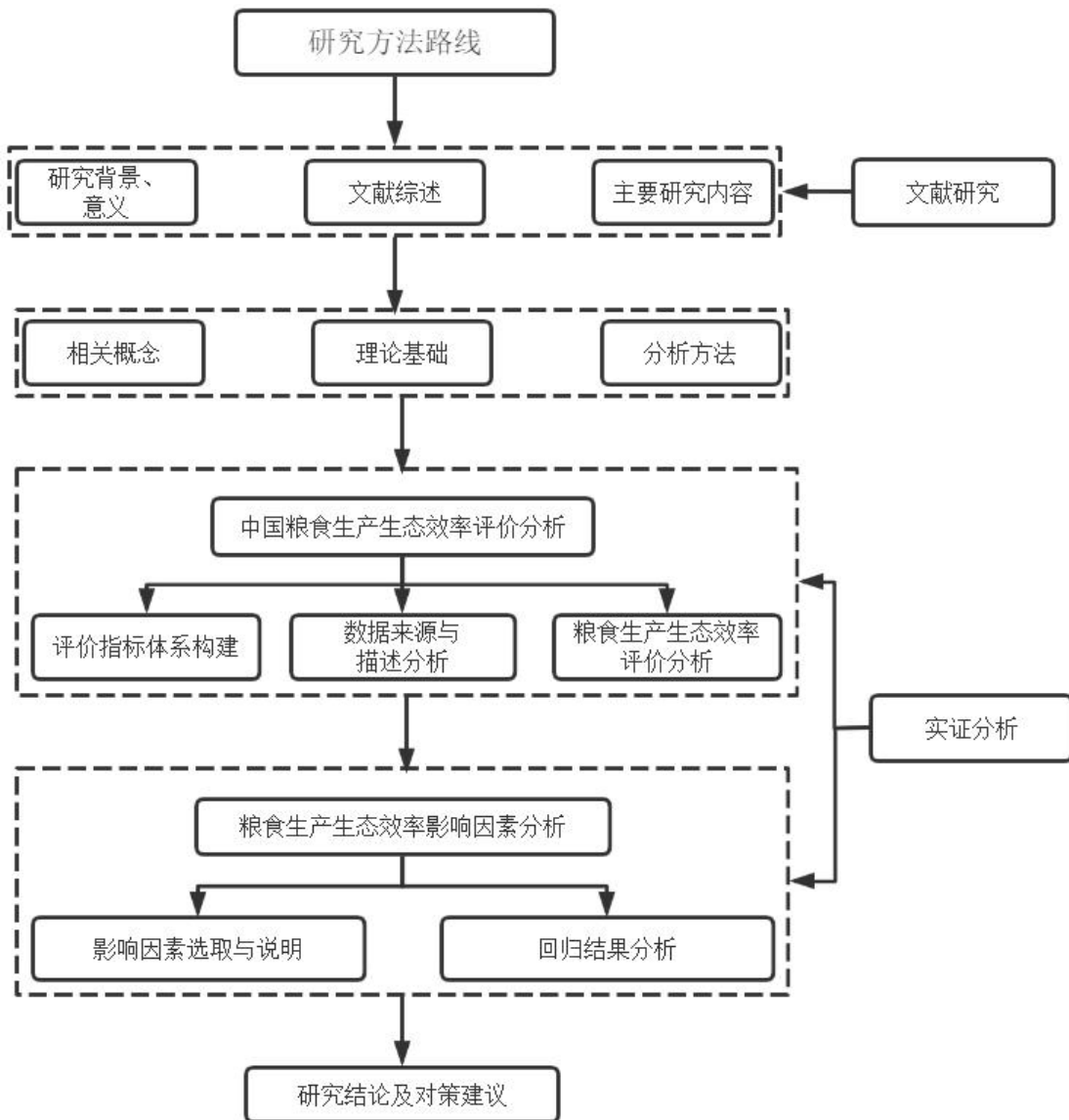


图 1.1 技术路线

2 相关概念、理论基础及研究方法

2.1 相关概念界定

2.1.1 “双碳”目标

据联合国政府间气候变化委员会（IPCC）第六次估计，如果人类不尽快采取措施，使二氧化碳等温室气体净零排放，那么全球气候变化将进一步加速，届时粮食安全乃至人类生产将面临严峻挑战。因此，为了减缓气候变化，固碳减排行动正被国际主流社会认可并积极推进。我国目前仍处于快速发展阶段，且人口基数较大，碳排放总量接近全球人为碳排放量的三分之一，固碳减排压力与日俱增，2020年9月我国向世界庄重承诺“2030年前实现碳达峰目标，2060年前实现碳中和目标”。做好“双碳”工作，不仅是实现中华民族伟大复兴的重要途径，也是实现人类可持续发展的必要措施。对此，中央经济工作会议将实现“双碳”目标纳入生态文明建设整体布局，并进一步在政府工作报告中做出强调。这不仅表明我国要在规定时间内完成“双碳”目标的决心，同时也为我国未来粮食生产指明了方向。今后粮食生产必须努力实现碳减排，充分加强碳吸收，从而把粮食绿色、低碳、可持续生产落在实处，这既是对“绿水青山就是金山银山”理念的贯彻和实践，也是我国粮食生产领域实现“双碳”目标的路径选择与行动使然。

2.1.2 生态效率

生态效率这一概念于1990年由Schaltegger和Sturm两位德国学者提出，二者对生态效率概念做了界定，生态效率是研究人类生产活动中损耗的资源投入以及经济成效两者之间的相关性。随后，世界可持续发展工商业联合理事会（WBSCD）将生态效率定义为：“通过在提供满足人类需求且改善生活质量的服务和产品的基础上，逐步减少使用资源，降低对生态环境的影响，保证在地球的极限承载能力之内来实现，并同时实现生态环境与人类社会协调发展的目标”。1995年Fussler首次将生态效率概念引入国内，随着时间的推移，国内学者对生态效率的研究越来越深入，并取得了可观的结果。李丽平（2000）、诸大建（2005）、

刘丙泉（2011）、孙露（2014）和胡彪（2016）等均从资源、环境、经济三方面对生态效率的概念进行了定义，其主要思想与国外学者大致相同。

通过对上述研究生态效率定义进行总结，本文认为生态效率具有以下特点。首先，生态效率应基于绿色、可持续发展理念，以最少的资源投入和环境污染为代价，获得最多的经济效益；其次，生态效率可以较为准确的衡量一个地区资源、经济和环境三者的协调发展程度。

2.1.3 粮食生产生态效率

近年来在各个领域，生态效率的理念广泛出现。在农业领域，国内学者们运用不同方法，从不同视角对其展开研究，并取得了丰硕的研究成果。周震峰（2007）认为农业生态效率可以有效衡量资源投入和农业生产两者的关系，并发现农业生态效率水平越高，越能实现农业可持续发展；聂弯（2017）认为农业生态效率是对农业生态系统的真实反映，要在农业生产活动中使资源投入和环境污染最小化农业产出最大化；王宝义和张卫国（2018）将农业的“投入-产出-生态”过程定义为农业生态效率，并认为农业生态效率是多维度、全方面的综合表达。随着对农业生态的不断研究，学者们逐渐开始关注农业领域中的粮食生产问题。粮食生产过程中化学制品和化石燃料的过量投入，对生态环境造成严重破坏，为了更科学、准确的评价粮食绿色、可持续生产水平，部分学者开始在粮食生产领域引入生态理念，深入研究粮食生产生态效率。张利国（2016）提出了考虑粮食生产过程中污染排放的粮食生产环境技术效率；陈宝珍（2019）将粮食生产生态效率定义为在保证粮食产量最大化的同时，更少地投入生产要素和排放污染物，使粮食产量和生态环境协调发展；鲁庆尧（2020）认为粮食生产生态效率水平不但能度量粮食生产资源的利用程度，同时还预示着粮食生产生态环境所承受的压力高低。

基于现有研究对于粮食生产生态效率的定义及“双碳”目标概念梳理，本文认为粮食生产生态效率具有以下特点：首先，粮食生产生态效率达到最优的条件为在粮食生产过程中以最少生产要素投入和污染排放为代价，获得最多的粮食产量和粮食生产碳汇量；其次，粮食生产生态效率不仅反映了粮食生产能力的高低，更为未来粮食生产指明了方向。

2.2 粮食生产生态效率的理论基础

2.2.1 全要素生产理论

1942年荷兰经济学家 Tinbergen 首次提出全要素生产率的概念，主要用于计算生产过程中投入和产出之间的生产率，计算结果可较为客观的反映投入和产出两者的关系。随后，美国经济学家 G.J.stigter 对全要素生产率做了进一步研究和拓展，并与国内外学者一同提出了一系列测算方法，包括 ML 指数、随机前沿生产函数等方法。目前，最常用的测算全要素生产率方法是由 Charnes.A，Cooper.W.W 和 Rhodes.E 提出的数据包络分析法（DEA），DEA 方法广泛运用于工业、农业等领域，并随着研究的进一步深入，衍生出较多改进模型。

随着社会经济的不断发展，各个领域都逐渐开始关注全要素生产率。全要素生产率是在一定时间内生产活动中对于劳动力、资金和技术等资源开发利用的效率，其本质上是对资源配置的研究，是分析经济增长原因的重要工具。但随着人们对生态环境的不断重视，学者们开始在全要素生产率原有资源配置研究的基础上考虑生态因素，并加入到具体研究中。本文在全要素生产理论的基础上加入生态因素，并将研究视角拓展到粮食生产领域，测度粮食生产生态效率，不仅可以提升测度结果的客观性和科学性，而且可以成为评估粮食生产和制定长期绿色生产政策的重要参考依据。此外，利用全要素生产率相关理论知识，可以分析效率损失的具体原因，并根据具体原因提出效率改进的方向。

2.2.2 生态经济理论

1966年美国经济学家鲍尔丁首次提出“生态经济学”概念。生态经济学既研究社会经济因素对生态平衡造成的影响，同时也研究生产要素和生态平衡对社会经济发展所产生的促进和制约作用。它追求生态和经济两者效益达到最佳，并认为当两者效益都达到最佳时，就实现了生态和经济的协调发展。

生态效率研究应以生态经济学理论作为基础。首先，生态经济学要求当代人和后代人在利用资源环境时应具有平等的权力，即保障资源环境利用的可持续性。其次，生态经济学要求在各个区域之间资源环境应实现共建共享，实现区域

协调发展。最后，生态经济学要求在使用自然资源时要保证高效性，做到使用最少的自然资源换取最大的经济价值。随着社会经济的不断发展，生态经济学的重点内容也在不断演变：1960-1980年，生态经济学聚焦于如何平衡生态环境与社会经济，并探究两者相互作用的规律；1980-1990年，生态经济学着重研究生态环境与社会经济如何协调发展，并开始重视自然资源的存量和生态环境的恢复等问题；而在1990年之后，生态经济学开始着重解决生态经济可持续发展方面的问题。当前，生态经济学的研究重点已从“协调发展论”逐渐转向“可持续性发展论”。生态效率以生态经济学理论为基础，对生产要素、产出和生态环境进行研究分析，揭示三者的内在规律性，促进生态环境和社会经济协调、可持续发展。

具体到粮食生产方面，生态经济学理论应用于粮食生产的核心就是在提高粮食生产效率的同时，也要减少对生态环境的破坏，从而实现粮食可持续生产。

2.2.3 可持续发展理论

1987年在《我们共同的未来》主题报告中对人类、资源和环境三者之间的关系进行了讨论，并提出了“可持续发展”理念。可持续发展理论重点聚焦于社会经济和资源开发的协调发展，以确保社会生产和服务的可循环性，同时考虑人类的健康和未来，而不是以最大化的资源开发，达到最大化的产出。

可持续发展理论主要包含以下四个方面：第一，可持续发展的最终目的就是在保护生态环境的同时，使得人类社会永续发展。人类社会要想实现可持续发展，就必须充分考虑到生态环境的自我修复能力和极限承载力。因此，使人类社会发展和生态环境保护两者的关系达到平衡是实现可持续发展的必要前提，要保证人类社会在生态环境极限承载能力及自我修复、自我再生的范围之内。第二，可持续发展的意义在于代际公平。人们通过消耗自然资源来提升生活水平，然而部分自然资源是有限且不可再生的，当代人提升生活水平不应牺牲后代人的发展能力，不能“超前消费”。因此，在满足当代人们正常需求和利益的基础上，应节约开发资源，充分保证后代的自然资源水平和发展的可能性。第三，可持续发展涵盖社会、经济、环境等领域，各方互惠互赢，最终实现可持续发展。可持续发展理论在引导我国社会经济绿色发展的同时，也为我国农业发展和粮食生产指

明道路。第四，实现可持续发展的重要一环是技术和技术的不断进步。可持续发展可定义为利用较少的自然资源，运用绿色生产技术，在确保期望产出最大化的同时，使生产废弃物排放最小化，同时也要保证生产要素投入合理化。

