

基于LCA的市域尺度稻田系统温室气体排放评估方法及实证：以台州市为例

张丽华^{1,2}, 杨 铮³, 南 琼⁴, 程 钰¹, 李宏庆^{3*}

1. 山东师范大学 地理与环境学院, 济南 250358

2. 中国科学院沈阳应用生态研究所 中国科学院污染生态与环境工程重点实验室, 沈阳 110016

3. Chair of Circular Economy and Recycling Technology, Technical University of Berlin, Berlin 10623, Germany

4. 浙江大学 环境与资源学院, 杭州 310058

摘 要：开展稻田温室气体排放量化评估，明确稻田温室气体（greenhouse gases, GHGs）排放的构成、分布及其变化趋势，是推进农业绿色可持续发展的重要前提。基于生命周期评价法（life cycle assessment, LCA），筛选集成稻田 CO₂、CH₄、N₂O 排放评估模型，提出市域尺度稻田 GHGs 排放核算框架，并量化分析 2001—2017 年台州市不同类型水稻 GHGs 排放的构成、分布及其变化趋势。结果表明：（1）水稻单位面积碳足迹呈现上升趋势，单位产量碳足迹呈下降趋势；单季稻单位面积碳足迹最高（8467 kg·hm⁻²，以 CO₂ 计，余同），连作晚稻单位产量碳足迹最高（1.28 kg·kg⁻¹）。（2）2001—2017 年台州市水稻田 GHGs 排放总量呈下降趋势，从 1110.52 Gg（以 CO₂ 计，余同）降至 557.23 Gg；2017 年水稻 GHGs 排放主要集中于温岭市（131.39 Gg）、临海市（121.64 Gg），玉环市排放量最低（9.37 Gg），早稻和连作晚稻 GHGs 排放主要集中在温岭市，单季稻 GHGs 排放集中于临海市。（3）在农资投入碳足迹构成中化肥占比最大（50.46%），单位面积碳足迹结构中 CH₄ 占比最大（75.26%）。通过展开在市域尺度上水稻 GHGs 排放的核算过程，旨在为农田系统的碳排放提供更加精细化的计算方式，并为寻找更有效的碳减排路径及农田系统的可持续发展提供科学支撑。

关键词：人地关系；低碳农业；温室气体排放；稻田系统；乡村人地系统

Evaluation method and empirical study of greenhouse gas emissions from a city-scale rice field system based on LCA: taking Taizhou City as an example

ZHANG Lihua^{1,2}, YANG Zheng³, NAN Qiong⁴, CHENG Yu¹, LI Hongqing^{3*}

1. College of Geography and Environment, Shandong Normal University, Jinan 250358, China

2. Key Laboratory of Pollution Ecology and Environmental Engineering of Chinese Academy of Sciences, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China

收稿日期：2022-06-30；**录用日期：**2022-07-11；**网络出版：**2022-07-26

Received Date: 2022-06-30; **Accepted Date:** 2022-07-11; **Online first:** 2022-07-26

基金项目：德国联邦教育与研究部城市地区可持续发展计划项目“城乡共构”（01LE1804A1）；德国联邦教育与研究部“城市同伴”项目（01DO17037）

Foundation Item: German Federal Ministry of Education and Research for the Sustainable Development of Urban Areas “Urban-Urural Assembly” (01LE1804A1); German Federal Ministry of Education and Research for the Peer-to-Peer Program of the URBANI[XX] (01DO17037)

通信作者：李宏庆, E-mail: lihongq@163.com

Corresponding Author: LI Hongqing, E-mail: lihongq@163.com

引用格式：张丽华, 杨 铮, 南 琼, 等. 2023. 基于 LCA 的市域尺度稻田系统温室气体排放评估方法及实证：以台州市为例 [J]. 地球环境学报, 14(6): 796–808.

Citation: Zhang L H, Yang Z, Nan Q, et al. 2023. Evaluation method and empirical study of greenhouse gas emissions from a city-scale rice field system based on LCA: taking Taizhou City as an example [J]. *Journal of Earth Environment*, 14(6): 796–808.

