

稻渔共作模式碳足迹评价及减排对策分析

戴林秀 徐强 彭翔 李京咏 周影 黄佳敏 敖弟彩 窦志 高辉

江苏省作物栽培生理重点实验室/江苏省作物遗传生理重点实验室/

江苏省粮食作物现代产业技术协同创新中心/

扬州大学农学院/水稻产业工程技术研究院

摘要: 稻渔共作是中国稻区重要的生态农业发展模式, 对该模式进行系统全面的碳足迹评价有助于稻田综合种养产业的低碳绿色发展。研究基于田间试验数据, 利用生命周期评价法评价了水稻单作、稻鳊共作和稻鲢共作 3 种稻作模式的单位面积碳足迹 (CFA)、单位产值碳足迹 (CFV)、单位利润碳足迹 (CFP) 和单位营养密度碳足迹 (CFNDU), 并在此基础上进行了情景分析。结果表明: 稻鳊共作的 CFA、CFV、CFP 和 CFNDU 分别为 11 923 kg CO₂-eq·hm⁻²、0.10 kg CO₂-eq·¥⁻¹、0.14 kg CO₂-eq·¥⁻¹ 和 1.37 kg CO₂-eq·NDU⁻¹, 比水稻单作降低了 17.5%、82.1%、79.1% 和 77.7%; 稻鲢共作的 CFA、CFV、CFP 和 CFNDU 分别为 12 110 kg CO₂-eq·hm⁻²、0.16 kg CO₂-eq·¥⁻¹、0.22 kg CO₂-eq·¥⁻¹ 和 2.48 kg CO₂-eq·NDU⁻¹, 比水稻单作降低了 16.2%、71.4%、67.2% 和 59.7%。综合来看, 稻鳊共作以最低的碳排放为人们提供了最高的营养密度并创造了最高的经济效益, 最值得推广。敏感性分析表明 CH₄ 排放、灌溉耗电和水产动物饲料对碳足迹影响较大。情景分析表明, 当综合使用光伏发电、水稻新品种和提高饲料利用效率时, 两种稻渔共作模式的单位面积碳减排潜力可达到 23.4%~24.4%。研究从碳排放的角度为中国传统稻作模式向生态稻作模式转型提供了理论依据。

关键词: 稻鳊共作; 稻鲢共作; 碳足迹; 温室气体排放; 减排潜力; 生命周期评价

作者简介: 戴林秀 (1998~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为农业碳减排技术. E-mail:dai241206@163.com; *徐强, E-mail:qiangxu@yzu.edu.cn

收稿日期: 2022-07-26

基金: 江苏省自然科学基金青年基金项目 (BK20210791); 江苏高校哲学社会科学研究一般项目 (2023SJYB2057); 江苏高校优势学科建设工程项目 (PAPD); 扬州市绿扬金凤人才计划项目; 扬州大学科研启动基金项目

近年来, 工农业生产、化石燃料燃烧等人为活动增加, 温室气体排放剧增, 全球气候变暖已成为全世界面临的主要环境问题。为了减缓温室效应带来的影响, 固碳减排行动正被国际广泛关注并积极推进, 中国力争在 2060 年前实现碳中和 [1, 2]。农业作为重要的固碳场所, 其活动产生的温室气体占人为温室气体排放总量的 10%~20%。农田生产中直接排放 CH₄ 和 N₂O 两种重要的温室气体, 其浓度不断增加是气候变暖的主要原因。燃料燃烧、灌溉管理、肥药投入、农资生产等生产活动对温室气体的排放也有间接影响 [3]。水稻作为中国的主要粮食作物, 其产量占世界水稻总产量的 28.6%, 稻田排放 CH₄ 占世界总量的 29%, 对农作物中温室气体排放有不可忽视的影响 [4]。因此研究农业生产过程中的温室气体排放, 尤其是水稻种植碳排放的研究, 对中

国农业低碳减排和绿色发展具有重要意义[5]。

传统的水稻种植因自然资源消耗量大、化肥农药投入量和温室气体排放量高等问题,面临着增产与减排的双重挑战[6]。稻田综合种养是将水稻种植和水产(禽)养殖结合起来从而获得稻谷和养殖产品双收的一种生态种养模式,并对农田固碳减排和农业绿色发展具有重要意义[7]。2020年全国稻田综合种养总面积已突破233万hm²,其中稻渔共作作为主要模式占比39.02%。在稻渔共作模式中,鱼在稻田内活动可以达到松弛土壤、提高土壤肥力的效果[8];还可以将一部分水稻害虫、杂草等作为食物,实现“一水两用,一田双收”。因此该模式有利于减少化肥农药使用、抑制稻田病虫害、提高稻田产出率[9,10]。随着稻渔共作模式的不断发展,越来越多的研究着重于该模式的生产技术优化[11]和经济效益提升[12],对稻渔共作模式进行碳排放分析的研究还较少。

碳足迹是指以水稻播种至收获整个生育期内的生产投入为基础,以CO₂当量为单位的所有直接和间接温室气体排放总量[13]。基于生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)的碳足迹能够量化农业生产过程的温室气体排放量,从而为农田温室气体减排提供理论指导[14]。前人对水稻生产碳足迹的研究主要集中于传统稻作,如单季稻[15]、双季稻[16]、稻麦轮作[14]以及水稻覆膜旱作[17]等模式,对稻田综合种养碳足迹评价的报道较少。刘金根等[18]、Lin等[19]和崔文超等[20]分别对稻虾共作和稻鱼共作进行了碳足迹评价。刘金根等[18]和Lin等[19]研究表明稻虾共作(7 859 ~18 797 kg CO₂-eq·hm⁻²)的碳足迹高于水稻单作(5 483 ~13 806 kg CO₂-eq·hm⁻²),而崔文超等[20]研究表明稻鱼共作(6 267 kg CO₂-eq·hm⁻²)的碳足迹低于水稻单作(7 520 kg CO₂-eq·hm⁻²)。稻渔共作模式的农资投入和农田产出与传统稻作相比发生了较大的变化,而水产动物类型、放养密度等因素可能导致碳足迹评价结果的差异。目前,对于不同类型稻渔共作模式的碳足迹评价还缺乏比较研究。

