

中国蔬菜产业碳排放研究： 碳排、碳汇测算及低碳生产效率评估

张开琼^{1,2}，张俊飏^{1,2}，彭子怡^{1,2}

(¹华中农业大学经济管理学院，武汉市 430070；²华中农业大学农业绿色低碳发展实验室，武汉市 430070)

摘要：蔬菜是我国产量仅次于粮食的农作物，厘清其生产中碳排放的来源及结构，对进一步挖掘其碳排潜力至关重要。本研究基于 2010—2020 年我国蔬菜产业投入产出数据，系统测算了我国蔬菜整体以及代表蔬菜的总碳排、碳汇；并通过超效率 SBM 模型与 Malmquist-Luenberger 指数，评估了蔬菜生产效率。研究发现：（1）我国蔬菜种植面积呈现“升-降-升”的态势，主要集中在长江区和黄淮海与环渤海区，但在物质资源上还依赖于进口；（2）我国蔬菜产业常年发挥碳汇功能，贡献最大的碳源为灌溉电力，其次是土壤碳排，农药第三；（3）各代表性蔬菜碳排结构与蔬菜整体类似，大白菜、茄子在产生一单位碳排的同时分别固定了 8.59、5.31 单位的 CO₂，固碳能力强于马铃薯、茄子和豆角；（4）从静态效率来看，蔬菜整体低碳效率为 0.266，未达到前沿面；从动态效率来看，整个阶段内除豆角外，其余蔬菜低碳生产趋势良好；对低碳生产率指数分解，得到黄瓜、马铃薯主要是依靠技术效率带动，大白菜、茄子、豆角则主要依靠技术进步带动。

关键词：蔬菜产业；碳排放；碳汇；山东设施蔬菜；低碳生产率

0 引言

在碳排放的来源中，农业源温室气体占全球温室气体排放总量的 18%，是全球温室气体的第二大排放源^[1]，而我国农业生产碳排放却以年均 5% 的增速持续上升^[2]，可见，农业生产的减碳行为已刻不容缓。作为产量仅次于粮食作物的农作物，蔬菜在我国农业减碳中发挥着至关重要的作用。菜农为追求蔬菜生产的高收益，采用高投入生产方式，使得碳排放不断加剧、农业减排压力更加紧张^[3]。具体而言，1998—2014 年间蔬菜化肥量投入增长 1.1 倍，远高于粮食作物^[4]。因此，在推进乡村振兴的时代背景下，如何进行有效减排，已逐渐成为蔬菜产业发展的主要议题。回顾当前学界对蔬菜产业低碳发展的相关研究，可以发现，学者们主要围绕不同地

区，对不同类别蔬菜碳排、碳汇以及生产效率进行了测算与评估。在研究区域上，众多学者主要聚焦于南京^[5,6]、北京^[7]、湖南^[8]等地。在蔬菜的类别中，主要就设施蔬菜的碳排、碳汇^[9]与生产效率^[10]进行了测算；在设施蔬菜具体类别中，又主要对黄瓜与番茄^[11,12]、小白菜与苋菜^[5]、苦瓜与茄子^[8]等进行了测算。经过对现有文献的梳理，发现当前研究主要存在以下几方面的不足。第一，已有研究在构建的碳排核算体系不够完善，所选指标不完整，部分研究没有考虑种子以及土壤产生的碳排。第二，现有研究主要集中在微观层面，宏观层面的研究较少；此外，当前研究主要测算了不同类别设施蔬菜的碳排、碳汇，而对蔬菜整体碳排、碳汇的测算较少^[13]。第三，众多研究在测算蔬菜的碳效率时，忽视了农

基金：中国工程院咨询项目“园艺产业高质量发展战略研究”（2022-XY-53）。

第一作者简介：张开琼，女，1998 年出生，重庆南川人，在读硕士研究生，研究方向：资源与环境经济学。通讯地址：430070 湖北省武汉市洪山区狮子山街道 1 号，湖北省华中农业大学，Tel: 15123666332, E-mail: Zkq19981009@163.com, 学会会员号：A010012807A。

通讯作者简介：张俊飏，男，1962 年出生，陕西咸阳人，二级教授，博士，主要从事农业经济理论与政策、资源与环境经济等方面研究。Email: zhangjb513@126.com。

业生产中期望产出与非期望产出对环境效率的影响^[14]，生产效率测算结果可能存在高估的情况^[15]。因此，本研究主要从以下三个方面展开研究，以期协同推进蔬菜产业生态环境和谐发展与经济增长提出相关政策。第一，借助宏观统计数据测算我国蔬菜产业整体以及代表性蔬菜的碳排、碳汇情况。第二，聚焦蔬菜生长到收获的各环节（不包括副产品资源化利用过程），全方位考量了蔬菜碳排放核算体系。第三，通过将碳汇、产量作为期望产出，碳排作为非期望产出，借助超效率 SBM 模型与 Malmquist-Luenberger 指数来对我国各地区蔬菜低碳生产效率变动情况进行评估。

1 我国蔬菜产业发展现状分析

1.1 阶段性变化明显，生产潜力逐步回升

蔬菜作为维生素和微量元素的重要提供者，在营养消费结构转型背景下，已经成为人们餐桌上必不可少的部分。我国对蔬菜的年人均需求量已达

217.84 kg^[16]，逐渐成为世界上最大的蔬菜消费国。适应于农产品市场对蔬菜的大规模需求，我国蔬菜产业也得到蓬勃发展，蔬菜种植面积、产量与产值总体均呈现增长趋势（图 1）。2010—2020 年间，蔬菜种植面积经过 2017 年的短暂下滑后，迅速增长至 21485.5 千 hm²，增长幅度达 13.08%，受到蔬菜种植面积的影响，整个研究阶段中，蔬菜产量增长 1.15 倍左右、产值增长幅度超 30%（为消除价格波动的影响，研究以 2010 年为基期，通过农村菜类消费指数对蔬菜产值数据进行平减），蔬菜产业不断扩张。从单位面积产量来看，研究期间蔬菜整体增长幅度达 1.8% 左右，其中最大值出现在 2016 年，达 2382.02 Kg/亩。从单位面积产值上看，在经历了“M 型”变化之后，2017—2020 年间，蔬菜单位面积产值进一步提升，增长较为平缓。总体而言，蔬菜产业在经历了 2017 年种植面积下降后，后续年份该产业的生产潜力逐步呈现稳步回升趋势。

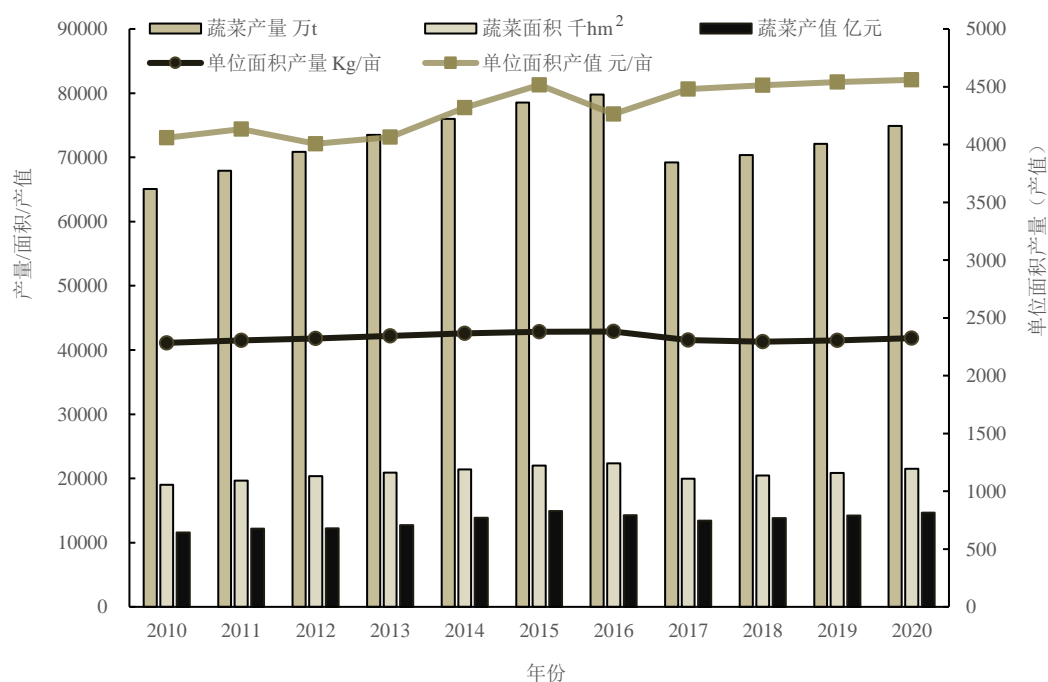


图 1 2010—2020 年中国蔬菜产量、种植面积及产值情况

1.2 区域优势明显，种质资源有待开发

蔬菜的生产种植与各地资源禀赋、地理环境等方面密切相关。为便于掌握我国各蔬菜分区蔬菜发展情况，研究将我国蔬菜产区分为华南区、长江区、西南区、西北区、东北区以及黄淮海与环渤海区（蔬菜分区主要参考《长江蔬菜》：最新出炉的全国蔬