具体到粮食生产环节，遵循“整体、协调、循环、再生”的可持续发展理念，使粮食生产更加注重资源投入的合理性和清洁性，实现粮食生产过程中污染排放最小化的同时，保证粮食产量和粮食生产碳汇量最大化，从而实现粮食可持续生产。

2.3 研究方法及相关模型解介绍

2.3.1 粮食生产生态效率测度方法

根据前文总结可知，目前粮食生产生态效率的测度方法主要有生产函数、随机前沿分析法和数据包络分析法（DEA）。生产函数和随机前沿分析法存在主观争议性，并且存在产出要素单一性问题，而数据包络分析法则可以解决这些问题。数据包络分析法也通过众多学者的拓展成为测度效率的主流方法，其中，传统 DEA 模型在测度效率时，存在投入产出同比例增长和需要以投入或产出不变为前提假设与实际情况相背离的问题，同时也无法将非期望产出纳入模型，而 SBM 模型则可以较好的解决以上问题。虽然 SBM 模型解决了传统 DEA 模型的不足，但其并不能处理投入变量和产出变量同时具有径向和非径向特征的情形，而 EBM 模型作为一种混合距离测算方法，既能考虑目标值与实际值的径向比例，又能同时处理投入与产出要素之间的非径向松弛变动，增强了决策单元的相对可比性，能够有效克服上述模型的缺陷，但是原始 EBM 模型也存在一定缺陷，其无法对处于效率前沿面的单元进行进一步区分，同时由于每个时期的效率前沿面相互独立，导致粮食生产生态效率无法跨期比较。因此，本文参考刘华军（2021）的研究，构建全局超效率 EBM 模型，表达式如下：

假设有 n 个 DMU ，对于 DMU_o 而言，每 m 种投入指标 $X_o = (x_{1o}, x_{2o}, \dots, x_{io}, \dots, x_{mo})$ 可以生产 s 种期望产出 $Y_o = (y_{1o}, y_{2o}, \dots, y_{ro}, \dots, y_{so})$ ，和 q 种非期望产出 $B_o = (b_{1o}, b_{2o}, \dots, b_{po}, \dots, b_{qo})$ ，则生产可能性集如式（2-1）：

$$PPS = \left\{ (\bar{x}, \bar{y}, \bar{b}) \left| \begin{aligned} &\sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq 0}^n x_j^t \lambda_j^t \leq \bar{x}^t; \sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq 0}^n y_j^t \lambda_j^t \geq \bar{y}^t \\ &\sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq 0}^n b_j^t \lambda_j^t \leq \bar{b}^t; \sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq 0}^n \lambda_j^t = 1; \lambda \geq 0 \end{aligned} \right. \right\} \quad (2-1)$$

其中, $(\bar{x}, \bar{y}, \bar{b})$ 为模型最优解。 x 表示生产投入要素, y 表示期望产出, b 表示非期望产出。 λ 则表示权重变量, 在此基础上, 构建考虑非期望产出的全局超效率 EBM 模型。

$$K^* = \min \frac{\theta + \varepsilon_x \sum_{i=1}^m \frac{w_i^- s_i^-}{x_{io}}}{\eta - \varepsilon (\sum_{r=1}^s \frac{w_r^+ s_r^+}{y_{ro}} + \sum_{p=1}^q \frac{w_p^{b-} s_p^{b-}}{b_{po}})}$$

$$s.t. \quad \begin{aligned} &\sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq 0}^n \lambda_j^t x_{ij}^t - s_i^- \leq \theta x_{io}, i = 1, \dots, m \\ &\sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq 0}^n \lambda_j^t y_{rj}^t + s_r^+ \geq \eta y_{ro}, r = 1, \dots, s \\ &\sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq 0}^n \lambda_j^t b_{pj}^t - s_p^{b-} \leq \eta b_{po}, p = 1, \dots, q \\ &\lambda \geq 0, s_i^- \geq 0, s_r^+ \geq 0, s_p^{b-} \geq 0 \end{aligned} \quad (2-2)$$

式 (2-2) 中, K^* 为粮食生产生态效率值, x_{io} 、 y_{ro} 、 b_{po} 分别表示资源投入、期望产出和非期望产出, s_i^- 、 s_r^+ 、 s_p^{b-} 分别表示投入、期望产出和非期望产出的松弛变量, w_i^- 、 w_r^+ 、 w_p^{b-} 分别表示各投入指标、期望产出指标和非期望产出指标的权重, θ 和 η 是 K^* 中的径向成分, ε 为取值在 $[0, 1]$ 间的参数, 表示径向和非径向松弛变量的组合程度, 当 $\varepsilon = 0$, EBM 模型相当于径向 CCR 模型, 当 $\varepsilon = 1$, EBM 模型相当于 SBM 模型。

2.3.2 粮食生产生态效率演进趋势分析方法

为了能够更深层次从时间维度解释粮食生产生态效率的动态演进特征, 在测度出全国 31 省市粮食生产生态效率历年数据的基础上, 可以构建马尔科夫状态转移矩阵来探究粮食生产生态效率未来如何随时间变化而演进。

假定随机过程 $\{X_{(i)}, t \in T\}$, 任一时期 T 及任意状态 j, i 及 $i_n (n = 0, 1, 2, \dots, t-2)$,

满足式 (2-3)。 X 在 t 时期的状态 j 的概率分布只取决于 $t-1$ 时期的状态 i ，与 $(0,1,2,\dots,t-2)$ 时期的状态 $(i_0, i_1, i_2, \dots, i_{t-2})$ 无关。

$$P\{X_{(t)} = j | X_{(t-1)} = i, X_{(t-2)} = i_{t-2}, \dots, X_{(0)} = i_0\} = P\{X_{(t)} = j | X_{(t-1)} = i\} = P_{ij} \quad (2-3)$$

式 (2-3) 中： P_{ij} 表示样本考察期内某一省份的粮食生产生态效率从 $t-1$ 时期的 i 类型转移到 t 时期的 j 类型的概率； n_{ij} 为粮食生产生态效率由第 i 种状态转移到第 j 种状态发生的次数； n_i 为第 i 种粮食生产生态效率水平状态出现的总次数。 P_{ij} 可利用极大似然估计法求得，公式如下：

$$P_{ij} = \frac{n_{ij}}{n_i} \quad (2-4)$$

2.3.3 粮食生产生态效率影响因素分析方法

本文以粮食生产生态效率为被解释变量，各影响因素为解释变量，对全国及三大功能区粮食生产生态效率的影响机制做进一步分析。对现有文献进行梳理可知，在对粮食生产生态效率影响因素进行研究时，多采用面板模型、空间计量模型和回归估计模型，其中面板 Tobit 模型是使用频率最高的研究方法，该方法又被称为受限因变量模型。本文运用全局超效率 EBM 模型对粮食生产生态效率进行测度，部分有效决策单元的效率值大于 1，但仍以 0 为截断点，因此在选取模型时考虑到被解释变量属于截断数据，如果采用静态面板模型或多元回归模型进行分析，可能会导致回归分析误差较大，而面板 Tobit 模型可有效解决上述问题，同时还能对分样本进行回归，因此本文选择面板 Tobit 模型对粮食生产生态效率的影响因素进行分析，具体公式如下：

$$Y_{it} = \beta_0 + \sum_{j=1}^n \beta_j X_{j,it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (2-5)$$

式 (2-5) 中， Y_{it} 表示粮食生产生态效率， i 和 t 分别表示第 i 省市和第 t 年， β_0 表示截距项， β_j 表示解释变量的待估系数， $X_{j,it}$ 表示解释变量， ε_{it} 表示随机误差。

3 中国粮食生产生态效率评价分析

从理论层面来说,粮食生产生态效率的最优状态应为在合理控制生产要素投入的情况下,通过绿色、低碳的生产方式来实现粮食产量和粮食碳汇量增长的最大化,以及粮食生产污染排放的最小化,进而实现粮食产量、生态和社会等多方面效益的共同增长。在现有粮食生产生态效率的评价体系中,只注重生产要素投入、粮食产量和污染排放而忽略了粮食生态系统是一个巨大的碳汇系统,如果忽视粮食碳汇对环境的改善作用,可能会导致粮食生产生态效率的测度出现偏差。在考虑粮食碳汇的基础上探究中国粮食生产生态效率水平,对粮食绿色生产具有重要的现实意义。

3.1 粮食生产生态效率评价指标体系构建

中国为应对全球气候变暖在 2020 年正式提出“双碳”目标这一艰巨任务,为了实现“双碳”目标,中国必须加快实现绿色经济发展,努力完成低碳转型。在资源环境约束日益严峻的情况下,绿色低碳发展是中国加快实现社会经济高质量、可持续发展的必然选择,其中绿色发展理念是社会经济全面转型升级时期的重要指导思想,而低碳发展理念是生产生活方式转型和技术创新的重要指针。将绿色低碳发展理念具体应用到粮食生产领域,粮食生产可认为是投入和产出所组成的动态过程,则粮食绿色低碳生产可定义为,在实现“双碳”目标、保障粮食安全和改善生态环境等多重目标下,合理控制生产要素的投入,使得粮食产量和粮食生产碳汇等期望产出稳步提升,并最大限度地减少粮食生产过程中所产生的碳排放和污染排放。其中,粮食“绿色”生产强调合理控制化学制品和化石燃料等生产要素的投入,同时最大限度地减少粮食生产过程中污染物的排放,引导生产方式绿色化;粮食“低碳”生产强调最大限度地减少粮食生产过程中的碳排放,同时也要重点关注粮食生产系统的碳汇能力,提倡生产方式低碳化。结合“双碳”目标现实要求,参照现有研究成果以及粮食绿色生产过程中“合理控制投入、提高绿色产出、降低污染排放”等基本要求,综合构建了粮食生产生态效率的评价指标体系(表 3.1),主要包含投入、期望产出和非期望产出指标 3 类。

表 3.1 粮食生产生态效率评价指标体系

一级指标	二级指标	变量及说明
投入指标	劳动力投入	第一产业从业人员（万人） $\times \alpha$
	土地投入	粮食播种面积（千公顷）
	化肥投入	农用化肥施用折纯量（万吨） $\times \beta$
	农药投入	农药使用量（万吨） $\times \beta$
	农膜投入	农用塑料薄膜使用量（吨） $\times \beta$
	动力投入	农业机械总动力（万千瓦） $\times \beta$
	水资源投入	农业用水总量（亿立方米） $\times \beta$
期望产出指标	粮食产量	粮食产量（万吨）
	碳汇量	粮食作物生长全生命周期的碳吸收量（万吨）
非期望产出指标	碳排放量	化肥、农药、农膜、农用柴油、农业翻耕、农业灌溉碳排放总和（万吨）
	面源污染	化肥流失量、农药流失量和农膜残留量（万吨）

在投入指标方面，选取劳动力、土地、化肥、农药、农膜、动力和水资源投入。其中，部分指标如社会资源投入中的劳动力投入、化肥投入和机械动力投入等年鉴数据只统计到农业生产所用的量，而缺乏具体到粮食生产过程中的投入数量，因此参考赵丽平等（2016）的做法引入 β 和 α 作为权重系数。

$$\beta = \frac{\text{粮食作物播种面积}}{\text{农作物播种面积}}, \alpha = \frac{\text{农业总产值}}{\text{农林牧渔业总产值}} \times \beta \quad (3-1)$$

在期望产出指标方面，选取粮食产量和粮食生产碳汇量。其中，粮食碳汇主要是粮食作物通过光合作用固定空气和土壤中二氧化碳的过程，粮食生产碳汇量的计算参考田云等（2013）的研究，公式如下：

$$\sum E_i = \sum \varepsilon_i \times Y_i \times (1-r) HI_i \quad (3-2)$$

(3-2) 式中， E_i 表示各类粮食作物的碳吸收量（千克）； ε_i 表示各类粮食作物的碳吸收率； Y_i 表示各类粮食作物的产量（千克）； r 表示各类粮食作物的

含水量 (%)； HI_i 表示各类粮食作物的经济系数。各类作物碳吸收率、含水量和经济系数见表 3.2。

在非期望产出指标方面，选取粮食生产碳排放和面源污染。其中，碳排放主要是在粮食生产过程中直接或间接产生的碳排放，包括化肥、农药、农膜、柴油、翻耕和灌溉六类碳源，而面源污染主要包括化肥流失、农药污染和农膜残留。粮食生产碳排放的计算参考李波等（2011）的研究，公式如下：

$$C = \sum C_i = T_i \times \omega_i \quad (3-3)$$

(3-3) 式中， C 表示粮食生产过程中的碳排放总量（千克）； C_i 表示各类碳源的排放量（千克）； T_i 表示各类碳源量； ω_i 表示各类碳源的排放系数。碳源排放系数如下：化肥 0.8956 (kg/kg)、农药 4.9341 (kg/kg)、农膜 5.18 (kg/kg)、柴油 0.5927 (kg/kg)、翻耕 312.6 (kg/km²)、灌溉 20.476 (kg/hm²)。