泥鳅和鲢鱼具有生存能力强、价格低廉和营养价值高等特点,与传统稻作相比,稻鳅共作、稻鲢共作可以显著提高稻米食味品质并增加农民收入[21],然而这些高附加值的稻渔共作模式是否有助于缓解农田碳排放还未见报道。此外,尽管前人对传统稻作模式碳足迹的研究众多,却缺少定量化的减排潜力分析。由于稻渔共作模式在全国推广面积较大,量化分析稻渔共作的碳足迹将助力中国稻区尽早实现碳中和。基于此,本研究以江苏省泰州市汉土农场3种不同的稻作模式(水稻单作、稻鳅共作和稻鲢共作)为研究案例,分别以单位面积、单位产值、单位利润和单位营养密度为功能单位,利用LCA方法比较分析不同稻作模式的碳足迹及排放热点,并在此基础上对评价结果进行敏感性分析和情景分析,以期对稻田综合种养模式的低碳绿色发展和农业生态系统转型提供理论指导。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

2018~2019年,在江苏省泰州市汉土农场(120.07° E, 32.36° N)进行试验,该区域属亚热带季风气候,光、热、水等气候资源较为丰富,平均气温18.3℃,年降雨量1 013 mm,平均日照时数6.4 h。0~20 cm表层土壤有机质含量为31.72~40.13 g·kg⁻¹、全氮1.96~2.34 g·kg⁻¹、速效钾163.02~175.26 mg·kg⁻¹、速效磷6.25~7.02 mg·kg⁻¹。

1.2 试验设计与测定

试验设计包括稻鳅共作(RL)、稻鲢共作(RA)两个稻田综合种养模式,同时设置水稻单作(RM)作为对照。所有处理均采用随机区组设计,设3次重复。供试水稻品种为优质迟熟中粳南粳9108,水稻单作的稻种量为30 kg·hm⁻²,两种共作模式的稻种量均为27 kg·hm⁻²,于5月20日播种,6月7日机插。机插行株距30×10 cm,每穴4苗。两种共作模式总施纯氮(N)量为226.5 kg N·hm⁻²,基肥施商品有机肥2 250 kg·hm⁻²(N含量1%)和复合肥(N含量28%)300 kg·hm⁻²,计纯氮106.5 kg N·hm⁻²;分蘖肥分2次等量施用,间隔7 d,各施尿素56.25 kg·hm⁻²,计纯氮51.75 kg N·hm⁻²;穗肥施用复合肥(N含量15%)225 kg·hm⁻²和75 kg·hm⁻²尿素,计纯氮68.25 kg N·hm⁻²。对照田总施N量为311.25 kg·hm⁻²,基肥施复合肥(N含量28%)375 kg·hm⁻²,

计纯氮 105 kg N · hm⁻²；分蘖肥施用 2 次，间隔 7 d，分别用 150 kg · hm⁻² 和 112.5 kg · hm⁻² 尿素，计纯氮 120.75 kg N · hm⁻²；穗肥施用复合肥(N 含量 15%)225 kg · hm⁻² 和 112.5 kg · hm⁻² 尿素，计纯氮 85.5 kg N · hm⁻²。水稻单作的杀虫剂、除草剂和杀菌剂使用量分别为 0.8、0.8 和 1.1 kg · hm⁻²。

稻渔共作模式的环沟深为 1.5 m。在田埂四周内侧埋设防逃设施，采用 30~40 目孔径的聚乙烯网片，用小竹竿固定在高出田埂 20~30 cm 处。各模式均于水稻返青后放苗，稻鳅模式投放 3~5 cm 尾-1 的台湾红 (*Misgurnus anguillicaudatus*) 9 万尾 · hm⁻²，稻鲢模式投放 150~200 g · 尾-1 的革胡子鲶鱼苗 (*Clarias gariepinus*) 0.45 万尾 · hm⁻²。分早晚两次投喂，日投量约为鱼体重的 1%，并根据天气情况酌情调整。整个养殖期稻鳅共作和稻鲢共作的总饲料投喂量分别为 1 450 和 1 650 kg · hm⁻²。两种共作模式根据各水稻生育阶段植株高度保持田面以上 10~30 cm 水深，至成熟前 10 d 田面落水。水稻单作参照当地水稻高产栽培要求统一进行。水稻单作、稻鳅共作和稻鲢共作的柴油用量分别为 64.1、75.1 和 75.1 kg · hm⁻²；3 种模式的电力消耗分别为 602、1 249 和 1 249 kWh · hm⁻²。

水稻成熟逐渐降低水位，投放地笼分批捕捞水产动物；对于水稻测产，每小区分别取 100 穴测产并取平均值，以 14.5%含水量折算实际产量。

1.3 营养密度单元 (NDU)

营养密度单元 (Nutrition Density Unit, NDU) 由 Dooren[22] 在 2016 年提出，食品 NDU 计算公式如下[23]：

$$NDU = \frac{\frac{EFA}{DV_{EFA}} + \frac{Protein}{DV_{prot}} + \frac{Fiber}{DV_{fiber}}}{3 \times \frac{S_i}{2000 \text{ kcal}}} \times \beta \tag{1}$$