菜产业发展规划之六大蔬菜产区划分，2017 年第 20 期)。从各区域蔬菜面积占全国蔬菜面积的比例来看（图 2），我国蔬菜种植主要集中于长江区和黄淮海与环渤海区，为我国贡献了超 60% 的蔬菜种植面积，为蔬菜产业的发展奠定了坚实的基础。从各区域蔬菜产量占全国蔬菜产量的比例来看（图 3），

长江区和黄淮海与环渤海区也贡献了我国蔬菜产量的 67%以上，其中，黄淮海与环渤海区 2010 年以全国 27.35%的面积贡献了 40.12%的蔬菜，2020

年又以全国 20.76%的面积生产了 31.52%的蔬菜，其蔬菜生产潜力明显高于其他地区。

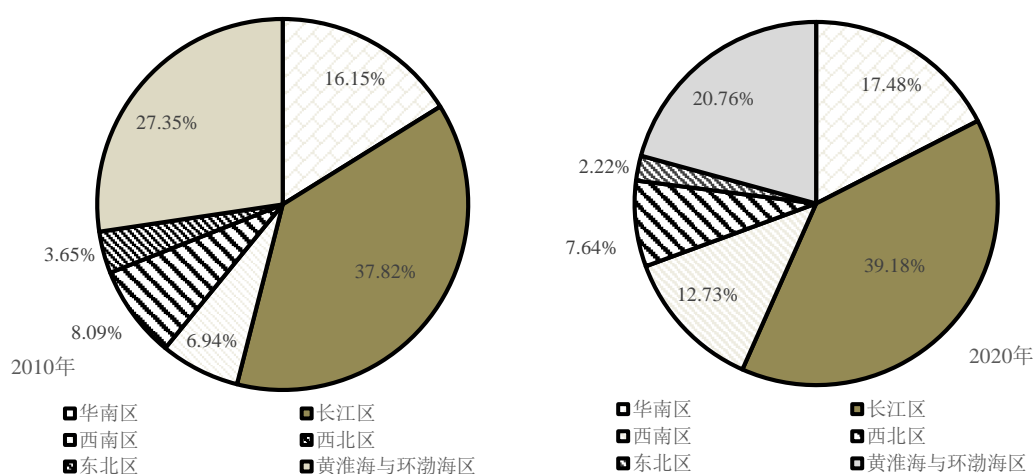


图 2 2010、2020 年我国蔬菜产区种植面积占全国蔬菜种植面积情况

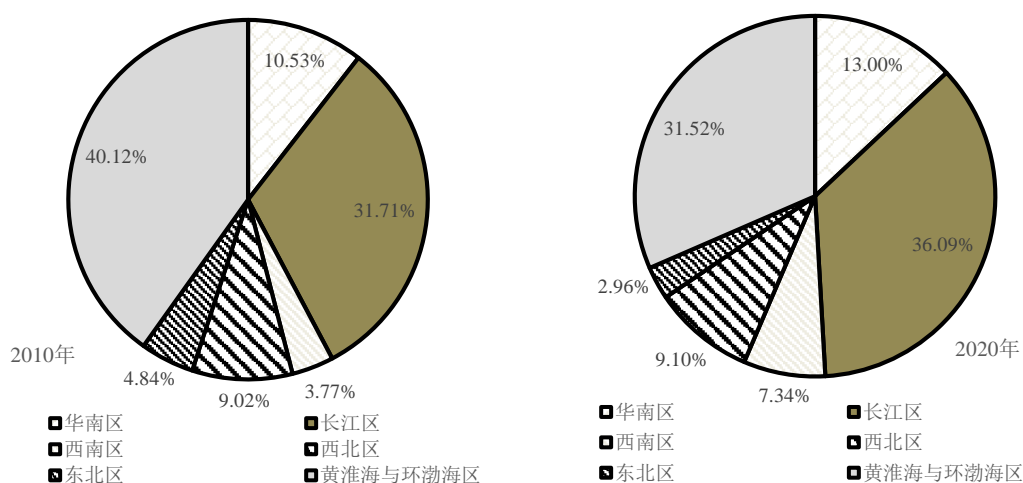


图 3 2010、2020 年我国蔬菜产区产量占全国蔬菜种植产量情况

从蔬菜品种来看，番茄、萝卜和大白菜分别拥有 465、298 与 228 个品种(数据来源：中国农作物种质信息网，具体详见 https://www.cgris.net/fltj/selectcrop_ywtj.asp)，其中，我国常年生产的蔬菜约 14 大类 150 多种^[17] (李斯更和王娟娟，2018)。然而，尽管蔬菜种子种类丰富，但多依赖于进口，2017—2020 年间蔬菜种子的进口远超其出口，且两者之间的比值呈现增长的趋势(表 1)，表明我国对蔬菜种质资源的开发还远远不足。

表 1 2017—2020 年我国蔬菜种子进出口情况*

年份	2017 年	2018 年	2019 年	2020 年
进口/kg	9572150	8707042	8246266	10603534
出口/kg	4492857	4052132	3619455	4224645
比值	2.13	2.15	2.28	2.51

*数据来源：中华人民共和国海关总署，具体详见：海关统计数据查询

平台 (customs.gov.cn)。

1.2 蔬菜低碳发展不断推进，示范基地建设良好为响应国家低碳发展战略，推进资源节约、环境友好的农业生产之路，我国蔬菜生产发展过程中不断推进减肥、减药等相关政策的落实，取得良好的成果。农业部制定了《开展果菜茶有机肥替代化肥行动方案》和《有机茄果类蔬菜生产质量控制技术规范》(对十二届全国人大三次会议第 7099 号建议的答复 (moa.gov.cn))，具体见：http://www.moa.gov.cn/govpublic/ZZYGLS/201507/t20150707_4735940.htm等相关政策，推进建设了河西走廊等绿色有机蔬菜基地(对十二届全国人大三次会议第 4723 号建议的答复，具体见：http://www.moa.gov.cn/govpublic/FZJHS/201507/t20150722_4758188.htm)

以及黑龙江梅里斯洋葱等 50 多个蔬菜类产品的特色优势区(对十三届全国人大四次会议第 9593 号建议的答复, 具体见: http://www.moa.gov.cn/govpublic/ZZYGLS/202108/t20210823_6374690.htm)、形成了一大批示范性的“三品一标”蔬菜基地, 其中 2021 年共 16 个(农业农村部办公厅关于公布第一批全国种植业“三品一标”基地的通知, 具体见: http://www.moa.gov.cn/govpublic/ZZYGLS/202112/t20211228_6385818.htm), 其中, 同时, 为进一步对有机农产品进行追溯, 国家认监委在 2011 年底推行了有机产品认证机构建立有机认证追溯标志制度, 并强制推行(对十二届全国人大三次会议第 7099 号建议的答复, 具体见: http://www.moa.gov.cn/gk/tzgg_1/tz/201507/t20150707_4735940.htm)。其中, 在 2013 年农业部办公厅印发的《继续开展农垦农产品质量追溯创建工作单位名单》中, 共涉及 16 个与蔬菜相关的工作单位(农业部办公厅关于公布农垦农产品质量追溯创建单位名单的通知, 具体详见 http://www.moa.gov.cn/govpublic/NKJ/201304/t20130418_3437715.htm), 其中, 涉及两个有机蔬菜单位。