面源污染计算过程参考吴小庆等（2012）和赖斯芸等（2004）的研究，把化肥流失率、农药污染率和农膜残留率分别设置为 65%、50%和 10%，并通过熵值法将其综合成一项污染指数。

表 3.2 粮食作物碳吸收率、含水量与经济系数

粮食作物	碳吸收率	含水量	经济系数
稻谷	0.414	0.12	0.45
小麦	0.485	0.12	0.40
玉米	0.471	0.13	0.40
谷子	0.450	0.12	0.42
高粱	0.450	0.12	0.35
豆类	0.450	0.13	0.34
薯类	0.423	0.70	0.70

3.2 数据来源与分析

3.2.1 数据来源

本文基础数据来源于 2006-2021 年《中国农村统计年鉴》、《中国统计年鉴》

及各省统计年鉴，个别缺失数据由 EPS 数据库查询获得或趋势外推代替。部分指标数据通过进一步计算，最终得到 2005-2020 年中国 31 省市的面板数据。

3.2.2 粮食生产现状分析

(1) 生产要素投入分析

2006-2016 年我国粮食播种面积逐年增加，随后出现小幅下降，如图 3.1 所示。自 2004 年起，我国出台的“中央一号文件”开始运用税收、财政等手段来稳定我国粮食播种面积，到了 2006 年，国家取消了农业税并且对种粮进行补贴，调动了农民种粮的积极性，粮食播种面积开始稳步增长。2017-2019 年，我国粮食播种面积出现小幅下降，但 2019 年的“中央一号文件”明确规定了五项硬任务，其中一项就是要确保粮食播种面积稳定在 16.5 亿亩，因此到 2020 年粮食播种面积又呈现增长趋势。

2006-2013 年我国粮食生产用水总量呈现出波动上升的趋势，随后呈下降趋势，如图 3.1 所示。粮食生产过程中作物生长的每一环节均需要用水，2006-2013 年随着我国粮食播种面积的逐年增加，粮食生产用水量也在不断增长。但是从 2014 年开始，粮食生产用水总量开始减少，一方面是因为我国节水灌溉等技术的不断发展，农业用水效率逐步提高，另一方面是因为我国水资源严重短缺，从而导致粮食生产用水总量开始逐渐减少。

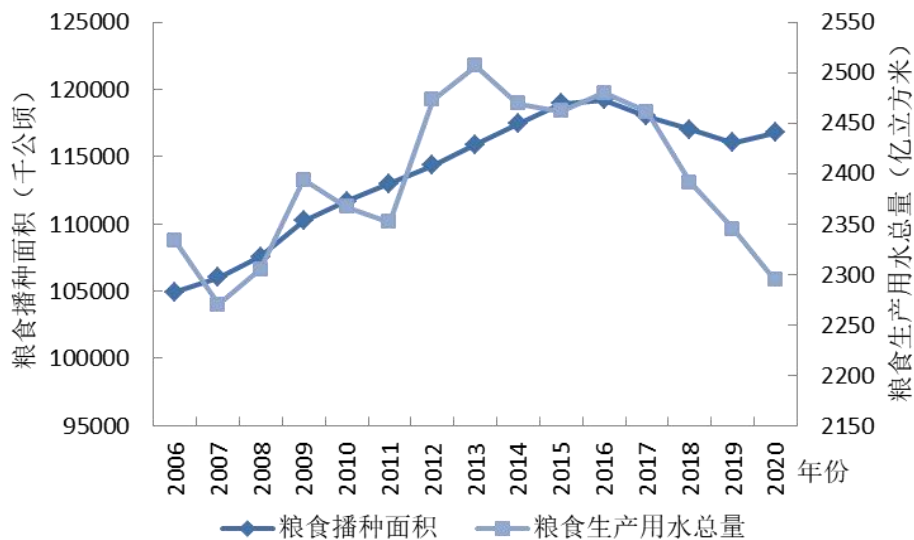


图 3.1 自然资源投入总量

粮食生产从业人员逐年减少，而粮食生产机械总动力呈上升趋势，2020年粮食生产从业人员比2006年减少了45.3%，2020年粮食生产机械总动力则比2006年增长了49.2%，如图3.2所示。粮食生产机械总动力和粮食生产从业人员两者之间的剪刀差呈扩大趋势，一方面是因为随着城镇化进程的加快，许多从事粮食生产的人员纷纷投入第二、三产业，从而导致粮食生产从业人员逐年减少，另一方面是因为随着我国农业现代化发展，机械作业逐步替代了劳动力，且国家政策支农力度持续加大，农业机械化发展速度较快，从而导致粮食生产机械总动力不断增加。

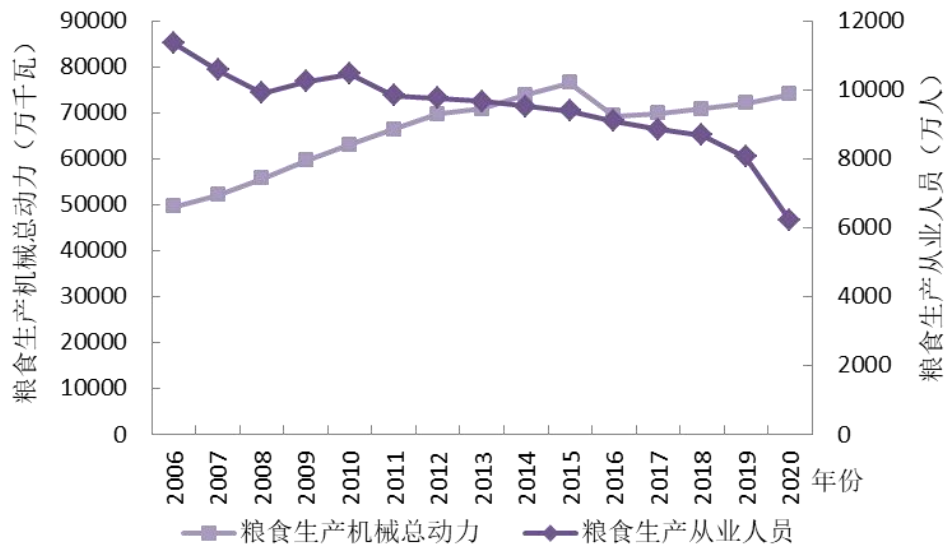


图 3.2 劳动资源投入总量

2006-2016年，我国粮食生产化肥、农药和塑料薄膜使用量逐年增加，2017-2020年呈现出递减趋势，如图3.3所示。随着我国对粮食需求的不断增长和工业化进程的不断推进，粮食生产对化肥、农药和塑料薄膜的依赖也在不断增强，从而导致化肥、农药和塑料薄膜的使用量不断增加，但是过量投入化学制品，不仅对环境造成极大的破坏，而且对粮食生产增收的效用也在逐渐减少。自2015年农业部印发《到2020年化肥、农药使用量零增长行动方案》到2017年中央一号文件强调深入推进化肥农药零增长，我国一直积极开展化肥农药零增长行动，到2017年，我国化肥、农药使用量出现下降趋势，初步实现实现零增长目标。

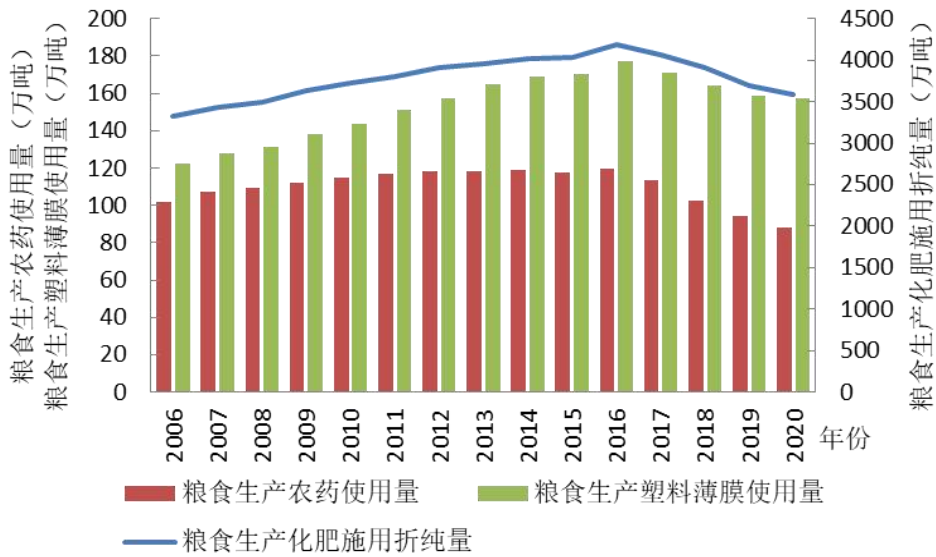


图 3.3 化肥、农药和塑料薄膜投入总量

(2) 粮食产量分析

2006-2015 年我国粮食总产量和谷物产量逐年增长，随后趋于稳定；豆类产量和薯类产量则发展较为平稳，如图 3.4 所示。2006 年我国全面取消农业税，同时推行种粮补贴，增加粮食生产要素投入、优化粮食生产基础设施等政策，使得粮食总产量不断攀升；然而长期以来，我国对粮食产量的需求不断增加，但随着工业化和城镇化发展不断推进，粮食生产面临着越来越大的挑战，同时，由于环境资源约束日益强化，粮食生产能力也逐渐接近极限。

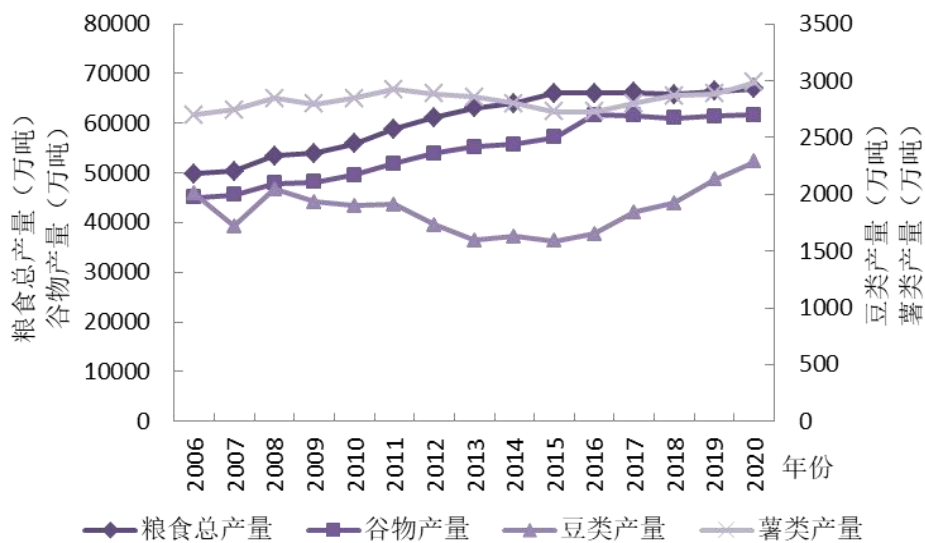


图 3.4 粮食总产量及各类粮食作物产量

(3) 粮食生产碳排放和碳汇分析

2006-2016 年我国粮食生产碳汇量和碳排放量都呈现出上升趋势,2016 年之后粮食生产碳汇量持续上升,而碳排放量则开始逐年递减,如图 3.5 所示。2006-2016 年我国粮食播种面积不断增加,随着各项政策的提出,农民生产积极性也在不断增强,一方面,各种石化类生产要素和机械动力的大量投入,在增加粮食产量的同时也增加量碳排放量,另一方面,随着粮食产量的不断增长,粮食碳汇量也在逐年增加。2016 年之后,我国更加重视农业生态环境改善,中央一号文件连续多年提出农业绿色生产,实现化肥、农药零增长,因此粮食生产碳排放量开始出现递减趋势。