3. Chair of Circular Economy and Recycling Technology, Technical University of Berlin, Berlin 10623, Germany

4. College of Environmental & Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China

Abstract: Background, aim, and scope Carrying out a chemical assessment of greenhouse gas (GHGs) emissions from rice fields and clarifying the composition and distribution of GHGs from rice fields and their changing trends are important prerequisites for promoting the green and sustainable development of agriculture. Through the assessment of GHGs emissions from paddy fields at the municipal-scale, we can have a more intuitive understanding of the carbon emissions from paddy fields in the mesoscale region, thus providing scientific theoretical support for the sustainable development of rice production. **Materials and methods** The data were obtained mainly from statistical yearbooks and relevant literature, this study proposes a municipal-scale rice field GHGs emission accounting framework based on the screening of integrated rice field CO₂, CH₄ and N₂O emission assessment models using the life cycle evaluation method, and quantitatively analyzes the composition and distribution of different types of rice GHGs emissions and their changing trends in Taizhou from 2001—2017. **Results** (1) The total GHGs emissions from rice fields in Taizhou City from 2001—2017 showed a decreasing trend, from 1110.52 Gg to 557.23 Gg; the carbon footprint (CF) per unit area showed an increasing trend and the CF per unit yield showed a decreasing trend; the CF per unit area was highest for single-cropping rice (8467 kg·hm⁻²) and the highest CF per unit yield for continuous late rice (1.28 kg·kg⁻¹). (2) In 2017, GHGs emissions from rice were mainly concentrated in Wenling City (131.39 Gg) and Linhai City (121.64 Gg), with the lowest emissions in Yuhuan City (9.37 Gg), and GHGs emissions from early rice and continuous late rice were mainly concentrated in Wenling City. Single-cropping rice is concentrated in Linhai City. (3) Fertilizer accounts for the largest rate (50.46%) in the CF composition of agricultural inputs, and CH₄ accounts for the largest rate (75.26%) in the CF structure per unit area. **Discussion** (1) GHGs emissions from paddy fields are closely related to the local GHGs emission factor, the quantity of agricultural materials inputs and rice yield. The higher amount of agricultural inputs made the paddy field GHGs emissions high. And lower rice yield caused higher CF per unit of yield. (2) In terms of standardization of rice data, all types of rice GHGs emission coefficients and conversion coefficients were accounted for using IPCC standards and relevant statistical yearbooks, and by comparing with the data of related studies in the whole country and various provinces and regions, our findings are consistent with them. **Conclusions** (1) GHGs emissions from rice fields have obvious characteristics of temporal changes. the total GHGs emissions from rice fields in Taizhou City from 2001 to 2017 showed a decreasing trend, from 1110.52 Gg to 557.23 Gg. The CF per unit area of all three types of rice had an increasing trend, and the CF per unit yield had a slight decreasing trend. (2) There are significant spatial differences in GHGs emissions from rice fields. 2017 GHGs emissions from rice are mainly concentrated in Wenling City and Linhai City, while Yuhuan City has the lowest emissions. (3) CH₄ is the main contributor in the composition of GHGs emissions from rice fields, and the contribution of chemical fertilizers is also larger. **Recommendations and perspectives** Improving the utilization rate of production materials, mulching paddy fields, compound farming, returning organic fertilizer to the field after fermentation, appropriate level of nitrogen application, water-saving irrigation, and optimizing planting structure are effective ways to reduce carbon input and GHGs emissions from rice fields in Taizhou.

Key words: human-land relationship; low-carbon agriculture; GHGs emissions; paddy system; rural human-land system

农业是人为温室气体排放主要来源之一, 农产品(包括其生产、运输和加工)占全球排放量的20%以上(IPCC, 2014; Huang et al., 2017), 而高碳排放有可能抑制农业经济增长(Zhang et al., 2019)。水稻是全球及中国最重要

的作物之一(Wang et al., 2017a), 其种植规模的持续扩大也带来化肥、农药、农膜和机械等生产资料的高消耗(Steinmetz et al., 2016; O'Loughlin et al., 2017; Yuan and Peng, 2017; Lyu et al., 2020), 而其中大部分生产资料来自化石能源和

不可再生资源, 因此具有高碳排放特征 (薛冰, 2017; Al-Mansour and Jecic, 2017; 殷捷等, 2022)。长期以来, 水稻产量增加主要依赖于农业原料 (尤其是化肥) 的高投入, 但也因此导致土壤酸化 (Saber et al., 2021) 和 水体富营养化 (Zhang et al., 2019)、气候变化 (Saber et al., 2020) 和生物多样性丧失 (Wang et al., 2017b; 刘鑫等, 2021) 等系列问题。同时, 劳动力密集耕作和机械使用也导致温室气体和其他空气污染物排放 (甄伟等, 2017)。但过去对于水稻的碳排放研究, 特别是系数测定一直存在知识空白, 其主要原因在于水稻包含早稻、晚稻以及连作稻等不同类型, 且碳排放系数受到气候条件和耕作方式等影响 (李波等, 2011)。