2 研究方法 with 数据来源

2.1 核算方法

2.1.1 碳排、碳汇核算方法

厘清蔬菜产业的碳排放源是进行碳排放核算的基础, 其方法主要包括投入产出法 (IOA) 与生命周期法 (LCA) [18]; 前者是通过计算里昂惕夫逆矩阵分析农业生产投入品各上游生产阶段直接与间接能源需求, 进而通过排放因子对碳排放进行估算[19]; 后者则对产品和服务的生命周期视角进行分类, 具体细分为内部过程排放、上游过程排放和下游过程排放[20]。综合上述方法, 本研究选取生命周期法, 通过聚焦蔬菜生长到收获的各环节 (不包括副产品资源化利用过程), 对蔬菜产业形成的系统碳排放总额进行核算研究。研究将碳排放源归纳为投入品的生产、使用以及蔬菜田间管理过程中产生的碳排。碳汇是指碳的寄存体, 主要是指吸收与固定二氧化碳的量[21], 在陆地生态系统中, 主要包括光合作用与化石沉积作用两个部分[22]。本研究中, 仅考虑蔬菜的光合作用产生的碳汇。

碳排放核算部分, 借鉴田云等 (2013) [23]、宋

博 (2016) [18] 的研究, 建构起蔬菜碳排放与碳汇的测算体系。其中, 蔬菜生产前期各投入品碳排的核算, 主要采用以下公式 (1)。

$$CE = \sum CE_i = \sum u_i V_i \quad (1)$$

式中, CE 表示碳排放总量, 核算单位为千克二氧化碳当量 ($kg(CO_2)$), CE_i 为蔬菜生产中各类投入品碳排放量, u_i 表示碳排放系数, 描述了各投入品的二氧化碳排放强度。 V_i 表示蔬菜生产过程当中各种投入品的量。

田间碳排部分, 参考黄钟 (2014) 的研究[24], 并结合蔬菜栽培土壤的特点, 忽略了矿质土壤的分解所造成的排放, 仅将有机土壤碳排考虑在内。其具体的核算公式 (2)。

$$CF_{N_2O} = A_n \times EF_{N_2O} \times \frac{44}{28} \times 298 \quad (2)$$

其中, CF_{N_2O} 表示蔬菜生长过程中由于田间管理、农田自身硝化反应等造成的 N_2O 排放, A_n 表示氮肥施用量, EF_{N_2O} 表示碳排放系数, $44/28$ 表示将 N_2O-N 转化为 N_2O 的转化系数, 298 表示 100 年尺度下 N_2O 的全球增温趋势。文中涉及各类投入品的排放因子如表 2 所示。

总碳排等于上述所有投入品碳排与田间碳排加总, 具体表示为公式 (3)。

$$CF_t = CF + CF_{N_2O} \quad (3)$$

蔬菜碳汇通过公式 (4) 进行核算, 具体如公式 (4)。

$$CS = sY(1-\theta)HI \quad (4)$$

其中, CS 表示光合作用产生的碳汇总量, s 表示光合作用碳吸收率, 表明每合成一单位有机质所需要吸收的碳。 Y 表示经济产量, θ 表示生物机体的含水量, HI 表示经济系数, 即蔬菜的经济产量与蔬菜整个生产过程中合成的所有有机物质的比值。借鉴田云和张俊飏[23] (2013) 的研究结果, 本文中所采用的蔬菜的碳吸收率、含水量的值分别为: 0.45、0.9。而对蔬菜的经济系数而言, 当前众多研究普遍取值 0.3[25,26] 或 0.6[27], 本文通过折中, 将 0.45 作为蔬菜经济系数进行度量, 该取值也与李源清等 (2022) [28] 的研究一致。

净碳汇描述的是蔬菜生产管理过程中产生的碳汇盈余, 通过碳汇量与碳排量之差来表示, 具体公式如 (5) 所示。

$$CR = CS - CF_t \quad (5)$$

表 2 蔬菜类生产管理的各项投入的温室气体排放因子

各项排放源	排放因子	单位	参考文献
农药	18.090	kg(CO ₂)/kg	美国橡树岭国家实验室 ^[29]
氮肥	2.116	kg(CO ₂)/kg	陈舜等 (2008) ^[30]
磷肥	0.636	kg(CO ₂)/kg	陈舜等 (2009) ^[30]
钾肥	0.180	kg(CO ₂)/kg	陈舜等 (2010) ^[30]
农膜	2.493	kg(CO ₂)/kg	陈琳等 (2011) ^[30]
机械	3.160	kg(CO ₂)/kg	国家发展和改革委员会气候变化委员会 (2016 年) ^[31]
灌溉	0.950	kg(CO ₂)/kWh	CB/T2589-2008, IPCC(2006) ^[23]
种子	0.580	kg(CO ₂)/kg	Zhang et al (2021) ^[32]
土壤 N ₂ O 排放	0.010	tN ₂ O-t ⁻¹ N	闫明 (2015) ^[6]

2.1.2 全要素生产率测度方法

全要素生产效率测算的方法主要包含随机前沿 (SFA) 与数据包络分析法 (DEA)。其中, SFA 虽然考虑了生产函数的随机冲击, 但是在多投入多产出的评价中由于难以确定函数形式而不占优势^[33]。而 DEA 则不同于 SFA, 不需要特定形式的函数或分布假设, 在多投入多产出的评价当中具有明显优势, 且模型的拓展形式众多。作为 DEA 模型的拓展, 超效率 SBM 模型以高于传统 DEA 的甄别能力, 使得在传统 DEA 下无效决策单元的效率能够得到进一步的提升^[34], 并且能够解决非期望产出的问题^[35]。

因此, 本研究通过碳排视为非期望产出、碳汇及产量视为期望产出, 借助超效率 SBM 模型与 Malmquist-Lenberger 指数相结合, 测算了不同品类蔬菜的低碳生产效率, 并将低碳生产率指数分解为技术进步指数 (TC) 与技术效率指数 (EC), 具体分解公式如下 (6) 所示。

$$\begin{aligned}
 & ML_i(t, t+1) \\
 &= \left[\frac{\overrightarrow{D}_i^t(x^{t+1}, y^{t+1})}{\overrightarrow{D}_i^t(x^t, y^t)} \times \frac{\overrightarrow{D}_i^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})}{\overrightarrow{D}_i^{t+1}(x^t, y^t)} \right]^{\frac{1}{2}} \\
 &= \frac{\overrightarrow{D}_i^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})}{\overrightarrow{D}_i^t(x^t, y^t)} \\
 &\times \left[\frac{\overrightarrow{D}_i^t(x^{t+1}, y^{t+1}) \times \overrightarrow{D}_i^t(x^t, y^t)}{\overrightarrow{D}_i^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1}) \times \overrightarrow{D}_i^{t+1}(x^t, y^t)} \right]^{\frac{1}{2}} \\
 &= EC_i(t, t+1) \times TC_i(t, t+1) \quad (6)
 \end{aligned}$$

超效率 SBM 模型相比于传统 DEA 模型, 解决了纳入松弛变量产生的效率测度问题^[36], 其值在 0

以上, 有可能大于 1。数值大于 1, 也就意味着效率较好, 可持续的低碳生产可持续性较强。

2.2 数据来源

2.2.1 碳排放、碳汇数据

本研究中, 全国蔬菜产量、面积和产值直接来自《中国农村统计年鉴》, 各地区主要类别蔬菜的种植面积主要来源于农业部统计数据, 缺少的数据参考张鑫等 (2020) 的研究^[37], 使用前两年数据均值进行替代。各类投入品用量数据皆来源于《中国农产品成本收益与汇编》, 由于《中国农产品成本收益与汇编》在 2011 年统计口径发生了变化, 因此, 参考王彩峰 (2018) 的研究^[38], 本研究 2011—2020 年使用的蔬菜投入品数据来源于各省 (市) 统计年鉴, 而 2010 年各省 (市) 投入品数据则利用各省 (市) 主要省会城市投入品数据代替。

对于投入品而言, 多数投入品仅提供了其单位面积成本数据, 并未直接给出各投入品的用量, 为此, 本研究通过各投入品费用除上其对应价格得到, 进一步, 各投入品的价格数据通过《中国统计年鉴》求得, 缺少的年份通过对应投入品全国价格指数直接获得。另外, 种子价格部分, 主要来源于京研益农有限公司、资讯(2014 年豆角种子价格数据来源于《中国农业信息》2014 年第 17 期《资讯》)以及高宇 (2018) 的研究^[39], 具体数据如表 3。

表 3 2010—2020 年我国各类蔬菜种子价格情况 (元/kg)