式中：EFA(g)、Protein (g) 和 Fiber (g) 分别指 100 g 食品所含有的必需脂肪酸、蛋白质和纤维素含量(表 1)；这 3 个参数来源于中国食物成分表；DVEFA(g)、DVprot(g) 和 DVfiber(g) 分别指必需脂肪酸、蛋白质和纤维素的日摄入量，取值 12.40、50 和 25 g；Si(kcal) 指 100 g 食品所含有的热量；β 指食品的可食部分(%)。

表 1 各产品每 100 g 的能量、蛋白质、必需脂肪酸、纤维素和可食部分

项目	单位	稻谷	泥鳅	鲢鱼
能量	kcal	346	96	146
蛋白质	g	7.9	17.9	15.4
纤维素	g	0.6	0	0
必需脂肪酸	g	0.1	0.05	0.11
可食部分	%	64	60	50

1.4 碳足迹评价

1.4.1 碳足迹

不同稻作模式的生命周期是从水稻播种开始，到水稻收获结束。在生命周期中，碳足迹主要由农资投入引起的间接温室气体排放和农业生产中引起的直接温室气体排放两部分构成。

农资生产资料投入产生的温室气体排放 $(CF_{input}, \text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{hm}^{-2})$ 计算公式为：

$$CF_{input} = \sum_{i=1}^n \delta_i \cdot m_i \tag{2}$$

式中：n 为农业生产资料投入的种类； δ_i 表示第 i 种农业生产资料的投入量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 或 $\text{kWh}\cdot\text{hm}^{-2}$)； m_i 表示第 i 种农业生产资料的温室气体排放参数($\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$ 或 $\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$) (表 2), 这些系数主要源自中国生命周期数据库 (CLCD v0.8) 以及 Ecoinvent 2.2 数据库。

表 2 各项农资投入的温室气体排放因子

项目	单位	排放参数	参数来源
N 肥	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	7.48	Chen[24]
P 肥	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	1.14	CLCD. v0.7
K 肥	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.66	CLCD. v0.7
杀虫剂	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	16.61	Ecoinvent2.2
杀菌剂	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	10.15	Ecoinvent2.2
除草剂	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	10.15	Ecoinvent2.2
柴油生产	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.37	CLCD
电力	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$	1.27	CLCD. v0.7
有机肥	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.089	CLCD. v0.7
饲料	$\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.864	Ecoinvent2.2

单位面积碳足迹 CFA 的计算公式表示为：

$$CF_A = CF_{input} + N \times \alpha \times \frac{44}{28} \times 298 + CH_4 \times 34 \quad (3)$$

式中： α 是 N 肥投入引起的 N₂O 排放的排放因子，水稻单作取值为 0.005，稻渔共作取值为 0.003[25]，44/28 为 N₂ 转换为 N₂O 的系数；N 指施用化肥、有机肥或投饲带入系统的纯氮量(kg N·hm⁻²)。CH₄ 排放量引用 Sun 等[26]的文章，水稻单作、稻鳅共作和稻鲢共作分别取值为 315.3、205.5 和 205.5 kg·hm⁻²。

单位产值碳足迹(CFV)，单位利润碳足迹(CFP)，单位 NDU 碳足迹(CFN_{DU})的计算公式分别为：

$$CF_V = CF_A / V \quad (4)$$

$$CF_P = CF_A / P \quad (5)$$

$$CF_{NDU} = CF_A / NDU \quad (6)$$

式中：V 指单位面积总产值(¥·hm⁻²)，根据本研究小组已发表的文献，水稻单作、稻鳅共作、稻鲢共作分别取值 27 592、123 280 和 74 110 ¥·hm⁻²；P 指单位面积总利润(¥·hm⁻²)，水稻单作、稻鳅共作、稻鲢共作分别取值 20 496、87 294 和 55 813 ¥·hm⁻²[21]。

1.4.2 敏感性分析

敏感性分析是指从定量分析的角度研究有关参数发生某种变化对某一个或一组关键指标影响程度的一种不确定分析技术，其实质是通过逐一改变相关变量数值的方法来解释关键指标受这些参数变动影响大小的规律。根据碳足迹热点分析(图 1)，N 肥、有机肥和饲料的投入量、电力消耗、CH₄ 和 N₂O 排放量这 6 个参数在碳足迹中占比较大，其余参数占比均<3%，因此本文仅针对以上 6 个占比较大的输入参数进行敏感性分析(图 2)，分别令这 6 个输入参数的数值在±40%之间变动，得出 CFA 的变幅，分析各参数的敏感性差异。

1.4.3 情景分析

热点分析结果表明电力消耗、饲料投入量、CH₄ 和 N₂O 排放量这 4 个参数对稻渔共作模式的碳足迹结果影响较大，因此在原生产模式(Baseline, BL)的基础上对这 4 个参数进行优化，通过情景分析模拟稻鳅共作和稻鲢共作的 CFA、CFV、CFN_{DU}，量化分析两种稻渔共作模式的碳减排潜力。情景一：采用光伏发电(Photovoltaic Power Generation, PPG)技术替代传统燃煤发电，利用半导体界面的光伏效应将光能直接转变为电能。光伏发电的排放因子取 0.021 2 kg CO₂-eq·kWh⁻¹[27]。情景二：采用高产低碳排放水稻品种(New Varieties, NV)。研究表明，高产低碳排放水稻品种是降低温室气体排放的有效途径，可使水稻产量提高 10.8%，N₂O 排放量降低 18.2%[28]。情景三：提高饲料利用率(Improve feed utilization, IFU)。研究表明优化饲料配比和使用新型饲料等方式可以提高饲料利用率，使饲料投入量减少 16%，水产品产量提高 19%[29]。情景四：综合利用上述 3 种情景(Comprehensive Effects, CE)。

1.5 数据统计

应用 Microsoft Excel 2020 进行数据汇总分析和绘图, 应用 IBM SPSS Statistics 20.0 对不同稻作模式的水稻和水产动物产量进行方差分析, 当处理间存在显著性差异时, 使用 5% 概率水平的最小显著性差异法 (Least-Significant Difference, LSD) 处理平均数之间的差异。