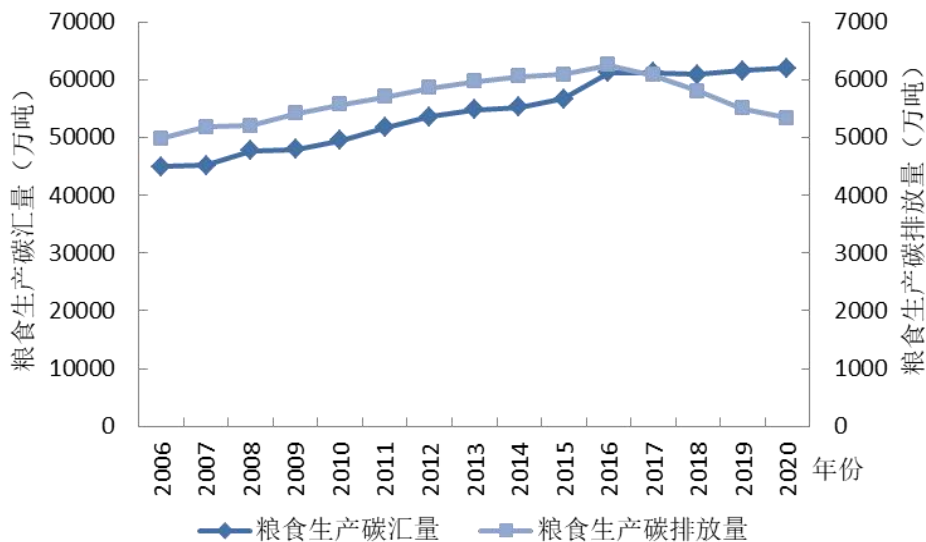


图 3.5 粮食生产碳汇量和碳排放量

3.3 粮食生产生态效率评价分析

粮食生态系统是一个复杂的系统,而粮食生产生态效率可以直观的表现粮食生产生态发展水平。首先,本文运用 MaxDEA 软件,基于全局超效率 EBM 模型,测算了 2006-2020 年中国 31 省市的粮食生产生态效率;其次,对 2020 年效率非有效省市的生产要素投入、非期望产出冗余率和期望产出不足率进行分析;最后,基于马尔科夫链探究粮食生产生态效率的演进趋势。

3.3.1 总体特征及区域差异分析

(1) 总体特征分析

由图 3.6 可知,考虑粮食生产过程中的碳汇量对粮食生产生态效率的测算结果产生了较大影响。忽略粮食生产系统的碳汇作用,只考虑粮食生产过程中的生产要素投入、粮食产量和环境污染,会导致粮食生产生态效率值偏低,而碳汇作为粮食生产的第二功能,不仅可以促进农业绿色发展,更能加快“双碳”目标的实现。因此,将碳汇量作为期望产出纳入模型,可以更准确、科学地反应粮食生产发展的实际情况。

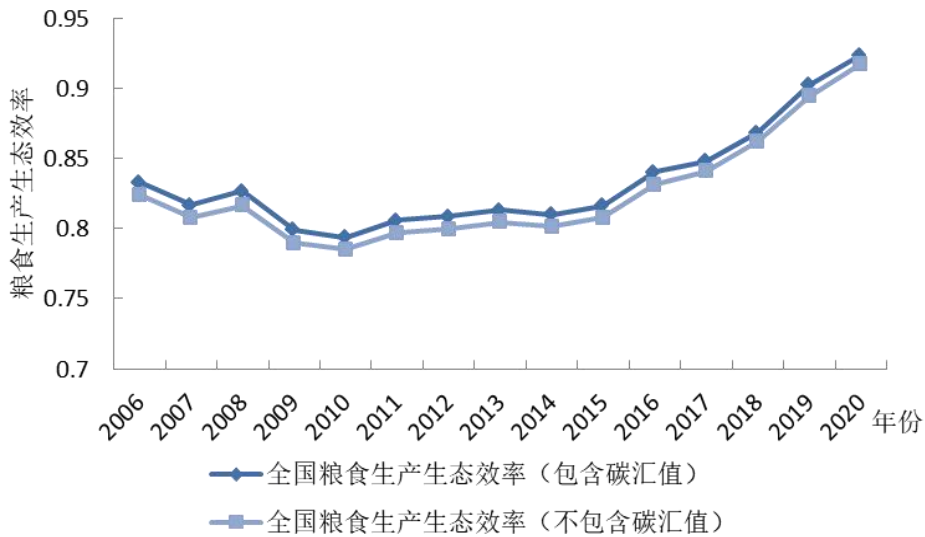


图 3.6 包含碳汇值与不包含碳汇值的全国粮食生产生态效率对比图

从全国粮食生产生态效率（包含碳汇值）的时间变化趋势来看,2006-2010年,我国粮食生产生态效率出现小幅下降趋势,在2010年,粮食生产生态效率平均值达到最低,为0.794,2011-2015年,粮食生产生态效率趋于平稳,2016-2020年则呈现出上升趋势,在2020年粮食生产生态效率平均值达到最高,为0.924,未达到效率前沿面,说明我国粮食生产生态效率仍存在提升空间。2006年我国开始推行种粮补贴,增加粮食生产要素投入等政策,在粮食产量得到增长的同时,化学资源的过度使用以及农用机械的大面积应用,对生态环境造成破坏,粗放型的粮食生产模式导致粮食生产生态效率呈现下降的趋势。2015-2020年,

中央一号文件多次强调要推动农业绿色发展，加强生态环境治理，粮食生产方式也开始从以牺牲环境为代价的粗放型逐渐转为低污染、低碳排放的环境友好型，相关部门更加注重农业绿色发展，使得我国粮食生产生态效率持续稳步上升。

(2) 区域差异分析

图 3.7a 是全国及三大功能区粮食生产生态效率时间变动趋势。2006-2020 年，主产区粮食生产生态效率平均值最高，且高于全国平均水平，其次是产销平衡区，与全国平均值基本持平，主销区粮食生产生态效率平均值最低，并且低于全国平均水平，说明在不同年份主产区的生产要素投入配置较其他功能区均更为合理。图 3.7b 是全国及三大功能区粮食生产生态效率不同时期变动趋势，“十一五”期间到“十二五”期间，全国粮食生产生态效率保持稳定，主产区和主销区粮食生产生态效率呈现增长趋势，而产销平衡区则出现下降趋势，说明这十年我国总体处于粮食生产方式转型期间，粮食主产区和主销区对“十二五”时期提倡建设“两型”农业、减少污染积极响应，生产方式转型较快，导致粮食生产生态效率稳步增长，而产销平衡区因为部分地区经济、技术较为落后，且长期处于牺牲环境为代价的粗放型生产模式，因此未能积极响应，从而导致粮食生产生态效率出现下降趋势。而在“十三五”期间，全国及三大功能区的粮食生产生态效率均呈现出增长的趋势，说明“十三五”期间推行的化肥农药使用量零增长行动、推动农业向低碳循环方向发展等相关政策措施发挥了积极作用，我国农业绿色发展取得阶段性成果。

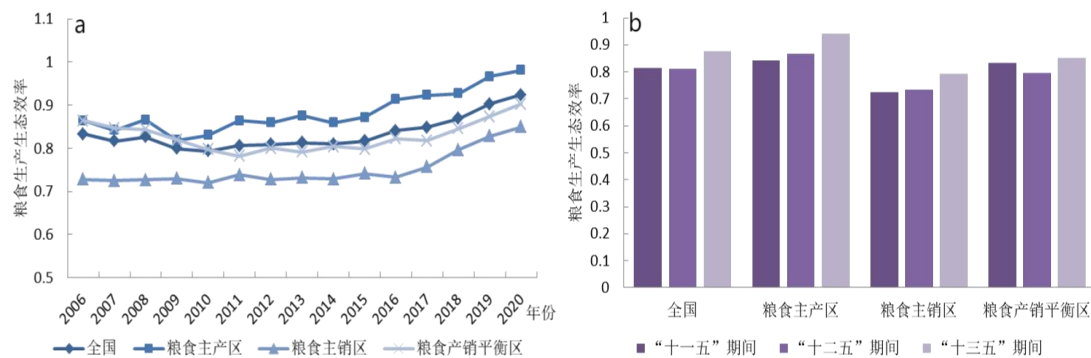


图 3.7 全国及三大功能区粮食生产生态效率变动趋势

3.3.2 省际差异分析

为了进一步分析我国粮食生产生态效率的省际差异，本文对我国 31 省市的粮食生产生态效率进行了测度，结果见表 3.3。

表 3.3 2006-2020 年全国 31 省市的粮食生产生态效率

	2006	2010	2014	2016	2018	2020	均值	变化率 (%)	排名
北京	0.681	0.718	0.750	0.875	0.932	1.031	0.827	2.809	19
天津	0.694	0.719	0.724	0.770	0.919	1.022	0.784	2.610	21
河北	0.648	0.680	0.748	0.788	0.815	0.919	0.751	2.360	24
山西	0.731	0.681	0.750	0.752	0.818	0.855	0.739	1.044	25
内蒙古	0.910	0.723	0.829	0.957	1.000	1.017	0.871	0.744	16
辽宁	0.820	0.776	0.745	0.944	0.900	0.976	0.874	1.170	15
吉林	1.010	0.925	0.924	1.002	0.913	1.000	0.959	-0.064	5
黑龙江	1.003	0.926	0.923	1.001	1.001	1.005	0.952	0.015	6
上海	1.002	1.002	1.001	0.896	1.005	1.029	0.981	0.176	1
江苏	0.842	0.836	0.898	0.893	0.955	1.001	0.890	1.163	12
浙江	0.808	0.785	0.753	0.729	0.777	0.830	0.776	0.179	22
安徽	0.769	0.777	0.840	0.876	0.903	1.000	0.847	1.766	18
福建	0.615	0.622	0.643	0.627	0.662	0.677	0.638	0.639	29
江西	0.905	0.857	0.985	1.001	1.000	1.005	0.944	0.697	7
山东	0.778	0.825	0.853	0.926	0.952	1.006	0.874	1.728	14
河南	0.893	0.842	0.864	0.912	0.961	1.027	0.896	0.938	11
湖北	0.832	0.826	0.797	0.791	0.825	0.874	0.822	0.330	20
湖南	0.816	0.829	0.845	0.835	0.866	0.916	0.849	0.780	17
广东	0.735	0.658	0.677	0.659	0.686	0.744	0.689	0.083	27
广西	1.001	0.730	0.729	0.706	0.717	0.728	0.759	-2.099	23
海南	0.559	0.535	0.552	0.571	0.591	0.611	0.558	0.593	31
重庆	0.778	1.001	1.001	0.977	0.986	1.001	0.978	1.688	3
四川	1.001	0.966	0.918	0.946	0.962	1.006	0.963	0.036	4
贵州	1.002	0.910	0.855	1.000	0.922	1.009	0.917	0.047	10
云南	0.668	0.601	0.650	0.645	0.721	0.759	0.664	0.860	28
西藏	1.018	0.965	0.940	1.011	0.977	1.014	0.980	-0.024	2
陕西	0.772	0.718	0.711	0.705	0.711	0.776	0.729	0.039	26
甘肃	0.513	0.531	0.603	0.603	0.663	0.716	0.588	2.246	30
青海	1.006	0.942	0.862	0.853	0.879	1.043	0.927	0.245	9
宁夏	1.016	0.778	0.879	0.897	0.960	1.023	0.881	0.045	13
新疆	1.003	0.920	0.864	0.901	0.944	1.007	0.935	0.030	8
全国	0.833	0.794	0.810	0.840	0.868	0.924	0.834	0.689	

注：限于篇幅，没有列出全部年份数据。

由表 3.3 可知,我国 31 省市粮食生产生态效率表现出不同的变化程度,其中北京、天津、河北等省市粮食生产生态效率增长幅度较大,平均增长幅度超过 2%,其次是山西、辽宁、江苏、安徽、山东等省市,粮食生产生态效率平均增长幅度在 1%到 2%之间,内蒙古、黑龙江、浙江、江西、河南等省市,粮食生产生态效率平均增长幅度不足 1%;而吉林、广西和西藏的粮食生产生态效率则呈现出下降趋势,其中广西粮食生产生态效率下降幅度最大,平均下降幅度超过 2%。根据粮食生产生态效率排名可知,上海粮食生产生态效率均值最高,为 0.981,其次是西藏和重庆,分别为 0.980 和 0.978,海南粮食生产生态效率均值最低,为 0.558,其次是甘肃和福建,分别为 0.588 和 0.638,粮食生产生态效率均值较高的地区主要集中在粮食主产区和环境保护较好的区域,而粮食生产生态效率均值较低的地区则没有明显的分布规律。到 2020 年,我国有 18 个省市的粮食生产生态效率大于 1,位于效率前沿面的地区多集中于粮食主产区、经济发达地区和环境保护较好的区域,粮食主产区由于大规模的粮食种植面积带来了巨大的规模效应,成为国家推进农业绿色生产的主要区域,能够快速完成粮食生产方式的转型升级,积极推进农业绿色发展,经济发达地区由于科研投入和技术推广优势,能够快速实现农业现代化,从而将经济优势逐步转化为生态优势,而环境保护较好的区域由于一直保持着良好的生态环境,因此粮食生产生态效率普遍较高;但仍然有 13 个省市的粮食生产生态效率没有达到效率前沿面,其中有 7 个省市的粮食生产生态效率未达到 0.8,粮食生产生态效率较低的省市主要集中于经济较为落后的地区,经济较为落后的地区由于农业现代化水平、基础设施建设等条件较为落后,从而导致粗放型的粮食生产模型转型升级较慢,因此粮食生产生态效率普遍较低。