作为世界上水稻耕种面积最大的国家, 中国水稻种植约占农业温室气体排放总量的 16% (陈松文等, 2021), 学者们对农业领域温室气体排放的关注主要集中于稻田 CH_4 的排放, 因农业要素投入、能源消耗和废弃物处置等带来的农地利用的排放, 以及畜禽粪便管理带来的 CH_4 和 N_2O 的排放等 (Dong et al., 2018; Liu et al., 2018; 刘琼和肖海峰, 2020; 翟家宁等, 2021)。还有部分研究集中在碳排放总量、排放模式和驱动因子上, 评估肥料使用率对某一作物系统碳排放的影响, 如水稻生产 (Jiang et al., 2019) 和小麦生产 (朱宁等, 2018); 有学者从洲际尺度评估中国、印度、越南等八个东南亚国家稻田 CH_4 、 N_2O 排放 (Wassmann et al., 2004; Maraseni et al., 2018); 以及从区域尺度等探究作物生产温室气体排放时空模式及其构成, 例如: 陈中督等 (2018) 基于 2004—2014 年的统计数据评价中国南方 9 省双季稻生产碳足迹时空分布及其构成; 黄晓敏等 (2016) 基于 2004—2013 年的统计数据估算东三省 3 种粮食作物的生产碳排放; 谢婷等 (2021) 基于多年的统计数据及土壤检测数据分析湖北省农田生态系统的温室气体排放特征。

然而, 目前温室气体排放的研究大多集中在国家尺度或省级尺度, 鲜有基于市域尺度对不同种类水稻温室气体排放的时空变化研究, 这制约了对某类型水稻某个重要稻作区的生产提供相应的减排固碳措施以及政策改革创新方向。另外, 大多研究对稻田温室气体排放的计算方法不够全面, 导致评估结果存在较大误差。因此, 亟需建

立市域尺度上的温室气体核算框架, 以全面合理地评估水稻产生的温室气体排放量。本研究在综合多种评估方法的基础上, 以浙江省台州市为研究区, 基于台州市 2001—2017 年不同种类水稻种植面积、产量及农业资料投入等各类统计数据, 采用生命周期评价方法, 评估台州市及其分区水稻田温室气体排放的构成、分布及其变化趋势, 为寻找有效的减排途径并为水稻生产的可持续发展提供科学依据。

1 研究区概况

台州市位于浙江省中部沿海, 地跨东经 $120^{\circ}17'$ — $121^{\circ}56'$ 、北纬 $28^{\circ}01'$ — $29^{\circ}20'$, 是长江三角洲中心区 27 城之一; 属亚热带季风气候区, 雨水充沛, 气候温和湿润; 2022 年, 台州市平均气温 19.2°C , 降水量 1199.5 mm, 日照时数 1668.1 h。截至 2022 年, 全市辖 3 个区、3 个县、3 个县级市, 陆地总面积 10050 km^2 , 水稻种植面积最高达 222634 hm^2 (<https://tjj.zj.gov.cn/col/col1525563/index.html>)。台州市是浙江省水稻主产区之一, 依据《台州统计年鉴》(<http://tjj.zjtz.gov.cn/col/col1229020475/index.html?uid=5569088&pageNum=1>) 中所统计的水稻种类, 将水稻耕种类型分为早稻、单季稻和连作晚稻, 并结合《全国农产品成本收益资料汇编》(<https://www.zgtjnj.org/navibooklist-n3022010404-1.html>) 中对浙江省水稻种类的划分, 以及对当地水稻管理人员的咨询, 确定本研究中早稻主要为早籼稻, 单季稻主要为晚籼稻和粳稻 (比例约为 7 : 1), 连作晚稻主要为晚籼稻。

2 材料与方法

2.1 研究边界

本研究的系统边界为台州市早稻、单季稻和连作晚稻各自生育期内直接、间接温室气体排放量, 主要包括水稻农业资料投入 (柴油、电力、肥料、种子、农药、农膜) 及农事操作 (耕作、施肥、灌溉、播种、打药、收获) 过程中所产生的间接碳排放、水稻生长期间稻田 CH_4 引起的直接碳排放及水稻生长期间稻田 N_2O 引起的直接和间接碳排放。水稻生育期内呼吸作用产生的 CO_2 要小于光合作用固定的 CO_2 , 因此一般不计算水稻 CO_2 直接排放量 (Röös et al., 2014)。