2 结果与分析

2.1 不同生产模式的产量和 NDU

从表 3 可以看出, 水稻单作的水稻产量是 $9\,920\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 分别比稻鳊共作和稻鳊共作高 9.3% 和 6.2%。鳊鱼的产量是 $3\,675\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 比泥鳊的产量低了 18.37%。稻鳊共作中水稻产品 NDU 为 3 356, 泥鳊的产品 NDU 是 10 919, 后者是前者的 3.3 倍。稻鳊共作中水稻产品 NDU 是 3 456, 鳊鱼的产品 NDU 是 5 329, 后者是前者的 1.5 倍。水稻单作的系统 NDU 是 2 349, 稻鳊共作和稻鳊共作的系统 NDU 比其增加了 110%~270%。

表 3 不同稻田生产模式下的产量和 NDU

模式	产量 ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)		NDU		
	水稻	水产	水稻	水产动物	系统
水稻单作	$9\,920\pm127\text{a}$	0	3 670	0	2 349
稻鳊共作	$9\,070\pm156\text{b}$	$4\,350\pm130\text{a}$	3 356	10 919	8 699
稻鳊共作	$9\,340\pm128\text{b}$	$3\,675\pm162\text{b}$	3 456	5 329	4 876

注: 同列中不同小写字母代表差异显著 ($p<0.05$)。

2.2 不同稻作模式碳足迹分析

2.2.1 不同稻作模式的碳足迹及热点分析

从表 4 和表 5 可以看出, 水稻单作、稻鳊共作和稻鳊共作的碳足迹分别为 14 451、11 923 和 12 111 $\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{hm}^{-2}$, 单作比共作高出 19% 和 21%。水稻单作、稻鳊共作和稻鳊共作的单位产值碳足迹分别为 0.56、0.10 和 0.16 $\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{¥}^{-1}$, 前者比后两者高出 2.5~4.6 倍。三种模式的单位利润碳足迹分别为 0.67、0.14 和 0.22 $\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{¥}^{-1}$, 前者比后两者高出 2.0~3.9 倍。水稻单作、稻鳊共作和稻鳊共作的单位 NDU 碳足迹分别为 6.15、1.37 和 2.48 $\text{kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{NDU}^{-1}$, 前者比后两者 1.5~3.5 倍。

表 4 不同稻作模式单位面积碳足迹

项目	农资投入与排放				单位面积碳足迹 ($\text{kg CO}_2\text{ eq}\cdot\text{hm}^{-2}$)		
	单位	水稻单作	稻鳊共作	稻鳊共作	水稻单作	稻鳊共作	稻鳊共作

N 肥	kg • hm ⁻²	263	165	165	1 964	1 234	1 234
P 肥	kg • hm ⁻²	90	78.8	78.8	103	90	90
K 肥	kg • hm ⁻²	90	78.8	78.8	59	52	52
杀虫剂	kg • hm ⁻²	0.8	0	0	12.5	0	0
杀菌剂	kg • hm ⁻²	0.8	0	0	7.6	0	0
除草剂	kg • hm ⁻²	1.1	0	0	11.4	0	0
柴油	kg • hm ⁻²	64.1	75.1	75.1	23.7	27.8	27.8
电力	kWh • hm ⁻²	602	1 249	1 249	765	1 586	1 586
有机肥	kg • hm ⁻²	0	2 250	2 250	0	200	200
饲料	kg • hm ⁻²	0	1 450	1 650	0	1 253	1 426
稻种	kg • hm ⁻²	30	27	27	56.4	50.8	50.8
N ₂ O	kg • hm ⁻²	145	123	123	729	442	457
CH ₄	kg • hm ⁻²	315	206	206	10 720	6 987	6 987
总和	kg CO ₂ -eq • hm ⁻²				14 451	11 923	12 111

表 5 不同生产模式碳足迹

项目	单位	水稻单作	稻鳅共作	稻鳢共作
CFA	kg CO ₂ -eq • hm ⁻²	14 451	11 923	12 110
CFV	kg CO ₂ -eq • ¥ ⁻¹	0.56	0.1	0.16
CFP	kg CO ₂ -eq • ¥ ⁻¹	0.67	0.14	0.22
CFNDU	kg CO ₂ -eq • NDU ⁻¹	6.15	1.37	2.48

注：CFA:单位面积碳足迹；CFV:单位产值碳足迹；CFP:单位利润碳足迹；CFNDU:单位 NDU 碳足迹。

碳足迹热点分析如图 1 所示, 对于水稻单作, CH₄ 排放对碳足迹的占比最大, 为 74.2%, N 肥占比为 13.6%, 电力和 N₂O 排放分别占 5.3%和 5.0%, 其余投入项占比不足 1.0%。稻鳊共作与稻鳊共作各部分占比相似, CH₄ 排放对碳足迹的占比最高(57.7%~58.6%), 电力、饲料和 N 肥占比也较大, 分别为 13.1%~13.3%、10.5%~11.8%和 10.1%~10.4%, 有机肥和 N₂O 排放分别占比 1.6%~1.7%和 3.7%~3.8%, 柴油、稻种、K 肥和 P 肥占比均较小, 分别为 1.2%、0.4%、0.4%和 0.7%。

2.2.2 敏感性分析

不同参数的变幅对稻鳊共作和稻鳊共作 CFA 结果的影响如图 2 所示。就稻鳊共作来看, 当 CH₄ 在 $\pm 40\%$ 变化时, CFA 变化幅度最大, 在 0.76~1.24 倍之间; 当 N 肥、有机肥、电力、饲料、N₂O 在 $\pm 40\%$ 变化时, CFA 变化幅度较小, 分别在 0.96~1.04 倍、0.98~1.01 倍、0.95~1.05 倍、0.96~1.04 倍和 0.96~1.04 倍之间。稻鳊共作各参数的敏感性差异与稻鳊共作相似。