为揭示中国 31 省市 2006-2020 年粮食生产生态效率变化规律,借助 ArcGIS 工具,选取 2006 年、2010 年、2015 年和 2020 年 4 个年份的截面数据,将中国 31 省市粮食生产生态效率进行可视化展示(见图 3.8)。另外,参考其他学者研究并且结合实际情况,将粮食生产生态效率值分为:低效率区(0.4000-0.5999)、中低效率区(0.6000-0.7999)、中高效率区(0.8000-0.9999)和高效率区(1.0000-1.2000)四类。

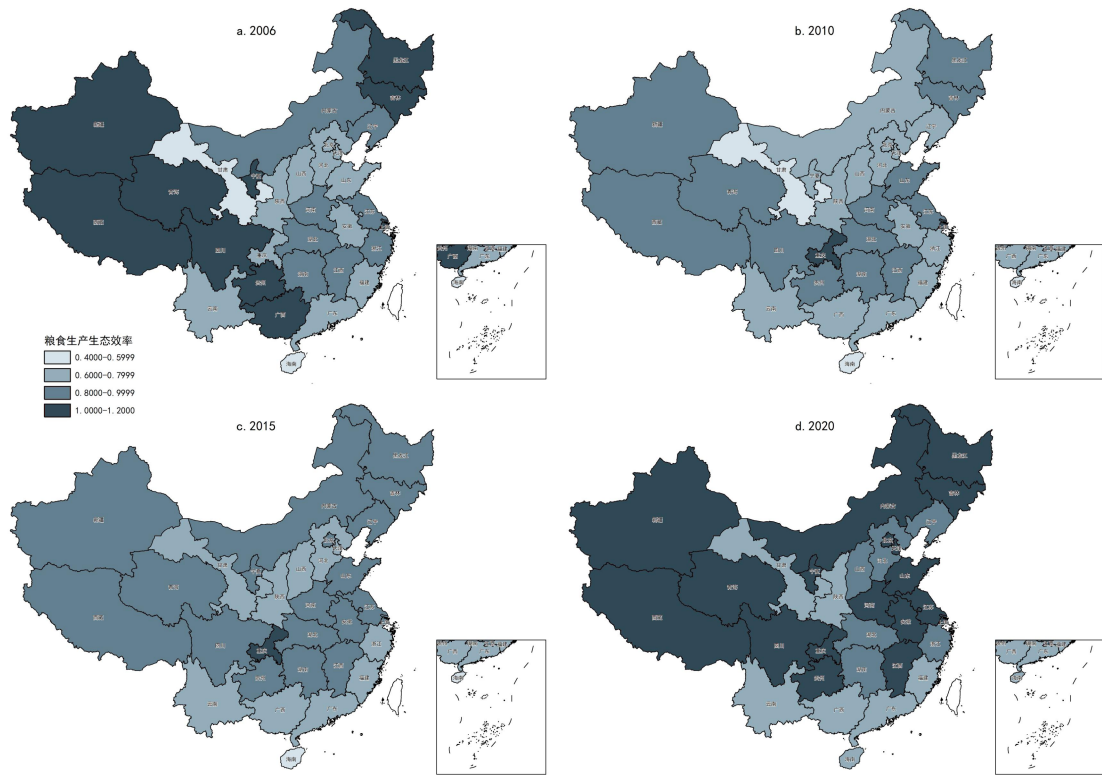


图 3.8 各省市粮食生产生态效率变化

具体来看，2006 年达到效率前沿面的省市主要集中在西部地区。新疆、西藏、青海、贵州等省份粮食生产生态效率水平均达到有效，说明 2006 年我国全面推行种粮补贴，增加粮食生产要素投入、优化粮食生产基础设施等政策时，由于西部经济较为落后，未能积极响应，从而在粮食生产时没有投入大量的化肥、农药和机械，虽然粮食产量较少，但没有对环境造成破坏，因而粮食生产生态效率水平较高。2010 年，处于效率前沿面的省市只有重庆和上海，处于中低效率区和中高效率区的省市数量基本持平，西部地区部分省份粮食生产生态效率出现下降趋势，说明我国在粮食生产过程中开始全面增加生产要素投入，提升粮食产量，但同时也忽略了粮食生产的可持续性，从而导致粮食生产生态效率普遍较低。2015 年，我国大部分省市粮食生产生态效率开始进入中高效率区，但仍有部分省市处于中低效率区，说明我国开始进行粮食生产方式转型升级，粮食生产方式逐渐从粗放型转为绿色、可持续型，粮食生产生态效率也开始出现增长趋势。2020 年，我国大部分省市进入高效率区，但仍有 6 个省市处于中低效率区，说明我国大部分省市粮食生产方式转型初见成效，在保证粮食产量的同时也实现了绿色、可持续生产，处于中低效率区的省市由于经济、地理位置等原因未能完全实现粮

食生产方式的转型，从而导致粮食生产生态效率较低。

3.3.3 粮食生产生态效率损失原因分析

通过测算 2020 年效率非有效省市的投入、产出指标松弛变量值，确定其投入冗余率，期望产出不足率和非期望产出冗余率，并分析效率非有效省市的改进空间。

表 3.4 2020 年效率非有效省份投入冗余率 (%)

省份	劳动力	土地	化肥	农药	农膜	机械	水资源
福建	-50.19	-11.52	-47.52	-68.43	-56.29	-40.84	-68.47
甘肃	-71.35	-12.08	-12.08	-46.31	-76.07	-30.60	-18.09
广东	-51.89	-10.39	-38.74	-55.14	-10.39	-11.00	-54.76
广西	-67.83	-11.08	-48.75	-50.08	-11.08	-32.33	-44.96
海南	-60.75	-18.69	-57.23	-72.25	-43.83	-59.45	-32.66
河北	-23.37	-2.70	-8.45	-6.37	-2.70	-38.42	-2.70
湖北	-42.94	-3.90	-22.08	-42.97	-3.90	-18.58	-3.90
湖南	-34.84	-0.36	-0.36	-44.49	-21.22	-36.92	-26.83
辽宁	-9.82	-0.62	-2.00	-0.62	-11.42	-6.87	-0.62
山西	-20.78	-6.07	-12.65	-37.19	-26.23	-6.07	-6.07
陕西	-68.81	-12.19	-56.42	-7.29	-10.92	-24.92	-7.29
云南	-53.46	-11.00	-18.04	-38.42	-45.78	-11.00	-16.94
浙江	-4.44	-4.44	-22.93	-45.96	-46.29	-46.98	-32.34

注：1、未列出的省市均达到效率前沿面，无投入冗余。2、黑色背景表示该省市在粮食生产过程中投入冗余率最高的要素，深灰色背景表示投入冗余率次高的要素，浅灰色为投入冗余率第三高要素。

从全国范围来看，导致我国粮食生产生态效率无效的最主要原因是劳动力和农药投入冗余，效率无效的各省份均存在较为严重的劳动力、农药投入冗余，其次是农膜、机械投入冗余，说明我国部分省份仍存在生产要素投入过量的问题。从各省份来看，甘肃、广西、海南、河北、湖北等地的劳动力冗余率较高，这些省市主要集中在经济较为落后地区和粮食主产区，非农就业机会较少，从而导致在粮食生产过程中存在劳动力“过密化”现象；广西、湖北、陕西等地的化肥投入冗余率较高，仍需要提高化肥使用效率；福建、甘肃、广东、广西、海南等地存在较为严重的农药冗余，这些省份为节省人工管理投入的时间，过量使用农药来防止病虫害；福建、甘肃、辽宁、山西等地的农膜投入冗余率较高；海南、河

北、湖南、浙江等地的机械投入冗余率较高，这些省份由于气候、政策和经济等原因，导致农用机械投入过量，产生冗余；福建、广东的水资源投入冗余率较高，两省的水资源较为丰富，从而在粮食生产中过度投入水资源，导致冗余。

表 3.5 2020 年效率非有效省份期望产出不足率及非期望产出冗余率 (%)

省份	粮食产量	碳汇量	碳排放量	面源污染
福建	11.52	48.89	-56.56	-38.49
甘肃	12.08	27.57	-38.14	-12.08
广东	10.39	32.74	-41.07	-10.39
广西	11.08	27.73	-38.33	-11.08
海南	18.69	29.14	-47.02	-29.10
河北	2.70	2.70	-15.72	-2.70
湖北	3.90	18.04	-18.06	-8.30
湖南	0.36	20.22	-1.90	-21.60
辽宁	0.62	0.83	-4.43	-0.62
山西	13.20	6.07	-16.64	-6.07
陕西	7.29	7.29	-53.68	-72.07
云南	11.00	22.38	-19.22	-11.00
浙江	4.44	16.26	-58.96	-4.44

由表 3.5 可知，效率非有效省份均存在期望产出不足和非期望产出冗余的状况。福建、甘肃、广东、广西、海南等地的粮食产量和碳汇量不足率较高；福建、陕西、浙江等地的碳排放量冗余率较高，福建、海南、湖南、陕西等地的面源污染冗余率较高，说明化肥、农药和机械等生产要素投入过量造成生态环境破坏的现象依然存在，部分省份仍需继续开展粮食绿色生产“攻坚战”，以期进一步提高粮食生产生态效率。

3.3.4 粮食生产生态效率演进趋势分析

基于 2006-2020 年我国粮食生产生态效率，运用马尔科夫链分析法，设定时间跨度 T 为 1 至 5 年，间隔为 1 年。将粮食生产生态效率划分为低、中低、中高和高四种类别，对我国粮食生产生态效率在不同时间跨度下的概率转移矩阵进行测度，并对我国粮食生产生态效率转移规律进行探究。状态转移矩阵对角线上的数值表示粮食生产生态效率类型不变仍然处于当前位置的概率，非对角线的数值表示粮食生产生态效率类型改变并出现转移的概率，测算结果见表 3.6。

表 3.6 中国粮食生产生态效率马尔科夫链转移概率矩阵

年份跨度	类别	低	中低	中高	高
T=1	低	0.804	0.188	0.009	0.000
	中低	0.080	0.589	0.223	0.107
	中高	0.027	0.080	0.589	0.304
	高	0.000	0.020	0.173	0.806
T=2	低	0.798	0.202	0.000	0.000
	中低	0.087	0.452	0.327	0.135
	中高	0.010	0.115	0.500	0.375
	高	0.011	0.000	0.198	0.791
T=3	低	0.750	0.229	0.021	0.000
	中低	0.094	0.427	0.292	0.188
	中高	0.021	0.135	0.458	0.385
	高	0.000	0.012	0.167	0.821
T=4	低	0.716	0.261	0.011	0.011
	中低	0.091	0.398	0.318	0.193
	中高	0.023	0.136	0.409	0.432
	高	0.013	0.026	0.234	0.727
T=5	低	0.663	0.288	0.025	0.025
	中低	0.088	0.363	0.350	0.200
	中高	0.025	0.125	0.350	0.500
	高	0.000	0.014	0.343	0.643

根据测算结果，可以发现低水平和高水平对角线上数值明显高于非对角线，状态具有稳定性，而中低水平和中高水平对角线上数值没有明显高于非对角线，说明位于中低水平和中高水平的省份粮食生产生态效率的状态并不稳定，转移到其他类别的概率较大，流动性较强。在状态转移矩阵中，我国粮食生产生态效率主要趋向高水平状态转移，其次是中高水平，说明随着我国农业现代化水平提高，部分粮食生产先天条件不足的省市可以利用先进、合理的粮食生产技术去补足，从而使低效率水平省市粮食生产生态效率实现稳步增长。

具体来看，如果初始状态处于低水平，在各类时间跨度条件下保持初始状态的概率均超过 65%，存在明显的“贫困陷阱”。低效率水平省市由于较为落后的经济发展水平和粮食生产技术，使得粮食生产生态效率水平较低。但随着年份的增加，我国整体农业现代化水平和农业绿色生产水平不断提高，粮食生产生态效率较低的省市保持初始状态的概率开始下降，向更高水平转移的概率逐年增加，低效率水平省市开始突破恶性循环。

初始年份粮食生产生态效率位于中低水平的省市,下一步转移还位于中低水平的概率为 58.9%,向上转移的概率为 33%;当时间跨度为 5 年时,下一步转移还位于中低水平的概率下降至 36.3%,向上转移的概率上升为 55%。初始年份粮食生产生态效率位于中高水平的省市,下一步转移还位于中高水平的概率为 58.9%,向上转移的概率为 30.4%;当时间跨度为 5 年时,下一步转移还位于中高水平的概率下降至 35%,向上转移的概率上升为 50%。由此可知,随着时间跨度的逐渐增加,初始状态处于中低水平和中高效率水平的省市向更高水平转移的概率也在加大。说明我国随着时间跨度的不断加大,粮食生产生态效率会逐渐达到效率前沿面,从而实现粮食绿色、可持续生产。

4 粮食生产生态效率影响因素分析

通过研究可知,不同区域间粮食生产生态效率存在显著差异,由第三章粮食生产生态效率演进趋势分析可发现这种差异会随着时间的推移而逐渐减小。本章将通过构建面板 Tobit 模型对影响我国粮食生产生态效率水平及造成区域间粮食生产生态效率差异的主要原因进行研究,这对提高我国粮食生产生态效率,促进我国粮食绿色、可持续生产具有重要现实意义。