年份	大白菜	黄瓜	茄子	豆角	马铃薯
2010	194.14	931.87	3882.78	381.01	2.52
2011	216.08	1037.17	4321.54	424.07	2.80
2012	228.18	1095.25	4563.54	447.82	2.96
2013	231.37	1110.58	4627.43	454.09	3.00
2014	229.29	1100.59	4585.79	450.00	2.97
2015	230.21	1104.99	4604.13	451.80	2.98
2016	230.44	1106.10	4608.73	452.25	2.99
2017	231.82	1112.73	4636.39	454.97	3.01
2018	239.01	1147.23	4780.11	469.07	3.10
2019	250.00	1200.00	5000.00	490.65	3.24
2020	341.57	1639.55	6831.44	670.36	4.43

注: 表中 2019 年大白菜、黄瓜与茄子种子的价格数据来源于京研益农 (北京) 种业科技有限公司市场统计分析; 2014 年豆角、马铃薯种子价格分别来自中国农业信息 (2014)、高宇 (2018), 其余年份通过农业生产资料价格总指数求得。

对于缺失数据的处理,主要有两种方法。第一,缺失的种子、农药、农膜等亩均成本与用量数据,研究采用均值法补充;第二,在各种肥料用量部分的数据缺失,考虑到不同种类蔬菜需肥特性的不同,本研究主要通过各品类蔬菜的施肥比例对缺失值进行补充。

2.2.2 低碳生产效率数据

化肥、农药、农膜等投入品用量来源于宏观统计年鉴,各类别蔬菜产量通过其单产与对应的种植面积相乘得到。蔬菜碳排、碳汇数据则主要来源于本研究的计算结果。劳动力投入参考徐依婷和穆月英(2020)的研究^[14],使用各类蔬菜单位面积劳动力成本替代劳动力,通过农业生产资料价格指数对相关数据进行平减(以2010年为基期)。

3 蔬菜产业碳排、碳汇与净碳汇核算结果

3.1 中国蔬菜产业碳排、碳汇核算总量与时序变化

研究测算了2010—2020年我国蔬菜碳排、碳汇基本情况(图4)。报告期内,蔬菜产业净碳汇始终为正,说明整个阶段蔬菜均发挥着“碳汇”的功能;其中,总碳汇在前六年实现了连增,但2016—2017年间由于蔬菜产量减少使得光合作用固定CO₂的量迅速以13.27%的速度下滑。

从时序上看,单位面积碳排在报告期内呈现“W”型

变化趋势。大致分为四个阶段,第一阶段为2010—2015年,在2007年国家对于农药使用管控文件的下发(国务院办公厅转发环保总局等部门关于加强农村环境保护工作意见的通知(国办发〔2007〕63号)政策文件公开栏(<http://www.mee.gov.cn/>),https://www.mee.gov.cn/zcwj/gwywj/201811/t20181129_676432.shtml)与蔬菜种植面积的增长明显的条件下,单位面积碳排从3.75 t·hm⁻²降至3.09 t·hm⁻²。第二阶段为2015—2017年,在高温天气的影响下,蔬菜灌溉用水大幅增加,由此造成的碳排增长绝对值达537.67万t(中国气象局公布2017年全国天气气候特征平均气温较常年同期偏高降水量接近常年 中国气象社(气象要闻) http://www.cma.gov.cn/2011xwzx/2011xqxxw/2011xqxyw/201712/t20171228_459009.html),进一步使得单位面积碳排回升到3.68 t·hm⁻²。第三阶段为2017—2018年,气温的下降使得单位面积碳排下降。第四阶段为2018—2020年,由于2019年气温比同期偏高0.79℃(数据来源:中国新闻网, <https://baijiahao.baidu.com/s?id=1654694538752557824&wfr=spider&for=pc>),且单位面积氮肥施用量较2018年高,2019年单位面积碳排迅速上升到3.69 t·hm⁻²。

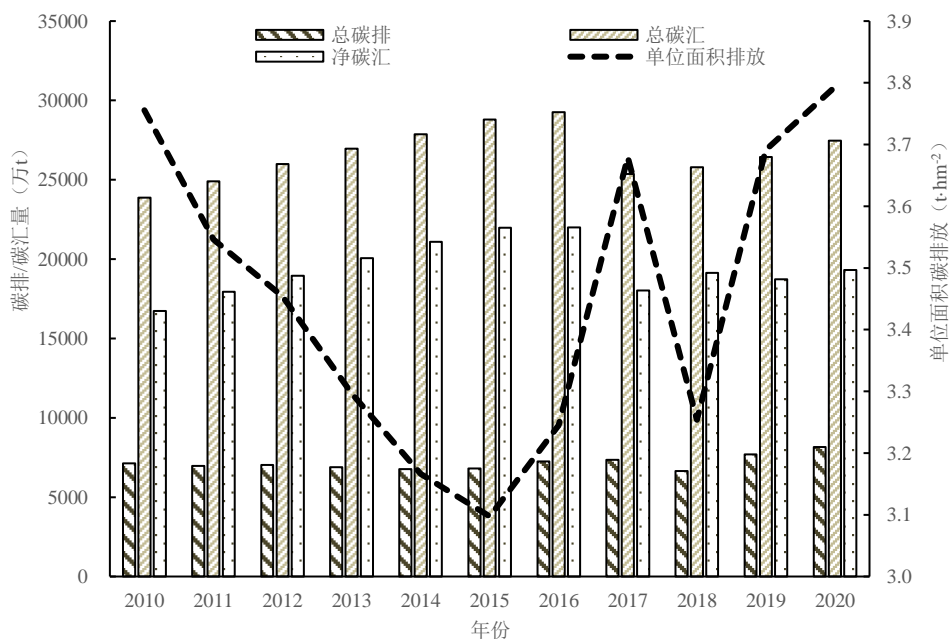


图4 2010—2020年我国蔬菜产业碳排、碳汇情况变化

从碳排的构成来看(表4),灌溉在蔬菜碳排中贡献最大,贡献率在27.24%~50.19%之间,十年

间增长近两倍。这与蔬菜种植面积的不断扩张、全球气候变暖条件下土壤水分蒸发的加快等密切相

关。田间碳排占比第二，报告期内，其碳排绝对值始终在 1440 万吨以上，贡献了近 20%左右的碳排，伴随着其排放绝对值的变化，其在总碳排中的比例呈现波动下降的趋势。贡献占比第三的为农药，占比在 16.58%~31.52%之间，排放绝对量在 2011 年达

到最大值 2194.71 万吨。生产氮肥排放占比在 10%左右变动，较为稳定。生产磷肥、钾肥造成的碳排与农膜、机械、种子的使用产生的碳排占比相对较少，皆在 5%以下。

表 4 2010—2020 年我国蔬菜产业总碳排构成情况

年份	农药 (万 tCO ₂)	氮肥/ (万 tCO ₂)	磷肥/ (万 tCO ₂)	钾肥/ (万 tCO ₂)	农膜/ (万 tCO ₂)	机械/ (万 tCO ₂)	灌溉/ (万 tCO ₂)	种子/ (万 tCO ₂)	田间碳排/ (万 tCO ₂)
2010	1399.15	1039.67	72.14	5.64	230.85	98.04	1988.73	0.21	2300.86
2011	2194.71	650.78	57.14	19.78	377.37	326.14	1897.12	0.38	1440.21
2012	1799.91	728.68	48.93	10.94	379.78	232.46	2216.68	0.32	1612.62
2013	1608.96	674.62	58.02	8.86	382.15	226.60	2437.84	0.31	1492.99
2014	1373.66	720.83	34.31	8.38	376.62	273.44	2394.36	0.32	1595.25
2015	1488.24	645.20	28.75	9.62	381.47	227.04	2605.44	0.36	1427.88
2016	1583.80	652.71	36.00	8.08	380.81	204.84	2934.85	0.36	1444.50
2017	1244.55	596.78	25.16	5.99	321.30	147.06	3689.79	0.32	1320.72
2018	1160.74	563.10	26.32	7.17	355.64	167.90	3123.22	0.39	1246.18
2019	1276.93	685.36	21.10	8.45	345.17	164.50	3682.09	0.40	1516.75
2020	1463.36	705.82	21.73	8.70	387.71	251.45	3749.23	0.29	1562.03

3.2 代表性蔬菜碳排、碳汇时序特征变化

研究主要基于两方面原因选取研究对象。一方面从数据的可得性上，本研究考虑到各类别蔬菜投入品数据以及种植面积的有限性（农业部公布的种植面积的蔬菜种类有限）；另一方面从我国蔬菜产业现状入手，报告期间，我国大白菜、黄瓜、茄子、马铃薯和豆角种植面积的加总占蔬菜种植面积的 50%左右(数据通过计算得到，全国蔬菜种植面积来源于《中国农村统计年鉴》，大白菜、黄瓜等五类蔬菜种植面积来源于农业部)，因此，选择上述蔬菜为研究对象。