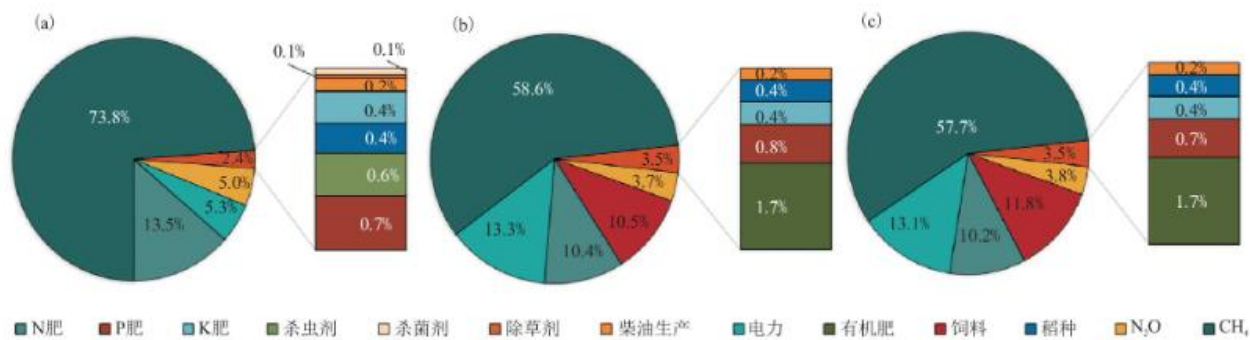


图 1 不同稻作模式碳足迹热点分析

注: a: 水稻单作; b: 稻鳊共作; c: 稻鳊共作。

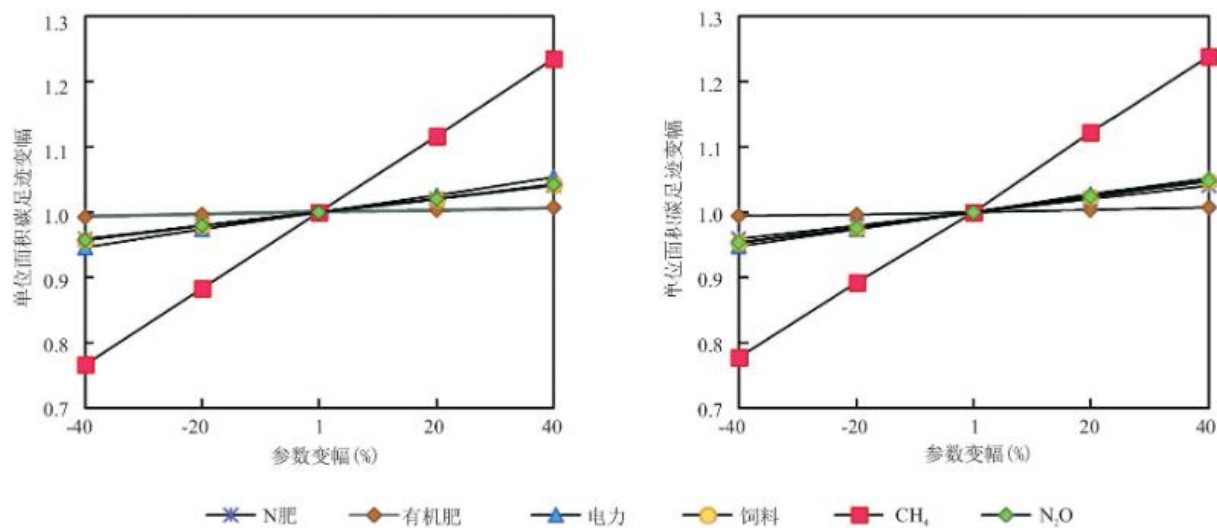


图 2 稻鳊共作(a)和稻鳊共作(b)模式单位面积碳足迹敏感性分析

2.2.3 情景分析

从图 3 可以看出, 各优化情景对于两种稻渔共作模式的碳排放都起到了一定的减缓作用。对于稻鳊共作, 采用光伏发电、水稻新品种和提高饲料利用率可分别使 CFA 降低 13.1%、0.7%和 9.6%, 综合采用 3 种情景可使 CFA 降低 23.4%。采用光伏发电、水稻新品种和提高饲料利用率可分别使 CFV 降低 13.1%、0.7%和 20.1%, 综合采用 3 种情景可降低 33.9%。采用光伏发电、水稻新品种和提高饲料利用率可分别使 CFNDU 降低 13.1%、3.3%和 20.9%, 综合采用 3 种情景可降低 37.3%。对于稻鳊共作, 采用光伏发电、水稻新品种和提高饲料利用率可分别使 CFA 降低 12.9%、0.7%和 10.8%, 综合采用 3 种情景可使 CFA 降低 24.4%。采用光伏发电、水稻新品种和提高饲料利用率可分别使 CFV 降低 12.9%、0.7%和 8.6%, 综合采用 3 种情景可降低 22.2%。采用光伏发电、水稻新品种和提高饲料利用率可分别使 CFNDU 降低 12.9%、5.4%和 9.4%, 综合采用 3 种情景可降低 27.7%。