4.1 影响因素选取与说明

粮食生产生态效率是对资源投入要素、期望产出和非期望产出的综合度量,是一个需要同时兼顾粮食产量效益和生态环境效益的综合指标。同时,粮食生产过程是一个复杂的系统,经济水平、地区资源禀赋和政策等因素都会对其产生影响。本文基于研究目标,参考王宝义(2018)、匡远配(2021)、鲁庆尧(2021)等学者研究成果,选取粮食生产生态效率作为被解释变量,复种指数(*MCI*)、规模化水平(*SCL*)、机械化水平(*MCE*)、城镇化水平(*URB*)、农民收入水平(*PRI*)、农技人员密度(*TEC*)、财政支农水平(*RAF*)、环境规制水平(*ENR*)和技术投资水平(*RSF*)作为解释变量(见表4.1)。

表 4.1 粮食生产生态效率影响因素定义及预测

指标	变量说明及单位	预期影响
<i>MCI</i>	粮食播种面积/粮食耕地面积(%)	未知
<i>SCL</i>	粮食播种面积/种粮劳动力人数(公顷/人)	未知
<i>MCE</i>	种粮机械总动力/粮食播种面积(千瓦/公顷)	未知
<i>URB</i>	城镇人口/常住人口(%)	负向
<i>PRI</i>	农村居民人均可支配收入(万元)	未知
<i>TEC</i>	农业技术人员/耕地面积(人/公顷)	正向
<i>RAF</i>	农林水事务支出/一般预算支出(%)	未知
<i>ENR</i>	环境污染治理投资额/地区生产总值(%)	正向
<i>RSF</i>	研究与试验发展经费支出额/地区生产总值(%)	正向

具体预期影响为:(1)复种指数(*MCI*)。复种指数衡量了耕地利用率,当耕地利用率较高时,一方面增加了粮食产量;另一方面,重复使用化学制品和

化石燃料, 不仅会增加污染物排放, 而且会降低土壤的固碳能力。因此, 该指标的影响有待验证。(2) 规模化水平 (*SCL*)。不同的耕地规模有不同的管理模式, 当粮食生产规模较小时有利于精耕细作; 但地块划分的越小, 边界就会越多, 边界土地将无法得到有效利用, 从而减少了粮食产量, 而且较小的地块不适宜机械化作业, 不利于发挥规模经济。因此, 该指标的影响有待验证。(3) 机械化水平 (*MCE*)。单位面积种粮机械总动力越多, 则粮食生产机械化水平越高, 有助于提升农民作业水平和作业效率; 但是大量的机械投入也会加剧电力和柴油的消耗, 从而产生更多的碳排放。因此, 该指标的影响有待验证。(4) 城镇化水平 (*URB*)。城镇化会使得农业从业人员减少, 高素质从业人员外流, 从而导致耕地荒置和农业生产要素的非科学投入。因此, 预期其对粮食生产生态效率的影响为负。(5) 农民收入水平 (*PRI*)。提高农民收入水平可以保障农业高效生产。农民收入水平的提高, 一方面, 会使农民在粮食生产过程中投入更多的化肥、农药去提高产量, 这将产生更多的污染物排放; 另一方面, 会使农民去使用更高效、更环保的生产资料, 从而在增加产量的同时, 也提高了固碳能力。因此, 该指标的影响有待验证。(6) 农技人员密度 (*TEC*)。农业技术培训可以使农户学习种植技术并提升农业生产管理水平。通过农业技术推广, 可以使农户更快更准确的选择优良品种、实施低碳耕作及应用绿色生产要素, 从而有效保证粮食的产量和质量。因此, 预期其正向影响粮食生产生态效率。(7) 财政支农水平 (*RAF*)。财政支农水平反映了地方政府对农业发展的支持力度, 财政支农具体包括农业生产资料补贴、农业设施建设和农业技术推广等; 但生产资料补贴可能会刺激农户使用更多的农业化学产品, 而过量使用化肥、农药等化学产品又会使得生态环境遭到破坏。因此, 该指标的影响有待验证。(8) 环境规制水平 (*ENR*)。环境规制水平可以反映出当地政府对于生态环境的重视程度, 对环境污染治理进行投资, 不仅改善了生态环境, 促进了粮食产量和环境质量的协调发展, 而且会提高农民的生态保护意识, 推动粮食生产方式转型。因此, 预期其对粮食生产生态效率的影响为正。(9) 技术投资水平 (*RSF*)。技术投资水平可以揭示地区对于技术创新的重视程度, 技术在粮食生产中发挥着不可或缺的作用, 优良品种的研发、高标准农田的建设等技术不仅可以提高粮食产量, 而且可以增加作物碳汇和土壤固碳能力。因此, 预期其对粮食生产生态效率的影响为正。

4.2 整体与分区域回归分析

为了对我国粮食生产生态效率的影响因素和三大粮食功能区影响因素的异质性进行研究，本文运用 2006-2020 年我国 31 省市的面板数据，对全国和三大粮食功能区分别构建面板 Tobit 模型，因为运用固定效应 Tobit 模型去研究面板数据很难得到一致、无偏的估计量（陈强，2014），所以本文选用随机效应面板 Tobit 模型对面板数据进行研究分析，具体模型如下：

$$Y_{it} = \beta_0 + \beta_1 MCI_{it} + \beta_2 SCL_{it} + \beta_3 MCE_{it} + \beta_4 URB_{it} + \beta_5 \ln PRI_{it} + \beta_6 TEC_{it} + \beta_7 RAF_{it} + \beta_8 ENR_{it} + \beta_9 RSF_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (4-1)$$

式（4-1）中， Y_{it} 表示粮食生产生态效率， i 和 t 分别表示第 i 省市和第 t 年， β_0 表示截距项， β_j 表示解释变量的待估系数， μ_i 为个体效应， ε_{it} 表示随机误差。

表 4.2 面板 Tobit 模型回归结果

解释变量	全国	粮食主产区	粮食主销区	粮食产销平衡区
<i>MCI</i>	-0.064*** (0.018)	0.017* (0.026)	-0.096*** (0.027)	-0.098** (0.043)
<i>SCL</i>	0.006*** (0.001)	0.004*** (0.001)	-0.003 (0.003)	0.012*** (0.003)
<i>MCE</i>	-0.225*** (0.026)	-0.248*** (0.035)	-0.290*** (0.048)	-0.139*** (0.053)
<i>URB</i>	0.001 (0.001)	-0.002 (0.002)	0.006** (0.002)	0.010*** (0.004)
<i>lnPRI</i>	0.028 (0.018)	0.090*** (0.026)	0.066** (0.026)	-0.125*** (0.048)
<i>TEC</i>	0.006*** (0.001)	0.011** (0.005)	0.011*** (0.002)	0.004*** (0.002)
<i>RAF</i>	-0.001* (0.002)	-0.001* (0.002)	-0.005 (0.004)	-0.001 (0.003)
<i>ENR</i>	0.005 (0.005)	0.007 (0.009)	0.001 (0.011)	-0.003 (0.007)
<i>RSF</i>	0.019* (0.011)	0.039** (0.018)	0.051*** (0.018)	0.022 (0.034)
<i>_cons</i>	0.622*** (0.095)	0.139 (0.129)	0.136 (0.147)	1.504*** (0.255)
Wald 检验	228.27***	244.46***	122.55***	75.08***
LR 检验	652.99***	326.99***	165.93***	226.53***

注：*、**、***分别表示在 10%、5%、1%水平下显著；括号内为标准误。

由表 4.2 可知，四个模型的 LR 检验结果说明全国以及三大粮食功能区均存在个体效应，同时四个模型的 Wald 检验均通过显著性检验，表明模型整体拟合效果较好。

由全国整体的回归结果可知，在 1% 的显著性水平下，复种指数和机械化水对粮食生产生态效率有显著的负向影响，而规模化水平和农技人员密度则对粮食生产生态效率有显著的正向影响；在 10% 的显著性水平下，财政支农水平对粮食生产生态效率有显著的负向影响，而技术投资水平对粮食生产生态效率有显著的正向影响。

根据粮食功能区分样本的回归结果可知，不同影响因素对不同功能区粮食生产生态效率水平的影响方向和程度具有明显的差异特征。

在复种指数方面，粮食主销区回归系数为-0.096，且在 1% 的显著性水平下通过检验，粮食产销平衡区的回归系数为-0.098，且在 5% 的显著性水平下通过检验，而粮食主产区虽然在 10% 的显著性水平下通过检验，但回归系数为 0.017。说明三大粮食功能区由于不同的自然条件和生产条件，复种指数对粮食生产生态效率水平的影响也不同，粮食主产区耕地面积较大，随着复种指数的提高，耕地利用强度相应加大，粮食产量得以增加，从而导致粮食生产生态效率水平提高；而粮食主销区和粮食产销平衡区由于粮食播种面积较小，粮食产量增长较少，且化肥、农药和机械等生产要素的重复使用，会导致污染物排放增加，同时会降低土壤的固碳能力，环境污染效应大于粮食增产效应，从而导致粮食生产生态效率水平降低。

在规模化水平方面，粮食主产区与粮食产销平衡区的回归系数分别为 0.004 和 0.012，且均通过了 1% 的显著性水平检验，而粮食主销区则没有通过检验。说明人均粮食生产规模越大，越有利于发挥规模经济优势，更能推进高标准农田建设，同时也有助于粮食生产科学化，因此粮食生产规模化会对粮食生产生态效率产生正向影响。

在机械化水平方面，三大粮食功能区的回归系数分别为-0.248、-0.290 和 -0.139，且均通过了 1% 的显著性水平检验。说明机械化程度越高，作业效率越高，不仅提高了生产效率，而且节约了劳动成本，但同时也会消耗大量的化石燃料，产生大量的碳排放和面源污染，对生态环境造成破坏，总体来看粮食生产机

械化对粮食生产生态效率的影响负向大于正向。

在城镇化水平方面，粮食主销区和粮食产销平衡区的回归系数分别为 0.006 和 0.010，且分别通过 5% 的显著性水平检验和 1% 的显著性水平检验，而粮食主产区则没有通过显著性检验。城镇化水平越高，粮食主销区和粮食产销平衡区的粮食生产生态效率越高，与之前预期影响相反，说明城镇化有利于缓解农村人多地少的矛盾，有利于整合资源发展规模经济，同时城乡之间加强联系，会使农民逐渐认识到城镇消费者追求绿色农产品的消费趋势，从而加强绿色生产意识，逐步实现粮食绿色生产。

在农民收入水平方面，粮食主产区的回归系数为 0.090，且在 1% 的显著性水平下通过检验，粮食主销区的回归系数为 0.066，且在 5% 的显著性水平下通过检验，而粮食产销平衡区虽然在 1% 的显著性水平下通过检验，但其回归系数为 -0.125。说明在粮食主产区和粮食主销区，收入的增加会驱使农民使用更高效、更环保的生产资料，从而在增加产量的同时，也提高了固碳能力，进而促进了粮食绿色生产；而在粮食产销平衡区，由于经济发展水平整体较为落后，农民收入水平的提高会增强人们对于产出的追求，从而投入更多的化肥、农药、机械等要素去提高产量，这也会直接导致碳排放和面源污染的增加，因此对粮食生产生态效率产生负面影响。

在农技人员密度方面，三大粮食功能区的回归系数分别为 0.011、0.011 和 0.004，且分别通过 5% 的显著性水平检验和 1% 的显著性水平检验。说明农技人员越多粮食生产生态效率水平越高，农技人员是我国粮食生产的关键一环，农业技术的传播和推广离不开农业技术人员，通过农业技术推广，可以使农户更快更准确的选择优良品种、实施低碳耕作及应用绿色生产要素，从而有效保证粮食的产量和质量，因此，农技人员密度对粮食生产生态效率产生正向影响。

在财政支农水平方面，粮食主产区的回归系数为 -0.001，且通过 10% 的显著性水平检验，而粮食主销区和粮食产销平衡区均未通过检验。说明在粮食主产区，财政支农主要用于补贴农药和化肥等生产要素，而化学制品的大量使用不仅会对环境造成污染，同时也会对土壤造成破坏，由于粮食主产区主要保障着我国粮食产量的安全，因此在粮食主产区这种负面影响更为突出。

在环境规制水平方面，三大粮食功能区均未通过检验，说明三大粮食功能区

在粮食生产领域的污染物排放缺乏相应的管制，工业“三废”的排放较为明显且能够在较短时间内对环境造成污染，目前对环境污染治理进行的投资多用于解决工业污染，与工业领域不同，粮食生产过程中产生的碳排放和面源污染在较短时间内对环境造成的污染不易观察，因此环境规制水平并未对粮食生产生态效率造成影响。