由于不同蔬菜播种面积、生长习性、田间管理等存在差异，使得其碳排总量、碳汇积累方面也存在差异（见图 5）。报告期内，几类蔬菜的碳汇以

超过 5.07%的速度增加，其中，从增长绝对值来看，黄瓜碳汇增长了 862 万吨，远远高于豆角碳汇。从碳排变化上看，不同于其余蔬菜以年均 1.30%以上的速度下降，黄瓜碳排以年均 0.65%的速度增长。从净碳汇的变化来看，豆角净碳汇增长幅度最大，报告期内增长 50%以上，黄瓜、大白菜、马铃薯及茄子净碳汇增长的绝对值分别超 840 万 t、530 万 t、690 万 t 与 470 万 t，增长幅度达 42.11%、10.76%、30.95%、和 49.03%。将碳汇的净积累转移至单位面积尺度上，发现各类蔬菜均呈现上升趋势，其中，大白菜、黄瓜、茄子的生产展现出强大的“碳汇”功能，单位面积净碳汇分别超 20 t/hm²、17 t/hm² 和 14 t/hm²（图 6）。

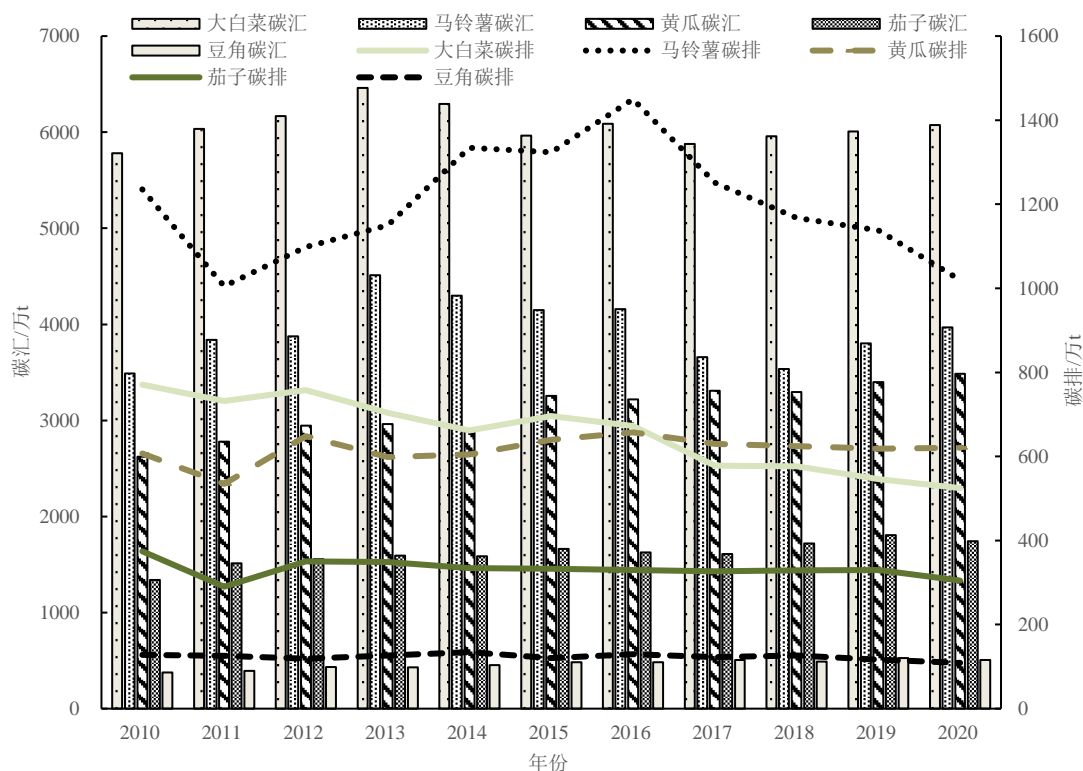


图5 2010—2020年全国各类蔬菜碳排、碳汇情况

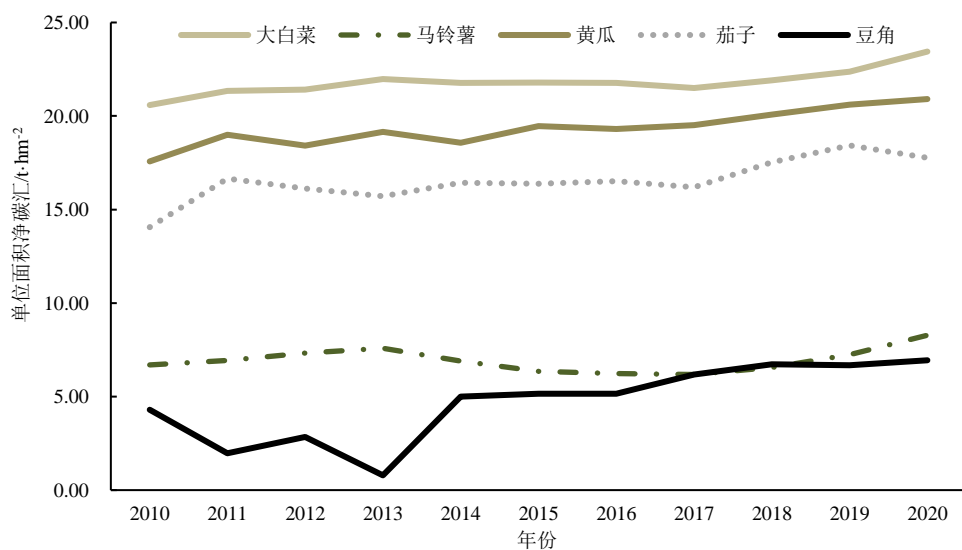


图6 2010—2020年全国各类蔬菜单位面积净碳汇情况

从各类蔬菜碳排放结构来看(图7),由灌溉、田间管理以及农药使用产生的碳排总和占据各类蔬菜碳排的70%以上,是各类蔬菜主要的碳排来源。其中,灌溉造成的碳排在黄瓜、茄子、马铃薯以及豆角的总碳排量中均占比3成以上,排名第一,而在大白菜碳排结构中,贡献第一的则为田间碳排;化肥施用造成的碳排也不容小觑,在各类蔬菜总碳排中排名三或四,甚至占据马铃薯总碳排的22.69%,

占据大白菜和豆角总碳排的10%以上。此外,对于设施栽培较为广泛的黄瓜、茄子而言,其化肥施用造成的碳排和田间碳排的占比较低,但农膜使用产生的碳排占比较高,黄瓜、茄子的农膜使用分别达:13.47%和16.04%,由此可见,发展节能灌溉、降低肥料与农药的施用、降低设施生产中农膜的使用在未来蔬菜的低碳发展过程中尤为重要。