2.2 数据来源

水稻种植面积及产量数据来自《台州统计年鉴(2002—2018)》,水稻种植过程中的农业资料投入(柴油、电力、肥料、种子、农药、农膜)数据来自《全国农产品成本收益资料汇编(2002—2018)》《中国物价年鉴(2002—2013)》(<https://data.cnki.net/yearBook/single?id=N2014120060>)、《中国农村统计年鉴(2002—2018)》(<https://data.cnki.net/yearBook/single?id=N2023010191>)及相关网站,缺失数据采用线性插值法得出。

2.3 水稻田温室气体排放计算方法

运用生命周期评价法计算水稻生产过程中温室气体排放量,构建市域尺度水稻田温室气体排放更全面的评估模型(图1)。根据《ISO 14067:2018 温室气体-产品碳足迹-量化要求及指南》(ISO, 2018),生命周期评价指对一个产品系统的生命周期中输入、输出及其潜在环境影响的汇总和评价,评价过程包括4个步骤,即定义目的与确定范围、分析清单、评估影响和解释结果。农业资料投入碳排放计算和稻田CH₄排放核算参考《2006年IPCC国家温室气体清单指南》(IPCC, 2006),稻田N₂O排放的核算方法参考营娜等(2013)的研究。

为选取适合台州市水稻的系数,围绕浙江水

稻品种、种植习惯收集文献资料,通过阅读、归纳和整理,汇总2001—2017年浙江省审定的不同种类的水稻品种和台州市实际种植的水稻品种,确定台州市的水稻种类为早籼稻、晚籼稻和粳稻以及各类水稻的生育期(蔡东升, 2017; 房玉伟等, 2018; 张黎明等, 2019; 何豪豪和林友根, 2021)。之后对不同种类水稻的草谷比进行检索,根据毕于运(2010)的整理,选取20世纪80年代中期对浙江嘉兴市水稻大田生产调查得出的草谷比。水稻秸秆还田率检索到长江中下游地区(刘晓永和李书田, 2017)和浙江省嘉兴市(葛佳颖和沈其林, 2017)的数据,后进行综合取平均。对于稻田CH₄排放因子,多数学者(谢婷等, 2021; 唐志伟等, 2022)参考《省级温室气体清单编制指南》(<http://www.cbcsd.org.cn/sjk/nengyuan/standard/home/20140113/download/shengjiwenshiqiti.pdf>),该排放因子是基于2005年各地区稻田物理条件平均所得,不适用于中小尺度的研究,而本研究基于浙江省不同类型水稻的单产、草谷比、秸秆还田率、稻田水分状况得出稻田CH₄日排放因子,再根据各类水稻的生育期得出稻田CH₄排放因子,更符合台州市实际情况。对于稻田N₂O排放因子则参考营娜等(2013)研究中统计的国内外系数,并从中选取适合浙江省稻田的排放因子。

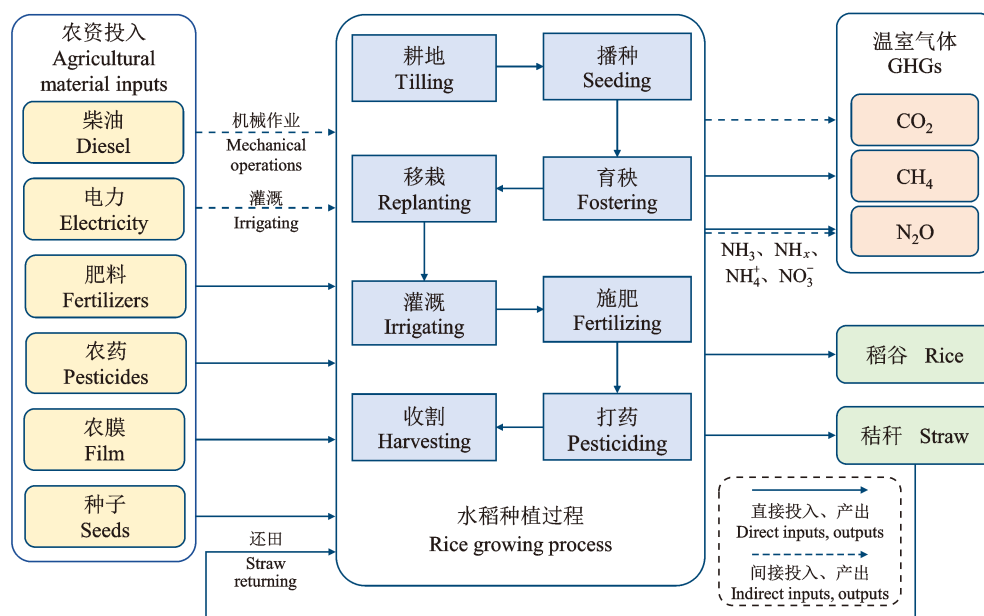


图1 水稻种植单元过程边界示意图

Fig. 1 Schematic of the process boundary of the rice growing unit

水稻田农业资料投入的碳足迹计算公式如下所示 (IPCC, 2006; 王兴等, 2017):