在技术投资水平方面，粮食主产区和粮食主销区的回归系数分别为 0.039 和 0.051，且分别通过 5% 的显著性水平检验和 1% 的显著性水平检验。技术投资可以揭示地方政府对于技术创新的重视程度，在粮食主产区和粮食主销区，技术投资水平的提高，会使得粮食生产模式变得更加科学，选择优良品种、低污染高效能的化肥和农药，建设高标准农田等新技术的开发和挖掘，不仅会直接提高粮食产量，同时也可以增加作物碳汇和土壤固碳能力，减少环境污染，从而提高粮食生产生态效率。

5 研究结论与对策建议

5.1 研究结论

本文以我国 31 省市的粮食生产生态效率测度分析和影响因素分析为研究主线，在概念和理论分析的基础上进行实证检验，并对实证结果进行分析和讨论，最终得到以下结论：

第一，从全国层面来看，我国粮食生产生态效率整体仍存在提升空间。考虑碳汇量测度的粮食生产生态效率值整体高于未考虑碳汇量测度的粮食生产生态效率值，且在 2006-2020 年，我国粮食生产生态效率先出现小幅下降趋势，随后趋于平稳，最后呈现出上升趋势，说明我国粮食生产方式逐渐从以牺牲环境为代价的粗放型逐渐转为低污染、低碳排放的环境友好型，相关部门逐渐重视粮食生产生态环境治理，从而使得我国粮食生产生态效率持续稳步上升。在 2020 年我国粮食生产生态效率平均值达到最高，为 0.924，但仍未达到效率前沿面。

第二，从三大粮食功能区来看，粮食主产区的生产要素投入配置较其他功能区更为合理，且在“十三五”期间我国农业绿色发展取得阶段性成果。2006-2020 年，主产区粮食生产生态效率平均值最高，且高于全国平均水平，其次是产销平衡区，主销区粮食生产生态效率平均值最低。且在“十一五”期间到“十二五”期间，全国粮食生产生态效率保持稳定，主产区和主销区粮食生产生态效率呈现增长趋势，但产销平衡区却呈现出下降趋势，而在“十三五”期间，全国及三大功能区的粮食生产生态效率均呈现出增长的趋势。

第三，从省际层面来看，我国 31 省市粮食生产生态效率表现出不同的变化程度。其中北京、天津、河北等省市粮食生产生态效率增长幅度较大，内蒙古、黑龙江、浙江、江西、河南等省市粮食生产生态效率增长幅度较小，而吉林、广西和西藏的粮食生产生态效率呈现出下降趋势。到 2020 年，我国有 18 个省市的粮食生产生态效率大于 1，位于效率前沿面的地区多集中于粮食主产区、经济发达地区和环境保护较好的区域，但仍然有 13 个省市的粮食生产生态效率未能达到效率前沿面，且粮食生产生态效率较低的省市主要集中于经济较为落后的地区。

第四,从效率损失原因来看,效率未达到有效的各省份均存在不同程度的冗余和不足。其中,较为严重的是劳动力、农药投入冗余和碳排放量冗余,其次是农膜、机械投入冗余和面源污染冗余,同时,效率无效的各省份也均存在粮食产量和碳汇量不足的情况。从演进趋势来看,位于中低水平和中高水平这两个状态的省份粮食生产生态效率并不稳定,保持初始状态的概率较小,流动性较强。具体来看,初始状态处于中低水平和中高效率水平的省市都有向更高水平转移的趋势,且随着时间跨度的增加,这种转移发生的概率也在加大。

第五,从影响因素方面来看,不同影响因素对三大功能区粮食生产生态效率水平的影响方向和程度具有明显的差异特征。由全国整体回归结果可知,在1%的显著性水平下,复种指数和机械化水平对粮食生产生态效率有显著的负向影响,而规模化水平和农技人员密度则对粮食生产生态效率有显著的正向影响;在10%的显著性水平下,财政支农水平对粮食生产生态效率有显著的负向影响,而技术投资水平对粮食生产生态效率有显著的正向影响。从三大粮食功能区的回归结果来看,复种指数、规模化水平、农民收入水平、农技人员密度和技术投资水平对主产区的粮食生产生态效率有显著的正向影响,而机械化水平和财政支农水平则对主产区的粮食生产生态效率有显著的负向影响;城镇化水平、农民收入水平、农技人员密度和技术投资水平对主销区的粮食生产生态效率有显著的正向影响,而复种指数和机械化水平则对主销区的粮食生产生态效率有显著的负向影响;规模化水平、城镇化水平和农技人员密度对产销平衡区的粮食生产生态效率有显著的正向影响,而复种指数、机械化水平和农民收入水平则对产销平衡区的粮食生产生态效率有显著的负向影响。因此,提升三大功能区的粮食生产生态效率要因因地制宜,对症下药。

5.2 对策建议

基于上述研究结论,本文从粮食绿色、可持续生产理念出发,结合我国粮食生产实际情况,提出以下建议。

(1) 强化粮食生产要素高效配置

总体来看,导致我国部分省市现阶段粮食生产生态效率未达到有效的主要原因是过量的资源要素投入和污染物排放。目前我国粮食生产方式逐步由粗放型转

向环境友好型,单纯依赖增加要素投入来提高粮食生产生态效率已不符合当下发展趋势,因此,合理控制资源要素投入,减少污染物排放成为效率非有效省市实现跨越式发展的主要途径之一,引导农户优化资源要素投入结构成为提高效率的关键一环。对于农药冗余较高的省市,农业技术部门应按步骤、有计划的开展病虫害系统防治工作,在控制用量、降低残留的基础上提高农药除虫、除草效果,同时做好农药包装物集中回收处理工作,并从根源上控制高污染、高残留农药的生产和使用,引导农民使用高效、无害、低残留农药。对于化肥冗余较高的省市,应采取测土配方政策,据国家技术示范区研究结果可知,测土配方施肥在节约成本的基础上提高了化肥的利用率,此外,对于有条件的地区应大力提倡秸秆还田和使用绿色、有机化肥。对于农膜冗余较高的省市,地方政府应起带头作用,根据当地生产情况,选择粮食生产最佳揭膜期,提高农膜回收利用率,同时引导农民使用可降解农膜,减少农膜残留。对于机械冗余较高的省市,当地农业部门应组建专业农机团队,对当地粮食生产地貌进行考察,选取符合当地地形地貌的农用机械,同时引导农民正确、高效的使用农机,并对高消耗、高污染农机进行报废处理。对于水资源冗余较高的省市,农业部门应推广使用高效节水灌溉技术,将传统灌溉技术升级为喷灌、滴灌等高效节水灌溉技术,并对不同粮食作物设计符合自身生长需求的灌溉计划,提高水资源利用效率。

(2) 完善污染监测体系和相关政策工具设计

近年来我国大力推进粮食生产方式转型,化肥减量增效、秸秆综合利用以及农机节能减排等一系列政策的相继出台和实施,在一定程度上减轻了粮食生产过程中对环境造成的破坏,但由于粮食生产系统的特殊性和复杂性,要推进粮食绿色低碳生产,全面实现粮食生产领域“双碳”目标仍任重道远。为加快我国粮食生产领域“双碳”目标的实现,一方面,各省市应根据当地实际状况构建粮食生产污染排放标准,并对粮食生产过程中的污染排放进行监测,建立合理的奖罚机制,进一步加快粮食生产方式的转型;同时将粮食生产碳汇纳入碳交易市场体系,通过碳交易市场价格机制将粮食生产过程中的碳汇价格具体化,激发农户绿色循环低碳生产粮食的积极性。另一方面,在财政支农政策上应大力支持绿色循环低碳农业发展,持续推进化肥农药增效减量行动和耕地的绿色低碳利用;同时各地应将粮食的绿色循环低碳生产模式与生态补偿政策挂钩,合理提高农户用于节能

环保型生产要素的补贴额度,使得农户收益不断提高,从根本上提升农户绿色循环低碳生产粮食的意愿。

(3) 加强农业科技创新与推广

总体来看,我国粮食生产仍存在较大发展潜力,而农业科学技术的创新和推广将成为推动粮食生产生态效率增长的关键驱动力。首先,应在粮食生产的过程中积极研发新品种、生物防治、资源循环利用等新技术,同时加强粮食生产固碳减排的技术创新,探索污染治理的技术方法,全面加强科学技术的集成创新。其次,应加大力度对农业科技人才队伍进行建设,全面培养农业科研人员,加强农业科技人员的创新能力和综合素质,同时对农业科技研发资金加大投入,对农业科技创新机制予以完善,对保护知识产权予以加强,大力实施农业科技创新奖励机制,全面推进我国农业类高校和科研院所的成果转化。最后,农业科技转换为实际生产力离不开农业科技推广,应在农业科技较为落后的地区建立农业技术推广站,实现服务到田,指导入村,加强农业科学技术使用的扩散效应,全面提高农户的粮食生产技术和生态保护意识;同时要以市场为导向,积极推动社会力量参与组建农业科技企业,农业中介服务组织等,全面促进农业科技的推广和应用。

(4) 因地制宜全面提高粮食生产生态效率

我国三大粮食功能区分别承担着不同的责任,全面提高粮食生产生态效率应根据不同粮食功能区的实际情况因地制宜,对症下药。粮食主产区主要承担我国粮食生产任务,因此,对于粮食主产区,应在保证生态环境和土壤固碳能力的基础上加强对土地的利用,同时粮食主产区的农业补贴应向种粮大户和规模经营主体倾斜,充分发挥规模经济优势,加快建设高标准农田,从而保障我国粮食安全。粮食主销区由于城镇化步伐加快,从而导致农民对土地的依赖性减弱,因此,对于粮食主销区,应加强环境生态和经济效益协调发展,同时粮食主销区的农业补贴应向农业科技创新倾斜,加快高科技、自动化农田先行示范区建设,加速农业科技创新成果转化,从而加快推动我国粮食生产方式全面转型升级。粮食产销平衡区则要在保障粮食自给自足的基础上尽可能提高产量,因此,对于粮食产销平衡区,要提升粮食生产的规模化水平,充分发挥规模经济优势,但由于产销平衡区粮食生产方式转型升级较慢,从而导致土壤破坏较为严重,所以要通过科学的规划休耕,改善耕地质量,提高耕地固碳能力,粮食产销平衡区的农业补贴应向

粮食生产方式转型倾斜,加快完成粮食生产方式的转型升级,保证粮食产量增长和环境质量改善同步进行,同时也要加强农户生态环境保护意识,科学、合理地引导农户进行粮食绿色生产。

参考文献

- [1] Charnes A.,Cooper W.W.,Rhodes E.. Measuring the efficiency of decision making units[J]. European Journal of Operational Research,1978,2(6):429-444.
- [2] Climate Change 2021—The Physical Science Basis[J]. Chemistry International,2021,43(4):22-23.
- [3] FUSSELLER C. The development of industrial eco-efficiency[J]. Industry and Environment (Chinese version), 1995, 17(4): 71-74.
- [4] G. Donoso,J. Cancino,A. Magri. Effects of agricultural activities on water pollution with nitrates and pesticides in the Central Valley of Chile[J]. Water Science and Technology,1999,39(3):49-60.
- [5] Garbelini Luiz Gustavo et al. Diversified crop rotations increase the yield and economic efficiency of grain production systems[J]. European Journal of Agronomy, 2022, 137.
- [6] H. Biemans et al. Future water resources for food production in five South Asian river basins and potential for adaptation — A modeling study[J]. Science of the Total Environment, 2013, 468-469 : S117-S131.
- [7] Helis Luik,Juta Seilenthal and VA Rnik.Measuring the input-orientated technical efficiency of Estonian grain farms in 2005-2007[J].Food EconomicsActa Agriculturae Scandinavica,Section C,2009,6(3-4):204-210.
- [8] Mamiit Rusyan Jill and Gray Steven and Yanagida John. Characterizing farm-level social relations' influence on sustainable food production[J]. Journal of Rural Studies, 2021, 86 : 566-577.
- [9] Rahman S,Hasab M K.Impact of environmental production conditions on productivity and efficiency:a case study of wheat farmers in Bangladesh.[J].Journal of Environmental Management,2008,88(4):1495-1504.
- [10]RO Babatunde and EO Boluwade. Resources Use Efficiency In Food Crop Production In Ekiti State Nigeria[J]. Journal of Agriculture and Social Research (JASR), 2004, 4.