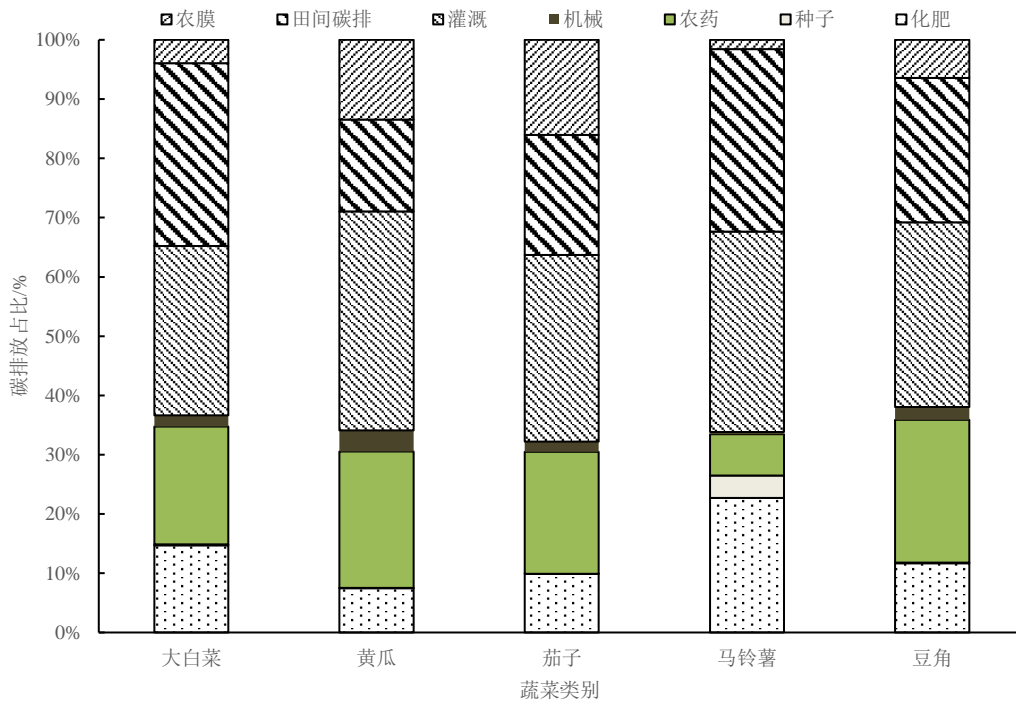


图7 2010—2020年全国各类蔬菜碳排放结构情况

3.3 代表性蔬菜碳排、碳汇空间特征分析

就各区域各类蔬菜碳汇形成的情况来看，研究发现 2010—2020 年间，豆角、茄子、黄瓜在各区域的碳汇皆呈现上升趋势，而长江区大白菜、西北区马铃薯的碳汇整体表现为下降趋势，其“碳汇”功能的持续发挥有待提升。从碳排总量的变化上看，大白菜在各区域碳排均呈下降趋势，而马铃薯和黄瓜在黄淮海与环渤海区、茄子在西北区、豆角在西北区与东北区的碳排则呈现上升趋势。从区域层面看，相较于各区域碳排总量而言，黄瓜、茄子与豆角的碳排主要集中在黄淮海与环渤海区，而大白菜与马铃薯则主要集中在西南区。因此，在不同区域内，如何对特定类别蔬菜制定适宜高效的减排策略是未来蔬菜低碳生产的重要内容。

菜的排序依次为：大白菜>黄瓜>茄子>豆角>马铃薯，其中值得注意的是，黄淮海与环渤海在生产单位面积蔬菜时产生的碳汇明显高于其他地区，是蔬菜生菜的“碳汇”储存地，能够为蔬菜的低碳发展贡献力量。从单位面积碳排来看，各类蔬菜的排序依次为：豆角>黄瓜>茄子>大白菜>马铃薯，其中，西南区大白菜与马铃薯、西北区黄瓜、东北区豆角和黄淮海与环渤海区茄子的单位面积碳排明显高于对应蔬菜的其他区域。从单位面积碳汇与单位面积碳排的比值来看，各类蔬菜排名依次为：大白菜>茄子>黄瓜>马铃薯>豆角，其中，大白菜、茄子、黄瓜与马铃薯在产生一单位碳排的同时分别固定了 8.59、5.31、4.73 以及 4.06 单位的 CO₂，分别是豆角的 3.47、2.14、1.91 与 1.64 倍。

从单位面积碳汇的积累来看（表 5），各类蔬

表 5 2010—2020 年各蔬菜分区年均单位产值碳排、碳汇与净碳汇（单位：t/hm²）

品类	指标	华南区	长江区	西南区	西北区	东北区	黄淮海与环渤海区
大白菜	单位面积碳汇	13.73	21.25	24.40	27.90	30.49	31.00
	单位面积碳排	2.39	2.16	4.10	3.08	3.13	2.78
黄瓜	单位面积碳汇	16.94	23.06	18.88	30.55	20.85	29.51
	单位面积碳排	3.50	4.51	4.16	7.62	4.91	5.25
马铃薯	单位面积碳汇	—	9.79	9.13	8.07	15.93	5.65
	单位面积碳排	—	2.27	2.79	2.35	3.11	1.36

茄子	单位面积碳汇	15.81	18.50	13.59	27.07	18.37	30.85
	单位面积碳排	3.44	4.45	2.29	7.25	1.84	8.92
豆角	单位面积碳汇	8.31	9.72	7.86	10.53	9.72	12.38
	单位面积碳排	2.98	2.09	3.32	5.46	24.08	4.54

4 蔬菜低碳生产率评价

4.1 蔬菜静态效率核算评价分析

研究利用 2010—2020 年间不同蔬菜投入产出构成的面板数据,通过全局参比的超效率 SBM 模型分别测算得到各类蔬菜静态碳效率(表 6),可以将不同年份的同一种蔬菜视为不同决策单元,不仅能比较同一年度不同蔬菜的效率值,也能比较同一蔬菜不同时间序列上的效率值^[40]。总体而言,2010—2020 年间,我国蔬菜总体碳效率为 0.266,蔬菜生产暂未达到有效水平,其中,代表性蔬菜中,仅马铃薯低碳生产率超过 1,大白菜、豆角、黄瓜和茄子碳效率均在 1 以下;豆角的效率最低,为 0.242,大白菜、马铃薯的低碳效率长期高于其余蔬菜。与我国蔬菜总体低碳效率相比,代表性蔬菜中仅豆角低于我国蔬菜总体低碳效率,其余蔬菜则高于蔬菜总体。从时序变化来看,各类蔬菜的低碳效率整体均呈现出“U”型或“W”型的波动趋势(图 8)。在我国提出的按照节能、优质、高效的目标发展多样化的蔬菜生产以来(资料来源:农业部办公厅关于

印发《全国设施蔬菜重点区域发展规划(2015—2020 年)》的通知(moa.gov.cn)),实施效果良好,具体而言,自 2018 年以来,各类蔬菜低碳效率始终保持在 1 以上,低碳生产潜力充足。

表 6 2010—2020 年我国不同蔬菜碳效率情况

年度	大白菜	豆角	黄瓜	马铃薯	茄子	蔬菜总体
2010	1.180	0.356	0.256	1.181	0.289	0.271
2011	1.026	0.155	0.207	1.025	0.204	0.212
2012	0.605	0.205	0.234	1.075	0.233	0.242
2013	1.015	0.189	0.243	1.054	0.240	0.256
2014	0.908	0.183	0.243	1.031	0.245	0.265
2015	1.010	0.205	0.287	1.048	0.285	0.284
2016	1.017	0.229	0.293	1.091	0.322	0.296
2017	1.002	0.245	0.267	0.862	0.291	0.261
2018	1.017	0.484	0.371	1.016	0.301	0.277
2019	1.050	0.267	1.004	1.157	0.300	0.288
2020	1.056	0.282	1.001	1.038	0.332	0.290
几何平均值	0.978	0.242	0.336	1.050	0.274	0.266

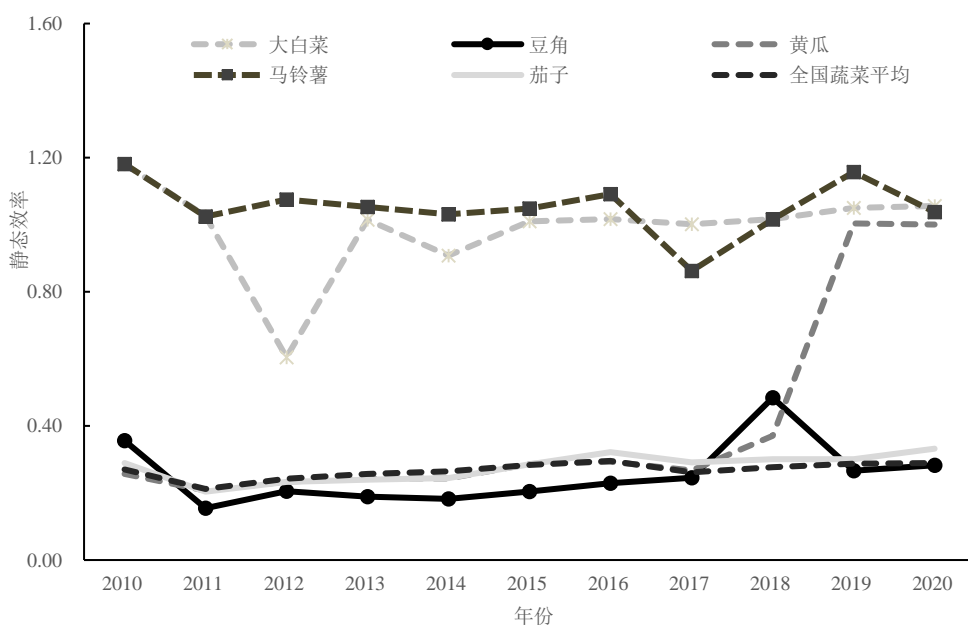


图 8 2010—2020 年我国不同蔬菜碳效率变化情况

4.2 蔬菜各区域低碳生产率增长评价

值得注意的是，超效率 SBM 模型出来的静态效率为相对效率，效率的实效性不足^[41]。为进一步了解其背后的碳效率变化规律，研究进一步借助 Malmquist-Luenberger 指数解释其成因。