$$C_i = \sum (\partial \times m)_i \quad (1)$$

式中: C_i 为水稻生产过程中的农业资料投入的单位面积碳足迹 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); i 表示该水稻系统整个生产过程中直接投入和农事操作间接投入的 i 种农业资料; ∂ 表示 i 种农业资料投入量 (kg); m 表示第 i 种农业资料温室气体排放系数。农资投入排放系数从中国生命周期评价基础数据库 (CLCD)

(<http://www.ike-global.com/#/products-2/chinese-lca-database-clcd>) 及 Ecoinvent2.2 (<https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/login/>) 数据库获取 (表 1)。

表 1 农资投入温室气体排放系数

Tab. 1 Coefficient of greenhouse gas (GHGs) emissions of different material for agricultural production

项目 Item	单位 Unit	排放系数 Coefficient	来源 Source
柴油 Diesel	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	4.10	CLCD0.7
电力 Electricity	$\text{kg} \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$	0.82	CLCD0.7
氮肥 Nitrogen fertilizer	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	2.36	CLCD0.7
磷肥 Phosphate fertilizer	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	1.63	CLCD0.7
钾肥 Potassium fertilizer	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.65	CLCD0.7
复合肥 Compound fertilizer	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	1.77	CLCD0.7
水稻种子 Rice seed	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	1.84	Ecoinvent2.2
杀虫剂 Insecticides	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	16.61	Ecoinvent2.2
杀菌剂 Fungicides	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	10.57	Ecoinvent2.2
除草剂 Herbicides	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	10.15	Ecoinvent2.2
农膜 Film	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$	22.72	Ecoinvent2.2

水稻生长期间稻田 CH_4 引起的直接碳排放计算公式如下 (IPCC, 2006):

$$C_{\text{CH}_4} = E_{i,j,k} \times t_{i,j,k} \times 28 \quad (2)$$

式中: C_{CH_4} 为稻田 CH_4 排放相当于 CO_2 的量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); $E_{i,j,k}$ 是 i 、 j 、 k 条件下的日排放因子 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 以 CH_4 计); $t_{i,j,k}$ 表示 i 、 j 、 k 条件下的水稻生育期 (d)。 i 、 j 、 k 分别代表不同稻田

系统、水分状况、有机肥添加量及其他可引起稻田 CH_4 排放变化的条件; 28 为百年尺度下 CH_4 相对于 CO_2 的全球增温潜势值 (IPCC, 2021)。

水稻日排放因子 $E_{i,j,k}$ 可根据以下公式计算 (IPCC, 2006):

$$E_{i,j,k} = E_C \times S_W \times S_P \times S_O \quad (3)$$

式中: E_C 是持续灌水稻田的基准排放因子 (以 CH_4 计, $1.3 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) (Yan et al., 2005); S_W 为生育期不同水分状况的换算系数, S_P 为生育期前季不同水分状况的换算系数, 结合肖玉 (2005) 的研究, 因华南双季稻区为 $S_W=1$ 、 $S_P=1$, 华中双季稻区为 $S_W=1$ 、 $S_P=1$, 故浙江台州市取 $S_W=1$ 、 $S_P=1$; S_O 是秸秆还田后 CH_4 排放修正系数。

秸秆还田后 CH_4 排放修正系数 S_O 可根据以下公式计算 (IPCC, 2006):

$$S_O = (1 + \sum R_n \times f_n)^{0.59} \quad (4)$$

式中: f_n 表示在土壤中秸秆还田的转换系数, 单季稻取值 0.29, 早稻和连作晚稻取值 0.5 (逯非, 2010); n 表示不同水稻类型; R_n 为每季秸秆干物质还田量 ($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$)。

每季秸秆干物质还田量 R_n 可根据以下公式计算 (陈中督等, 2019):

$$R_n = Y \times r_n \times I_p \times 0.85 \times \frac{1}{1000} \quad (5)$$

式中: Y 为水稻产量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); r_n 为水稻草谷比, 早稻为 0.68, 单季稻为 1.25, 连作晚稻为 1.11 (毕于运, 2010); I_p 为水稻的秸秆还田系数 (农户秸秆还田占秸秆产量的比例), 取值 0.59 (葛佳颖和沈其林, 2017; 刘晓永和李书田, 2017); 0.85 为水稻秸秆干重占鲜重的比值 (IPCC, 2000); 1/1000 为单位换算。