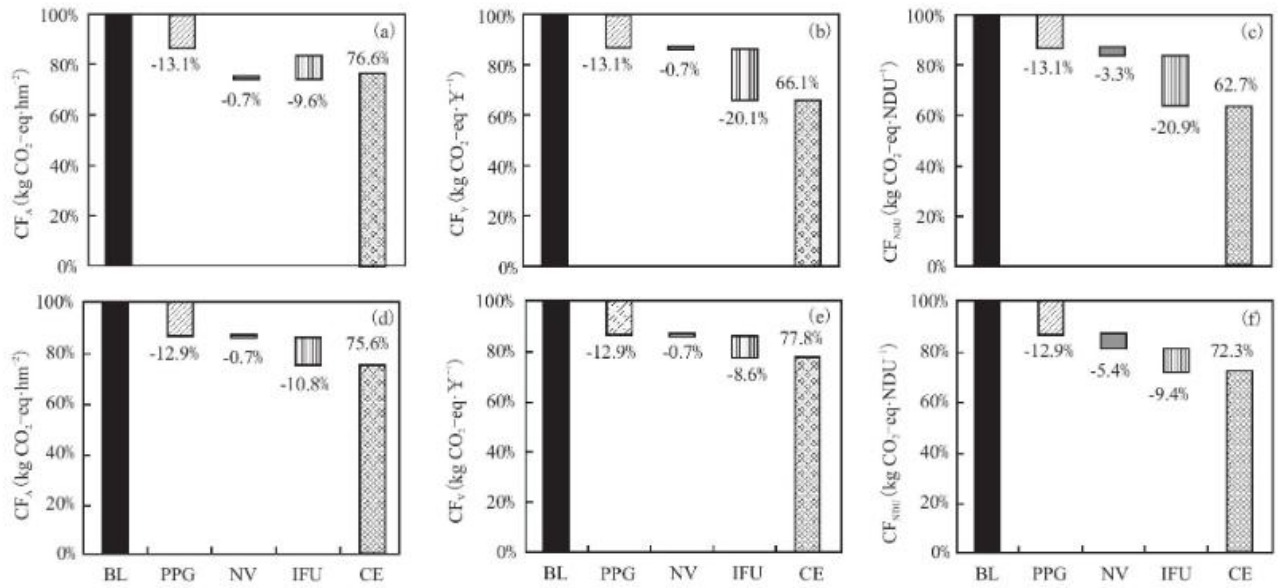


图 3 稻鳊共作和稻鳊共作碳减排潜力的情景分析

注: a, b, c 分别指稻鳊共作的单位面积碳足迹、单位产值碳足迹和单位 NDU 碳足迹; d, e, f 分别指稻鳊共作的单位面积碳足迹、单位产值碳足迹和单位 NDU 碳足迹; BL: 基线模式; PPG: 光伏发电; NV: 新品种; IFU: 提高饲料利用率; CE: 综合效果。

3 讨论

稻鳊共作和稻鳊共作作为一种高附加值的稻田综合种养模式, 符合中国农业绿色可持续发展的方向, 产出的稻谷和水产动物契合消费者对绿色食品的需求, 深受消费者的青睐[30]。稻渔共作模式不仅提高了农民的收益, 稳定了粮食生产, 也促进了渔业的发展。为了实现碳达峰、碳中和的目标, 并更好的推广稻渔共作, 稻渔共作的碳排放应当受到足够的重视。本研究应用生命周期评价法, 评价了两种新型稻渔综合种养模式的碳足迹, 识别出了减排关键调控点。在此基础上, 通过情景分析量化了这两种模式的碳足迹减排潜力并提出优化策略, 为稻渔共作的低碳绿色发展提供科学建议。

本研究碳足迹评价结果表明稻鳊共作和稻鳊共作的碳足迹在 11 923~12 110 kg CO₂-eq·hm⁻² 之间, 大于前人在浙江青田对稻鳊共作的研究结果(5 917~6 510 kg CO₂-eq·hm⁻²) [20]。这主要是由于前人研究[20]中的田间 CH₄ 排放估算明显小于本研究。其次, 饲料投入导致的碳足迹仅是本研究的 19.6%~49.1%, 且并未考虑电力灌溉对碳足迹的影响。目前, 对于稻渔共作模式碳足迹评价的研究还较少, 未来还需要进行不同区域的进一步分析。此外, 前人研究[20]的单位产值碳足迹在 0.11~0.13 kg CO₂-eq·¥⁻¹ 之间, 这与本研究结果(0.10~0.16 kg CO₂-eq·¥⁻¹) 较为接近, 且均低于传统水稻单作模式。这说明共作模式下较高的经济效益可缩小不同模式间碳足迹评价结果的差异, 因此, 寻求碳排放和经济效益之间的平衡点是低碳减排的重中

之重。在本研究中, 稻渔共作的系统 NDU 比水稻单作提高了 110%~270%, 而单位 NDU 碳足迹降低了 59.67%~79.67%。NDU 作为一种无量纲单位, 包含人体所需的三大营养素, 即必需脂肪酸、蛋白质和纤维素。研究中以 NDU 作为碳足迹评价的功能单位可以从营养供给的角度很好的反应不同农业生态系统之间重要的营养差异及其与碳排放之间的关系, 而这也正是前人的研究所未能考虑的[23]。因此本研究突显了采用不同功能单位对碳足迹进行较为全面的评价的必要性。

稻渔共作的农业生态系统碳足迹评价受到众多因素的影响, 如系统边界、排放因子、农事管理和耕作栽培及饲养措施等[19]。因此, 为了提高评价结果的精确度, 本研究进行了碳足迹敏感性分析, 结果表明 CH₄ 排放量对碳足迹结果最敏感, 其次是电力、饲料、N₂O 排放量、N 肥和有机肥。在此基础上, 为了量化分析稻渔共作的碳减排潜力, 本研究针对性地进行了情景分析, 从灌溉耗电、饲料利用率和水稻品种 3 个主要方面对稻渔共作模式进行减排潜力估算。当未来采用光伏发电模式替代传统燃煤发电时, 可在不影响水稻产量和经济效益的同时, 有效减少 12.9%~13.1% 的碳足迹。选用新的水稻品种可减少 18.6% 的 N₂O 排放量, 增加产量 1 000 kg·hm⁻², 有利于农田的高产低排[31]。提高饲料利用率、优化饲料配比、使用新型饲料等方式可以有效减少水产动物的碳足迹排放[32], 并提高水产动物产量, 这可以提高 11.3%~14.2% 的系统 NDU, 碳减排 10.8%~20.1%。综合使用 3 种优化情景可减少约 23.4%~24.4% 的单位面积碳足迹、22.2%~33.9% 的单位产值碳足迹和 27.7%~37.3% 的单位 NDU 碳足迹。因此, 构建增产减排协同的农艺-渔艺融合技术, 可在稳粮兴渔的基础上, 实现稻渔共作的绿色化和低碳化发展。