表 7 2010—2020 年各区域不同类别蔬菜年均低碳生产率指数及其分解

品类	效率值	华南	长江区	西南区	西北区	东北区	黄淮海与环渤海区
		区					
大白菜	ML	1.127	1.035	1.047	0.990	1.040	1.070
	EC	1.065	0.998	1.014	0.975	0.989	1.060
	TC	1.058	1.038	1.032	1.016	1.052	1.009
黄瓜	ML	1.001	1.014	1.050	0.993	0.984	1.019
	EC	1.011	1.016	1.058	1.022	1.090	1.038
	TC	0.991	0.997	0.992	0.971	0.902	0.982
马铃薯	ML	—	1.108	1.114	1.019	1.167	1.043
	EC	—	1.250	1.235	1.111	1.263	1.097
	TC	—	0.886	0.901	0.917	0.924	0.951
茄子	ML	1.000	1.072	1.112	1.001	1.032	1.007
	EC	0.922	0.974	0.934	0.964	0.991	0.944
	TC	1.084	1.100	1.191	1.039	1.042	1.067
豆角	ML	1.125	0.968	0.917	1.020	0.976	0.998
	EC	0.894	0.820	0.838	0.952	0.911	1.008
	TC	1.259	1.181	1.094	1.071	1.071	0.990

报告期内各区域马铃薯及茄子的平均低碳生产率指数皆在 1 以上(表 7),年均增长率均超 4.4%,总体处于上升发展阶段,低碳发展趋势较好。相比于上述蔬菜,大白菜在西北区低碳生产率指数低于 1,主要与该地区投入品的大量施用以及相对于其

他地区更低的期望产出有关;黄瓜仅在西北区、东北区低于 1;而豆角的低碳生产率指数则在华南区、西北区超过 1,其余各区均在 1 以下,表明豆角生产总体处于粗放经营的方式,仍然通过依靠资源的大规模投入来撬动产出。通过各区域之间的比较,可以发现华南区大白菜、豆角的低碳生产率指数整体高于其他区域,东北区马铃薯、西南区茄子低碳生产率指数最高,黄瓜在各地区则差别不大。

进一步,通过对低碳生产率指数进行分解可知,报告期内,驱动不同类别蔬菜低碳发展的动力有所差别。促使黄瓜、马铃薯发展的主要原因是技术效率的提高,与各地区低碳政策的发展及新农村建设背景下绿色农业发展带来的生产率提高相关联;而大白菜、茄子则主要依靠技术进步带动,贡献率在 46.03%以上。对于豆角而言,各区域的技术进步与技术效率的贡献存在异质性,黄淮海与环渤海区贡献较大的是技术效率,其余五个地区则主要是技术进步带动。蔬菜生产的相关区域不乏技术进步率为负,主要包括马铃薯生产的各区域、豆角生产的华南区、长江区、西北区与东北区等,可能的原因是该时间段内原有的要素配置并不适用于技术进步的需要或者先进的设备没有得到充分利用,造成了技术的不匹配或者浪费^[42,43]。

4.3 中国各品类蔬菜低碳生产率 ML 指数的区间分布特征

为反映我国各类蔬菜低碳生产率指数的具体情况,本研究对各省(市)2010—2020 年间各类蔬菜的年均低碳生产率指数进行了汇总,具体分布情况如表 8 所示。

表 8 2010—2020 年各省(市)年均低碳生产率 ML 指数的区间分布情况

品类	低碳生产率 ML 指数平均值	
	大于等于 1 的省(市)	小于 1 的省(市)
茄子	广东、广西、海南、重庆、四川、湖北、湖南、安徽、江西、上海、江苏、云南、宁夏、新疆、陕西、山西、吉林、黑龙江、北京、天津、河北、辽宁、河南	福建、浙江、贵州、甘肃、山东
马铃薯	重庆、四川、湖北、云南、甘肃、青海、宁夏、陕西、宁蒙古、辽宁	贵州、新疆、山西、黑龙江、河北
黄瓜	广东、广西、福建、重庆、湖南、安徽、江苏、浙江、贵州、甘肃、陕西、山西、内蒙古、黑龙江、天津、河北、辽宁、河南	海南、四川、湖北、江西、上海、云南、青海、宁夏、新疆、青海、吉林、北京、山东
豆角	广东、广西、福建、四川、湖北、浙江、贵州、吉林、河北、辽宁	湖北、安徽、江西、江苏、云南、青海、黑龙江、天津、山东、河南
大白菜	广东、广西、重庆、福建、湖北、江西、上海、江苏、云南、甘肃、青海、宁夏、陕西、吉林、黑龙江、河北、辽宁、山东、河南	海南、四川、湖南、贵州、山西、内蒙古、天津

在茄子、马铃薯、黄瓜、豆角以及大白菜的生产中,年均低碳生产率指数大于1的省份占比分别为67.87%、86.67%、43.33%、50.00%和80.77%,皆在四成以上,表明大部分地区可持续能力较强、蔬菜绿色低碳生产的前景十分可观。但对于部分省份而言,仍然要加足马力持续推进蔬菜生产的低碳化发展。例如,对拥有众多设施蔬菜生产设施的山东及其他以四川为代表的露地蔬菜生产省份,在本研究一半以上的蔬菜种类中皆表现为平均低碳生产率指数低于1,其内部可持续性的挖掘仍值得进一步拓展。

5 研究结论与启示

5.1 研究结论

蔬菜作为我国农业生产第二大种植作物类型,其生产管理过程中产生的碳排放以及排放结构越来越受到重视。研究借助宏观数据,通过蔬菜生产前端投入品数据以及产出数据,对2010—2020年我国蔬菜产业整体以及各代表蔬菜的碳排、碳汇进行了测算,并从全要素的角度,对我国各代表性蔬菜的低碳生产率进行了评估,最终得出的结论如下。

第一,对我国蔬菜现状分析,得出蔬菜阶段性发展比较明显,总体呈现“升-降-升”的变化趋势,以2017年为分界点,2010—2017年间,蔬菜种植面积达峰之后迅速下降;2017年之后缓慢回升。我国蔬菜生产主要集中于长江区和黄淮海与环渤海区,总计贡献了我国蔬菜产量的67%以上,生产潜力较大。

第二,对蔬菜整体而言,我国蔬菜产业持续发挥着“碳汇”功能、单位面积碳排量在报告期内呈现“W”型变化的趋势。在碳排构成中,位居前四的分别是灌溉、田间管理、农药以及氮肥施用造成的排放。

第三,对代表性蔬菜而言,灌溉、田间管理以及农药使用产生的碳排总和占据各类蔬菜碳排的70%以上,与蔬菜整体碳排结构保持一致。大白菜、茄子、黄瓜与马铃薯在产生一单位碳排的同时分别固定了8.59、5.31、4.73以及4.06单位的CO₂,展现出强大的“碳汇”功能。

第四,在低碳效率评估部分,从静态效率来看,我国蔬菜总体低碳效率为0.266,代表性蔬菜中,仅马铃薯处在生产前沿面,其余蔬菜皆未达到生产

前沿;从动态效率来看,整个研究阶段内除豆角外的其余蔬菜低碳生产趋势良好,而豆角的可持续生产仍有待加强。对低碳生产率指数的分解可知,黄瓜、马铃薯主要是依靠技术效率带动;大白菜、茄子、豆角则主要依靠技术进步带动。对我国各省(市)低碳生产率平均指数进行分析可知,我国大部分地区蔬菜可持续能力较强,但以山东、四川等为代表的部分省份蔬菜的低碳化发展效果仍有待加强。

5.2 政策启示

基于以上结论,主要提出以下政策启示:

第一,规范经营主体低碳生产行为,降低蔬菜生产碳排放。在蔬菜碳排放结构中,灌溉、农田碳排以及农药的使用在蔬菜生产中产生的碳排数量较大,占比较高,严重阻碍了蔬菜产业低碳健康发展。因此,规范经营主体生产行为,加强培训,引导其规范施用农药、化肥,发展滴灌、喷灌等节水灌溉方式,培养低碳生产的意识,促进农业生产方式由“粗放型”向“节约型”转变。