水稻生长期间稻田 N_2O 引起的直接和间接碳排放计算公式如下 (营娜等, 2013):

$$C_{\text{N}_2\text{O}} = (D_{\text{N}_2\text{O}} + O_{\text{N}_2\text{O}} + G_{\text{N}_2\text{O}} + L_{\text{N}_2\text{O}}) \times 44 \div 28 \times 265 \quad (6)$$

式中: $C_{\text{N}_2\text{O}}$ 是稻田 N_2O 排放相当于 CO_2 的量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); $D_{\text{N}_2\text{O}}$ 为氮肥和复合肥引起的直接 N 排放量; $O_{\text{N}_2\text{O}}$ 为有机肥 (秸秆还田) 引起的直接 N 排放量; $G_{\text{N}_2\text{O}}$ 为土壤中合成氮肥、有机肥挥发沉降引起的间接 N 排放量; $L_{\text{N}_2\text{O}}$ 为土壤中合成氮肥、有机肥淋溶径流引起的间接 N 排放量; 44/28 是将 N 的排放量转化为 N_2O 的排放量; 265 为百年尺度下, N_2O 相对于 CO_2 的全球增温潜势值

(IPCC, 2021)。

氮肥和复合肥引起的直接N排放量 D_{N_2O} 可根据以下公式计算(营娜等, 2013):

$$D_{N_2O} = (N_s + a \times N_c) \times F_1 \quad (7)$$

式中: N_s 和 N_c 分别为单位面积氮肥折纯量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和复合肥施用量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); a 为复合肥中含N量,取30%(Gao et al., 2011)。

有机肥(秸秆还田)引起的直接N排放量 O_{N_2O} 可根据以下公式计算(营娜等, 2013):

$$O_{N_2O} = N_o \times F_1 \quad (8)$$

式中: N_o 为有机肥(秸秆还田)折纯N的施用量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); F_1 为氮肥等投入引起的 N_2O -N直接排放因子(0.005)(邹建文等, 2009; 廖千家骅和颜晓元, 2011; 刘巧辉, 2017)。

土壤中合成氮肥、有机肥挥发沉降引起的间接N排放量 G_{N_2O} 可根据以下公式计算(营娜等, 2013):

$$G_{N_2O} = (N_s + a \times N_c + N_o) \times F_G \times F_2 \quad (9)$$

式中: F_2 为通过N挥发沉降造成的 N_2O -N间接排放因子,其过程相当于肥料施用,因此等价于 F_1 (Zheng et al., 2004); F_G 是以 NH_3 和 NH_x 形式挥发沉降的化肥N比例(0.1)。

土壤中合成氮肥、有机肥淋溶径流引起的间接N排放量 L_{N_2O} 可根据以下公式计算(营娜等, 2013):

$$L_{N_2O} = (N_s + a \times N_c + N_o) \times F_L \times F_3 \quad (10)$$

式中: F_3 为通过N淋溶径流造成的 N_2O -N间接排放因子(0.0075)(邹建文等, 2009; 廖千家骅和颜晓元, 2011; 刘巧辉, 2017); F_L 为土壤中以 NH_4^+ 和 NO_3^- 形式淋溶径流损失的化肥N比例(0.3)(Zhang et al., 2009)。

水稻田单位面积碳足迹汇总 C_a 可根据以下公式计算(陈中督等, 2019):

$$C_a = C_i + C_{CH_4} + C_{N_2O} \quad (11)$$

式中: C_a 为单位面积碳足迹($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)。

水稻田单位产量碳足迹 C_y 可根据以下公式计算(王兴等, 2017; 陈中督等, 2019):

$$C_y = C_a \div Y \quad (12)$$

式中: C_y 为单位产量碳足迹($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

水稻田每年碳排放总量 C 可根据以下公式计算(IPCC, 2006; 王兴等, 2017; 陈中督等, 2019):

$$C = C_a \times A_n \times 10^{-6} \quad (13)$$

式中: C 为水稻每年碳排放总量(Gg), A_n 为不同类型水稻的种植面积(hm^2)。

3 结果分析

3.1 水稻生产碳足迹变化

3.1.1 单位面积碳足迹

台州市水稻生产单位面积碳足迹如图2a所示。可以看出:2001—2017年,水稻单位面积碳足迹总体有微弱上升趋势,年均7504 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;整体变化趋势比较一致,均呈缓慢上升趋势;不同种类水稻单位面积碳足迹差别较大,单季稻单位面积碳足迹最高,年均达8467 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,其次是连作晚稻,年均8126 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,早稻单位面积碳足迹最低,年均6316 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