4 结论

本研究利用生命周期评价法对水稻单作、稻鳅共作和稻鲢共作 3 种稻作模式进行了碳足迹评价, 并利用情景分析对两种共作模式的减排潜力进行了预测。结果表明: 水稻单作的单位面积碳足迹、单位产值碳足迹、单位利润碳足迹和单位营养密度碳足迹分别为 14 451 kg CO₂-eq·hm⁻²、0.56 kg CO₂-eq·¥⁻¹、0.67 kg CO₂-eq·¥⁻¹ 和 6.15 kg CO₂-eq·NDU⁻¹, 两种共作模式分别降低了 16.2%~17.5%、71.4%~82.1%、67.2%~79.1% 和 59.7%~77.7%。综合来看, 稻鳅共作模式具有最高的营养密度产出、经济效益和最低的环境影响, 推广潜力较大。情景分析量化了两种稻渔共作模式的碳减排潜力, 当综合采用光伏发电、水稻新品种和提高饲料利用效率优化策略时, 稻鳅共作和稻鲢共作的碳足迹将降低 23.4%~24.4%。本研究还存在着一定的不足和局限性。(1) 本研究 CH₄ 排放量是引用的前人文献, 且并未区分两种稻渔共作模式。如对排放量进行田间实测, 将进一步提高评价结果的客观性。(2) 国内数据库缺乏农业生产投入如农药和水产动物饲料的碳排放参数, 计算中参考的国外数据库, 对评价结果的准确性会产生影响。随着未来国内数据库的不断完善, 碳足迹评价结果的准确性将进一步提高。

参考文献

- [1] 张卫建, 严圣吉, 张俊, 等. 国家粮食安全与农业双碳目标的双赢策略[J]. 中国农业科学, 2021, 54(18): 3892-3902. ZHANG W J, YAN S J, ZHANG J, et al. Win-win strategy for national food security and agricultural double-carbon goals[J]. Scientia Agriculture Sinica, 2021, 54(18): 3892-3902.
- [2] 程琨, 潘根兴. 农业与碳中和[J]. 科学, 2021, 73(6): 8-12. CHENG K, PAN G X. Agriculture and carbon neutrality[J]. Science, 2021, 73(6): 8-12.
- [3] LIU T Q, LI S H, GUO L G, et al. Advantages of nitrogen fertilizer deep placement in greenhouse gas emissions and net ecosystem economic benefits from no-tillage paddy fields[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 263: 121322.
- [4] XIN F F, XIAO X M, DONG J W, et al. Large increases of paddy rice area, gross primary production, and grain production in Northeast China during 2000-2017[J]. Science of The Total Environment, 2020, 711: 135183.
- [5] 曹黎明, 李茂柏, 王新其, 等. 基于生命周期评价的上海市水稻生产的碳足迹[J]. 生态学报, 2014, 34(2): 491-499. CAO

L M, LI M B, WANG X Q, et al. Life cycle assessment of carbon footprint for rice production in Shanghai[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(2):491-499.

[6] 杨兴杰, 齐振宏, 杨彩艳, 等. 新型农业经营主体能促进生态农业技术推广吗——以稻虾共养技术为例[J]. *长江流域资源与环境*, 2021, 30(10):2545-2556. YANG X J, QI Z H, YANG C Y, et al. Can the new type of agricultural management promote the promotion of ecological agricultural technology: Take rice and shrimp co-cultivation technology as an example[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2021, 30(10):2545-2556.

[7] 唐建军, 李巍, 吕修涛, 等. 中国稻渔综合种养产业的发展现状与若干思考[J]. *中国稻米*, 2020, 26(5):1-10. TANG J J, LI W, LV X T, et al. Development status and rethinking of the integrated rice-fish system in China[J]. *China Rice*, 2020, 26(5):1-10.

[8] 唐会会, 蒋应仕, 徐海峰, 等. 稻鱼综合种养不同水稻品种产量及品质差异研究[J]. *现代农业科技*, 2022(2):23-26. TANG H H, JIANG Y S, XU H F, et al. Study on the differences in yield and quality of different rice varieties in comprehensive rice-fish cultivation[J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, 2022(2):23-26.

[9] 王强盛, 韦琮, 薄雨心, 等. 稻田综合种养技术的绿色效应与发展途径[J]. *中国稻米*, 2019, 25(3):11-14. WANG Q S, WEI C, BO Y X, et al. Green effects and development measures of the combination of planting and breeding technology in paddy field[J]. *China Rice*, 2019, 25(3):11-14.

[10] 徐跑. 中国稻鱼综合种养的发展与展望[J]. *大连海洋大学学报*, 2021, 36(5):717-726. XU P. Development and prospect of integrated rice-fish farming in China: a review[J]. *Journal of Dalian Ocean University*, 2021, 36(5):717-726.

[11] 孟草, 田威, 文春根, 等. 江西省稻渔综合种养产业发展特征及对策[J]. *中国稻米*, 2022, 28(1):28-31. MENG C, TIAN W, WEN C G, et al. Development characteristics and countermeasures of rice-fishing farming industry in Jiangxi[J]. *China Rice*, 2022, 28(1):28-31.