第二,积极发挥区域优势,因地制宜制定政策。对于不同区域、不同蔬菜进行减排,要紧抓重点,制定针对性策略,优先对区域内部碳排总量较大的蔬菜进行减排。例如,对于东北区的豆角生产,当地应加以重视,将豆角生产的“碳源”向“碳汇”转化,带动当地蔬菜生产的低碳高效发展。从不同蔬菜的生长习性、需肥特性等方面入手,针对不同蔬菜采取不同减肥、减药标准,针对性地提出相关举措,积极推进高碳汇蔬菜的种植,争取创造更多碳汇;对于高碳源蔬菜,要针对性降低其排放,推进蔬菜产业低碳健康发展。

第三,建立农业科技推广体系,促进科技成果转化与落地,缩小各地低碳生产效率差异。首先,完善各区域蔬菜技术推广体系,依托现有信息技术,加大科技成果的推广与运用,促进各地区蔬菜生产技术的提高。其次,加强周边省份之间的科技合作交流,提高蔬菜低碳生产效率,缩小蔬菜低碳生产率差距。此外,各省份要依托当地涉农高校,开展相应合作,积极推进蔬菜产业新技术推广。最后,技术的推广与各地政策可能存在不适应的情况,各地要加大调研力度,研究技术实施的重难点,为蔬菜产业技术的推广扫清阻碍。

参考文献

- [1] Page G, Kelly T, Minor M, et al. 2011. Modeling carbon footprints of organic orchard production systems to address carbon trading: An approach based on life cycle assessment[J]. Hort Science: A Publication of the American Society for Horticultural Science, 46(2): 324-327.
- [2] 冉光和, 王建洪, 王定祥. 我国现代农业生产的碳排放变动趋势研究[J]. 农业经济问题, 2011,32(02): 32-38+110-111.
- [3] 张志高, 袁征, 李贝歌, 等. 基于投入视角的河南省农业碳排放时空演化特征与影响因素分解[J]. 中国农业资源与区划, 2017,38(10): 152-161.
- [4] 侯萌瑶, 张丽, 王知文, 等. 中国主要农作物化肥用量估算[J]. 农业资源与环境学报, 2017, (04): 360-367.
- [5] 陈琳, 闫明, 潘根兴. 南京地区大棚蔬菜生产的碳足迹调查分析[J]. 农业环境科学学报, 2011,30(09): 1791-1796.
- [6] 闫明. 农业生产碳足迹及氮肥去向的计量研究:[D]. 南京:南京农业大学. 2015:11-15
- [7] 宋博, 穆月英. 设施蔬菜生产系统碳足迹研究——以北京市为例[J]. 资源科学, 2015,37(01): 175-183.
- [1] 胡亮, 文礼章, 彭云鹏, 等. 不同蔬菜品种生产效益和碳效益评价[J]. 农业资源与环境学报, 2016,33(01): 92-101.
- [8] 金玉雯, 穆月英. 碳视角下的设施蔬菜生产效率——基于北京市调研的实证[J]. 中国农业大学学报, 2019,24(05): 240-252.
- [9] 左飞龙, 穆月英. 我国露地番茄生产效率的区域比较分析[J]. 中国农业资源与区划, 2013,34(04): 64-68.
- [10] 张瑞涛, 王俊芹, 周明明. 基于 DEA 的河北省蔬菜产业投入产出效率实证研究[J]. 北方园艺, 2016, (08): 185-187.
- [11] 孙明艳, 周慧秋. 基于 dea 的黑龙江省蔬菜产业投入产出效率实证分析[J]. 北方园艺, 2018, (19): 187-192.
- [12] 张瑞. 环渤海地区设施蔬菜绿色全要素生产率测算及影响因素研究:[D]. 泰安:山东农业大学. 2022:3-8
- [13] 徐依婷, 穆月英. 基于碳足迹的设施蔬菜生产环境效率及其分解[J]. 中国农业资源与区划, 2020,41(05): 16-25.
- [14] 杨俊, 陈怡. 基于环境因素的中国农业生产率增长研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2011,21(06): 153-157.
- [15] 申海鹏. 第 23 届中国制冷展迎接中国冷链市场发展的春天[J]. 食品安全导刊, 2012,(5): 26-27.
- [16] 李斯更, 王娟娟. 我国蔬菜产业发展现状及对策措施[J]. 中国蔬菜, 2018,352(06):1-4.
- [17] 宋博. 蔬菜生产碳足迹、低碳化与生态补偿机制:[D]. 北京:中国农业大学. 2016:25-36
- [18] 黄祖辉, 米松华. 农业碳足迹研究——以浙江省为例[J]. 农业经济问题, 2011,32(11):40-47+111.
- [19] 从建辉, 刘学敏, 赵雪如. 城市碳排放核算的边界界定及其测度方法[J]. 中国人口·资源与环境, 2014, 24(04): 19-26.
- [20] 鲍健强, 苗阳, 陈锋. 低碳经济:人类经济发展方式的新变革[J]. 中国工业经济, 2008,(04): 153-160.
- [21] 卢俊宇, 黄贤金, 陈逸, 等. 基于能源消费的中国省级区域碳足迹时空演变分析[J]. 地理研究, 2013,32(02): 326-336.
- [22] 田云, 张俊飏. 中国省级区域农业碳排放公平性研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2013, 23(11): 36-44.
- [23] 黄钟. 面向低碳发展的土地利用情景模拟:[D]. 开封:河南大学, 2014:14-16
- [24] 揣小伟, 黄贤金, 郑泽庆, 等. 江苏省土地利用变化对陆地生态系统碳储量的影响[J]. 资源科学, 2011,33(10): 1932-1939.
- [25] 杨皓然, 宋戈, 杨光, 等. 潍坊市农田生态系统碳源(碳汇)及其碳足迹变化[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2015,41(01): 82-88.
- [26] 黄国华, 刘传江, 涂海丽. 湖北省碳排放清单测算及碳减排潜力分析[J]. 统计与决策, 2019,35(12): 102-106.
- [27] 李源清, 张晓东, 胡娜, 等. 基于统计数据郑州市全口径碳汇估算研究[J]. 计量学报, 2022,43(02): 281-286.
- [28] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, 91(1-3): 217-232.
- [29] 陈舜, 逯非, 王效科. 中国氮磷钾肥制造温室气体排放系数的估算[J]. 生态学报, 2015, 35(19): 6371-6383.
- [30] Yu Y T, Zhang N. Low-carbon city pilot and carbon emission efficiency: quasi-experimental evidence from China[J]. Energy Economics, 2021,96:105125.
- [31] Zhang L, Ruiz-Menjivar J, Tong Q M, et al. Examining the carbon footprint of rice production and consumption in Hubei, China: A life cycle assessment and uncertainty analysis approach. Journal of environmental management, 2021,300: 113-698.
- [31] 刘菲. 基于两阶段 DEA 模型的物流上市公司经营效率评价研究:[D]. 郑州:河南工业大学, 2013:11-16
- [32] 贾佳. 财政支持、税收优惠对工业企业技术创新绩效的影响和优化路径[J]. 工业技术经济, 2017, 36(11): 133-138.
- [33] 刘渝, 宋阳. 基于超效率 SBM 的中国农业水资源环境效率评价及影响因素分析[J]. 中国农村水利水电, 2019,(01): 102-107.
- [34] 刘佳, 宋秋月. 中国旅游产业绿色创新效率的空间网络结构与形成机制[J]. 中国人口·资源与环境, 2018,28(08): 127-137.
- [35] 张鑫, 乔贵涛, 王亚茹. 企业风险承担是否提升了审计收费水平?[J]. 南京审计大学学报, 2020,17(01): 34-44.
- [36] 王彩峰. 山东省苹果生产变动的影响因素研究:[D]. 泰安:山东农业大学. 2018:112-119
- [37] 高宇, 王金莲, 赵沛义, 等. 地膜厚度对马铃薯生长及农田水热条件和残膜污染的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2018,35(05): 439-446.
- [38] 樊天宇. 中国信托公司综合效率的评估和分析:[D]. 济南:山东大学, 2021:24-25
- [39] 刘应元, 冯中朝, 李鹏, 等. 中国生态农业绩效评价与区域差异[J]. 经济地理, 2014,34(03): 24-29.
- [40] 颜鹏飞, 王兵. 2004. 技术效率、技术进步与生产率增长:基于 DEA 的实证分析[J]. 经济研究, (12): 55-65.
- [41] 任优生, 邱晓东. 政府补贴和企业 R&D 投入会促进战略性新兴产业生产率提升吗[J]. 山西财经大学学报, 2017,39(01): 55-69.