3.1.2 单位产量碳足迹

台州市水稻生产单位产量碳足迹如图2b所示。2001—2017年,水稻单位产量碳足迹总体在1.01—1.37 $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 浮动,总体趋势与单位面积碳足迹正相反,略有波动下降;连作晚稻单位产量碳足迹最高,年均1.28 $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$;其次是单季稻,年均1.19 $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$;早稻单位产量碳足迹最低,年均1.08 $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

3.1.3 单位面积碳足迹结构

台州市水稻单位面积碳足迹结构如图3所示。总体来看,2001—2017年 CH_4 排放所占比例最高,但略有下降趋势,从76.47%降至72.95%,平均占比75.26%;而农资投入碳排放则与之相反,略有上升趋势,从14.20%升至18.34%,平均占比15.70%; N_2O 排放占比最小,且略有降低趋势,平均占比9.03%。从早稻来看, CH_4 排放所占比例略低于水稻总体水平,平均占比69.39%;农资投入碳排放占比略高于水稻总体水平,平均为20.17%。其中农资投入碳足迹结构如图4所示。总体来看,2001—2017年,在台州市水稻农资投入碳足迹结构中,化肥所占比例最大(50.46%),但占比呈明显下降趋势,从2001年的59.58%降至2017年的43.57%,说明国家对减少化学肥料使用的号召发挥了一定作用;其次为柴油占比,因机械化水平提高有明显上升趋势,从12.06%增至34.46%;农药占比虽小,但整体增幅显著,从2001年的3.70%上升到2012年的9.32%,后略有下降趋势,这是由于随着农药的长期连年使用,

各种病虫害产生抗药性,造成农药用量持续增加(尹国军,2006),后随着生物源农药的研发(刘振海等,2009)以及稻田农药科学减施技术的推广(顾中言等,2012),农药施用量得到一定的控制;随着育种技术的提高,每公顷种子用量也随之下降,种子所占比例表现出持续降低的趋势,从2001年的7.74%下降至2017年的4.80%。单季稻与连作晚稻的变化趋势大体一致,因为单季稻与

连作晚稻水稻品种均主要为晚籼稻,二者除生育期不同外,其他方面差异不大。早稻相对单季稻和连作晚稻而言,相应化肥占比较小、种子占比较大,是由于台州市晚籼稻育种技术较为先进。除早稻外,单季稻与连作晚稻均没有使用农膜,是由于早稻播种时间较早,农膜的保温作用能在早春时节保证种子的萌发(莫海玲和陈彩虹,1993),但随着种子用量的减少,农膜用量也逐渐减少。

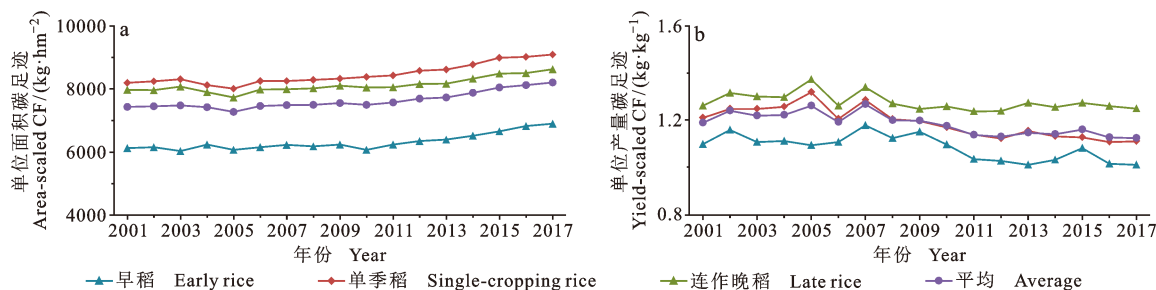


图2 2001—2017年台州市早稻、单季稻、连作晚稻和3种水稻平均的单位面积碳足迹(a)、单位产量碳足迹(b)
Fig. 2 Carbon footprint per unit area (a), carbon footprint per unit yield (b) for early rice, single-cropping rice, late rice and 3 types of rice on average in Taizhou during 2001—2017