[12] 谭淑豪, 刘青, 张清勇. 稻田综合种养土地利用的生态—经济效果——以湖北省稻虾共作为例[J]. *自然资源学报*, 2021, 36(12):3131-3143. TAN S H, LIU Q, ZHANG Q Y. Study on the ecological-economic effects of rice-aquatic coculture land use pattern: The case of rice-crayfish coculture in Hubei province[J]. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(12):3131-3143.

[13] 林志敏, 李洲, 翁佩莹, 等. 华东南再生稻田温室气体排放特征及碳足迹[J]. *应用生态学报*, 2022:1-16. LIN Z M, LI Z, WENG P Y, et al. Field greenhouse gas emission characteristics and carbon footprint of ratoon rice in southeast China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022:1-16.

[14] 胡乃娟, 史航, 朱利群. 不同麦秸还田方式对周年稻麦轮作农田碳足迹的影响[J]. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(12):2775-2783. HU N J, SHI H, ZHU L Q. Effects of different straw returning modes on carbon footprint in a rice-wheat rotation system[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(12):2775-2783.

[15] XU X M, LAN Y. Spatial and temporal patterns of carbon footprints of grain crops in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 146:218-227.

-
- [16] YU K, FANG X T, ZHANG Y H, et al. Low greenhouse gases emissions associated with high nitrogen use efficiency under optimized fertilization regimes in double-rice cropping systems[J]. *Applied Soil Ecology*, 2021, 160:103846.
- [17] LIU J, CASPERSEN S, YONG J. Growing together gives more rice and aquatic food[J]. *eLife Sciences*, 2022, 11:77202.
- [18] 刘金根, 杨通, 冯金飞. 稻-虾(克氏原螯虾)综合种养模式的碳足迹分析[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(8):1041-1049. LIU J G, YANG T, FENG J F. Carbon footprint analysis of rice-procambarus clarkii integrated farming system[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(8):1041-1049.
- [19] LING L, SHUAI Y J, XU Y, et al. Comparing rice production systems in China: Economic output and carbon footprint[J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 791:147890.
- [20] 崔文超, 焦雯珺, 闵庆文, 等. 土地流转背景下不同经营规模青田稻鱼共生系统的环境影响差异——基于碳足迹的实证研究[J]. *应用生态学报*, 2020, 31(12):4125-4133. CUI W C, JIAO W J, MIN Q W, et al. Environmental impact differences in Qingtian rice-fish culture system at different management scales in the context of land transfer: An empirical study with the carbon footprint method[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(12):4125-4133.
- [21] 车阳, 程爽, 田晋钰, 等. 不同稻田综合种养模式下水稻产量形成特点及其稻米品质和经济效益差异[J]. *作物学报*, 2021, 47(10):1953-1965. CHE Y, CHENG S, TIAN J Y, et al. Characteristics and differences of rice yield, quality, and economic benefits under different modes of comprehensive planting-breeding in paddy fields[J]. *Acta Agronomica Sinica*, 2021, 47(10):1953-1965.
- [22] DOOREN C. Proposing the nutrient density unit as the functional unit in LCAs of foods[M]. 2016.
- [23] XU Q, PENG X, GUO H, et al. Rice-crayfish coculture delivers more nutrition at a lower environmental cost[J]. *Sustainable Production and Consumption*, 2022, 29:14-24.
- [24] CHEN S, LU F, WANG X K, et al. Estimation of greenhouse gases emission factors for China's nitrogen, phosphate, and potash fertilizers[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(19):6371-6383.
- [25] KLEIN C D, NOVOA R, OGLE S, et al. N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application[J]. *Publications*, 2006.
- [26] SUN G, SUN M, DU L S, et al. Ecological rice-cropping systems mitigate global warming - A meta-analysis[J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 789:147900.
- [27] 叶金虎, 赖明. 乡村振兴背景下光伏提水灌溉技术在农业中的应用研究——以广东云浮地区为例[J]. *南方农机*, 2022, 53(2):57-59. YE J H, LAI M. Application of photovoltaic water lifting irrigation technology in agriculture under the background of rural revitalization-taking yunfu area of Guangdong province as an example[J]. *China Southern Agricultural Machinery*, 2022, 53(2):57-59.
- [28] 张卫建, 张艺, 邓艾兴, 等. 我国水稻品种更新与稻作技术改进对碳排放的综合影响及趋势分析[J]. *中国稻米*, 2021, 27(4):53-57. ZHANG W J, ZHANG Y, DENG A X, et al. Integrated impacts and trend analysis of rice cultivar renewal

and planting technology improvement on carbon emission in China[J]. China Rice, 2021, 27(4):53-57.

[29] 吴俊男. 投喂策略对稻鱼共作系统气态氮排放和饲料氮利用的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2021. WU J N. Effects of feeding strategies on gaseous nitrogen emission and feed nitrogen utilization in rice-fish co-cropping system[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2021.

[30] 邓时铭, 何志刚, 邹利, 等. 稻鳅共作模式对土壤营养、酶活性及微生物多样性的影响[J]. 江苏农业科学, 2021, 49(17):216-220. DENG S M, HE Z G, ZHOU L, et al. Effects of rice loach co-cultivation model on soil nutrition, enzyme activity and microbial diversity[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2021, 49(17):216-220.

[31] JIANG Y, GROENIGEN K J, HUANG S, et al. Higher yields and lower methane emissions with new rice cultivars[J]. Global Change Biology, 2017, 23.

[32] 董红敏, 李玉娥, 陶秀萍, 等. 中国农业源温室气体排放与减排技术对策[J]. 农业工程学报, 2008(10):269-273. DONG H M, LI Y E, TAO X P, et al. China greenhouse gas emissions from agricultural activities and its mitigation strategy[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2008(10):269-273.