- [11] Schaltegger S, Sturm A. Ökologische rationalität[J]. Die Unternehm- ung, 1990, 44(4):273-290.
- [12] Schulte-Uebbing Lena and de Vries Wim. Reconciling food production and environmental boundaries for nitrogen in the European Union[J]. Science of the Total Environment, 2021, 786.
- [13] Theregowda Ranjani B et al. Nutrient Recovery from Municipal Wastewater for Sustainable Food Production Systems: An Alternative to Traditional Fertilizers.[J]. Environmental engineering science, 2019, 36(7) : 833-842.
- [14] Tinbergen J.. Professor Douglas" Production Function[J]. Revue de l'Institut International de Statistique / Review of the International Statistical Institute,1942,10(1/2):37-48.
- [15] Ulanchuk V. and Zahrebelnyi B.. INNOVATIVE TECHNOLOGIES FOR SOIL PROCESSING AND EFFICIENCY OF THEIR APPLICATION IN THE GROWING OF GRAIN CULTURES IN CHERKASY REGION[J]. Modern Economics, 2018, 6 : 210-220.
- [16] Yang Huan,Wang Xiaoxuan,Bin Peng. Agriculture carbon-emission reduction and changing factors behind agricultural eco-efficiency growth in China[J]. Journal of Cleaner Production,2022,334.
- [17] 陈宝珍, 任金政. 粮食生产生态效率测算与改善路径 [J]. 江苏农业学报, 2019, 35 (01) : 211-218.
- [18] 陈强编著. 高级计量经济学及 Stata 应用 第 2 版. 北京: 高等教育出版社, 2014. 04.
- [19] 崔宁波, 王欣媛, 于尊. 东北粮食主产区耕地生态效率评价及影响因素分析 [J]. 生态经济, 2021, 37 (07) : 104-110.
- [20] 崔杨. 江西省粮食生产生态效率测算及影响因素分析 [D]. 江西财经大学, 2021.
- [21] 何蒲明, 王雅鹏. 我国粮食综合生产能力的实证研究 [J]. 生态经济, 2008 (05) : 28-30+136.
- [22] 胡彪, 付业腾. 中国生态效率测度与空间差异实证—基于 SBM 模型与空间自

- 相关性的分析[J]. 干旱区资源与环境, 2016, 30(06):6-12.
- [23] 黄金波, 周先波. 中国粮食生产的技术效率与全要素生产率增长:1978-2008[J]. 南方经济, 2010(09):40-52.
- [24] 匡远配, 张容. 农地流转对粮食生产生态效率的影响[J]. 中国人口·资源与环境, 2021, 31(04):172-180.
- [25] 赖斯芸, 杜鹏飞, 陈吉宁. 基于单元分析的非点源污染调查评估方法[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2004(9):1184-1187.
- [26] 李波, 张俊飏, 李海鹏. 中国农业碳排放时空特征及影响因素分解[J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(08):80-86.
- [27] 李怀政. 生态经济学变迁及其理论演进述评[J]. 江汉论坛, 2007(02):32-35.
- [28] 李丽平, 田春秀, 国冬梅. 生态效率——OECD 全新环境管理经验[J]. 环境科学动态, 2000(01):33-36.
- [29] 李奇峰, 陈阜, 李玉义, 梁丽娜. 东北地区粮食生产动态变化及影响因素研究[J]. 农业现代化研究, 2005(05):340-343.
- [30] 李思勉, 何蒲明. 我国粮食绿色生产效率及影响因素研究——基于粮食功能区的比较分析[J]. 生态经济, 2020, 36(09):116-120.
- [31] 李雪, 顾莉丽, 李瑞. 我国粮食主产区粮食生产生态效率评价研究[J]. 中国农机化学报, 2022, 43(02):205-213.
- [32] 刘丙泉, 李雷鸣, 宋杰鲲. 中国区域生态效率测度与差异性分析[J]. 技术经济与管理研究, 2011(10):3-6.
- [33] 刘华军, 郭立祥, 乔列成, 石印. 中国物流业效率的时空格局及动态演进[J]. 数量经济技术经济研究, 2021, 38(05):57-74.
- [34] 鲁庆尧, 王树进, 孟祥海. 基于 SBM 模型的我国粮食生产生态效率测度与 PS 收敛检验[J]. 农村经济, 2020(12):24-32.
- [35] 鲁庆尧, 张旭青, 孟祥海. 我国粮食种植生态效率的空间相关性及其影响因素研究[J]. 经济问题, 2021(08):82-88+94.
- [36] 聂弯, 于法稳. 农业生态效率研究进展分析[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(09):1371-1380.
- [37] 孙露, 耿涌, 刘祚希, 薛冰, 刘哲, 刘竹. 基于能值和数据包络分析的城市复合

- 生态系统生态效率评估[J]. 生态学杂志, 2014, 33(02):462-468.
- [38]田云, 张俊飏. 中国农业生产净碳效应分异研究[J]. 自然资源学报, 2013, 28(08):1298-1309.
- [39]王宝义, 张卫国. 中国农业生态效率的省际差异和影响因素——基于 1996~2015 年 31 个省份的面板数据分析[J]. 中国农村经济, 2018(01):46-62.
- [40]王学婷, 张俊飏. 双碳战略目标下农业绿色低碳发展的基本路径与制度构建[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022, 30(04):516-526.
- [41]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.
- [42]肖红波, 王济民. 新世纪以来我国粮食综合技术效率和全要素生产率分析[J]. 农业技术经济, 2012(01):36-46.
- [43]薛龙, 刘旗. 基于 DEA-Tobit 模型的河南省粮食生产效率分析[J]. 河南农业大学学报, 2012, 46(06):700-704.
- [44]杨锦英, 韩晓娜, 方行明. 中国粮食生产效率实证研究[J]. 经济学动态, 2013(06):47-53.
- [45]尹科, 王如松, 周传斌, 等. 国内外生态效率核算方法及其应用研究述评[J]. 生态学报, 2012, 32(11):3595-3605.
- [46]张利国, 鲍丙飞, 潘丹. 鄱阳湖生态经济区粮食生产技术效率时空演变及环境协调性探究[J]. 经济地理, 2016, 36(11):116-123.
- [47]赵丽平, 王雅鹏, 何可. 我国粮食生产的环境技术效率测度[J]. 华南农业大学学报(社会科学版), 2016, 15(03):28-37.
- [48]周四军. 对我国粮食生产影响因素的计量分析[J]. 统计与决策, 2003(04):41-42.
- [49]周震峰. 关于开展农业生态效率研究的思考[J]. 农业科技管理, 2007(06):9-11.
- [50]朱红根, 翁贞林, 康兰媛. 粮食投入产出影响因素的面板数据模型分析[J]. 统计与决策, 2010(06):118-120.
- [51]诸大建, 朱远. 生态效率与循环经济[J]. 复旦学报(社会科学版), 2005(02):60-66.

- [52] 曾雅婷, 李宾, 吕亚荣. 中国粮食生产技术效率区域差异及其影响因素——基于超越对数形式随机前沿生产函数的测度[J]. 湖南农业大学学报(社会科学版), 2018, 19(06):13-21+36.

附 录

2006-2012年我国31省市粮食生产生态效率值

	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
安徽	0.769	0.812	0.789	0.783	0.777	0.780	0.813
北京	0.681	0.700	0.765	0.760	0.718	0.799	0.810
福建	0.615	0.616	0.624	0.627	0.622	0.635	0.634
甘肃	0.513	0.487	0.525	0.519	0.531	0.548	0.587
广东	0.735	0.749	0.676	0.668	0.658	0.673	0.687
广西	1.001	0.865	0.806	0.780	0.730	0.715	0.731
贵州	1.002	1.002	0.942	0.949	0.910	0.681	0.826
海南	0.559	0.527	0.525	0.591	0.535	0.520	0.542
河北	0.648	0.668	0.686	0.679	0.680	0.724	0.732
河南	0.893	0.917	0.880	0.833	0.842	0.843	0.827
黑龙江	1.003	0.825	0.968	0.876	0.926	1.000	0.914
湖北	0.832	0.812	0.837	0.829	0.826	0.821	0.815
湖南	0.816	0.821	0.845	0.846	0.829	0.843	0.849
吉林	1.010	0.907	1.001	0.830	0.925	0.981	0.973
江苏	0.842	0.831	0.829	0.835	0.836	0.853	0.869
江西	0.905	0.885	0.888	0.891	0.857	0.891	0.894
辽宁	0.820	0.829	0.856	0.722	0.776	0.902	0.899
内蒙古	0.910	0.852	0.847	0.716	0.723	0.783	0.803
宁夏	1.016	0.885	0.871	0.830	0.778	0.751	0.793
青海	1.006	1.013	1.018	0.969	0.942	0.909	0.900
山东	0.778	0.791	0.824	0.828	0.825	0.839	0.849
山西	0.731	0.684	0.728	0.633	0.681	0.724	0.726
陕西	0.772	0.756	0.775	0.701	0.718	0.728	0.735
上海	1.002	1.001	1.001	0.964	1.002	1.001	0.940
四川	1.001	0.988	1.005	0.978	0.966	0.965	0.931
天津	0.694	0.697	0.704	0.704	0.719	0.735	0.710
西藏	1.018	1.001	1.002	1.022	0.965	0.978	1.000
新疆	1.003	1.003	0.963	0.960	0.920	0.925	0.904
云南	0.668	0.645	0.644	0.655	0.601	0.635	0.640
浙江	0.808	0.781	0.795	0.796	0.785	0.804	0.773
重庆	0.778	0.968	1.007	1.000	1.001	1.000	0.960

2013-2020年我国31省市粮食生产生态效率值

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
安徽	0.804	0.840	0.866	0.876	0.898	0.903	1.000	1.000
北京	0.831	0.750	0.843	0.875	0.905	0.932	1.003	1.031
福建	0.639	0.643	0.641	0.627	0.642	0.662	0.669	0.677
甘肃	0.594	0.603	0.608	0.603	0.629	0.663	0.698	0.716
广东	0.660	0.677	0.673	0.659	0.666	0.686	0.725	0.744
广西	0.740	0.729	0.731	0.706	0.696	0.717	0.712	0.728
贵州	0.789	0.855	0.861	1.000	1.001	0.922	1.000	1.009
海南	0.530	0.552	0.566	0.571	0.553	0.591	0.601	0.611
河北	0.752	0.748	0.744	0.788	0.817	0.815	0.861	0.919
河南	0.827	0.864	0.879	0.912	0.929	0.961	1.000	1.027
黑龙江	0.916	0.923	0.921	1.001	1.000	1.001	1.002	1.005
湖北	0.805	0.797	0.802	0.791	0.809	0.825	0.855	0.874
湖南	0.826	0.845	0.850	0.835	0.847	0.866	0.899	0.916
吉林	0.979	0.924	0.933	1.002	1.003	0.913	1.002	1.000
江苏	0.882	0.898	0.918	0.893	0.922	0.955	0.985	1.001
江西	1.001	0.985	0.960	1.001	0.990	1.000	1.001	1.005
辽宁	0.942	0.745	0.834	0.944	0.954	0.900	1.005	0.976
内蒙古	0.856	0.829	0.839	0.957	0.936	1.000	1.001	1.017
宁夏	0.807	0.879	0.874	0.897	0.886	0.960	0.969	1.023
青海	0.850	0.862	0.849	0.853	0.837	0.879	0.973	1.043
山东	0.849	0.853	0.874	0.926	0.946	0.952	0.973	1.006
山西	0.735	0.750	0.691	0.752	0.785	0.818	0.796	0.855
陕西	0.717	0.711	0.719	0.705	0.674	0.711	0.744	0.776
上海	0.985	1.001	0.978	0.896	0.909	1.005	1.005	1.029
四川	0.945	0.918	0.916	0.946	0.951	0.962	0.975	1.006
天津	0.737	0.724	0.738	0.770	0.885	0.919	1.002	1.022
西藏	0.935	0.940	0.919	1.011	0.949	0.977	1.005	1.014
新疆	0.886	0.864	0.882	0.901	0.894	0.944	0.971	1.007
云南	0.649	0.650	0.649	0.645	0.659	0.721	0.742	0.759
浙江	0.735	0.753	0.748	0.729	0.739	0.777	0.795	0.830
重庆	1.000	1.001	1.000	0.977	0.983	0.986	1.003	1.001

致 谢

落笔至此，我的硕士研究生生涯即将结束。过往三年，遇见很多优秀负责的老师，结识很多互帮互助的同学，所遇之人，所处之事，都让我感恩于心，终生难忘。在此向所有帮助过我、鼓励过我的老师和同学表达最诚挚的感谢！

首先我想感谢我的导师庞智强教授，在论文的选题、写作和修改的过程中，老师都以耐心、专业的态度提出中肯的意见。老师不仅在科研学术方面给予我大力支持，更是在生活上给予我莫大的帮助，他对于学术严谨认真的态度和生活中的平易近人都深深的影响着我。同时，我非常庆幸能加入庞门这个大家族，在这三年里，各位师兄师姐、师弟师妹不管是在科研学术，还是在日常生活中都给予我莫大的帮助，我们在研讨室里一起学习，一起讨论的日子终生难忘。

其次我想感谢统计学院所搭建的平台，在这里不仅可以跨越地域界限和各位专家交流学习，同时可以参加各种学术会议，开阔视野，丰富阅历。

最后我想感谢我的父母和女朋友，他们无私的支持和奉献是我不断前进的动力和保障，无论多久，都会心怀感激。