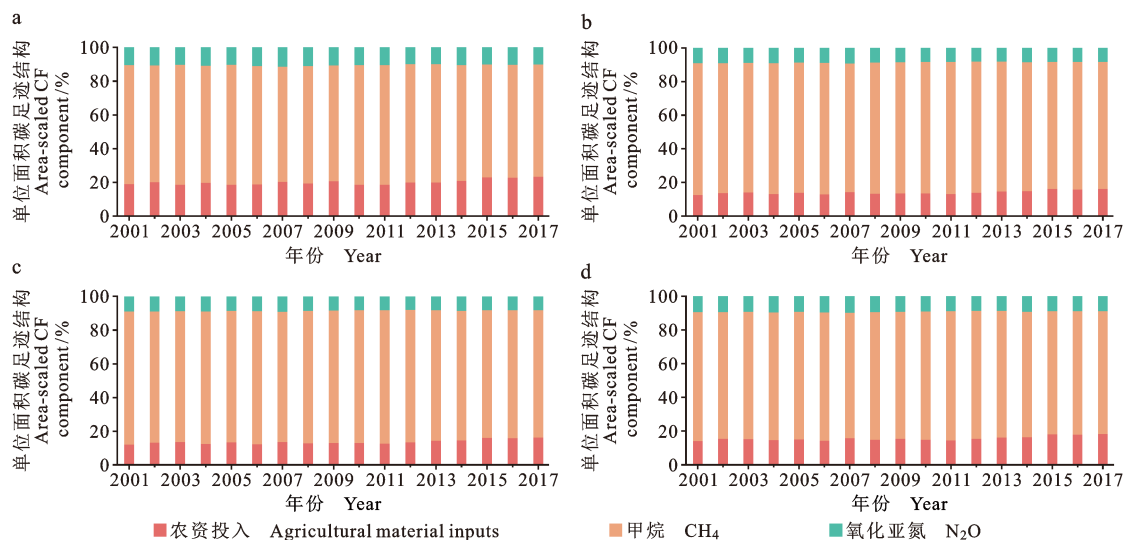


图3 2001—2017年台州市早稻(a)、单季稻(b)、连作晚稻(c)及3种水稻平均(d)的单位面积碳足迹结构变化
Fig. 3 Changes in carbon footprint structure per unit area of early rice (a), single-cropping rice (b), continuous late rice (c) and 3 types of rice on average (d) in Taizhou during 2001—2017

3.2 稻田温室气体排放时空格局分析

2001—2017年台州市稻田温室气体排放总量变化如图5所示。从整体上看,台州市稻田温室气体排放总量波动下降趋势明显,2001年水稻温室气体排放总量为1110.52 Gg,到2014年降至534.34 Gg,再到2017年略抬升至557.23 Gg,水稻温室气体排放总量与水稻种植总面积变化趋势表现一致。

2017年台州市稻田温室气体排放空间分布格局如表2所示。可以看出:台州市不同地区不同种类水稻的温室气体排放量存在明显差异。从总体上看,水稻田温室气体排放主要集中在温岭市和临海市两个水稻主产区,排放量分别为131.39 Gg、121.64 Gg;玉环市排放量最低,为9.37 Gg,原因是玉环市陆地面积较小,且沿海滩涂面积较大,土壤盐渍化程度较高,不适宜耕种一般的水

稻,但随着海水稻种植技术的研发(万吉丽等, 2022),玉环市水稻种植情况会有所改善。早稻和连作晚稻温室气体排放主要集中于温岭市,排放量分别为 57.85 Gg、33.36 Gg;临海市单季稻温室气体排放量最高,为 76.52 Gg。

4 讨论

开展不同种类水稻温室气体排放评估对促进水稻的低碳管理和农业碳减排政策推进具有重要的基础性作用(林斌等, 2022)。2021 年,浙江省发改委与生态环境厅共同发布的《浙江省应对气候变化“十四五”规划》(https://fzggw.zj.gov.cn/art/2021/6/16/art_1229123366_2302792.html)中指出,要控制农业活动温室气体排放。过去主要

从农资投入(陈中督等, 2018;冯靖仪, 2020)或 CH_4 排放等方面(党慧慧等, 2021;张学智等, 2021;唐志伟等, 2022)计算水稻生产碳足迹。为更精准地计算水稻在不同尺度上的温室气体排放水平,结合生命周期评价方法,在筛选集成各种温室气体排放评估模型的基础上,进行基于面积和产量的两种碳排放系数的核算,并针对不同水稻类型早稻、单季稻和连作晚稻进行分类核算。与陈中督等(2018)在南方稻区仅对双季稻的研究相比,本研究优势在于不仅扩充了水稻类型,同时在水稻种植时间差异上进行了更加具体的划分;此外,本文在系数选择上的差异,对中尺度及相似地区的研究更有参考价值。

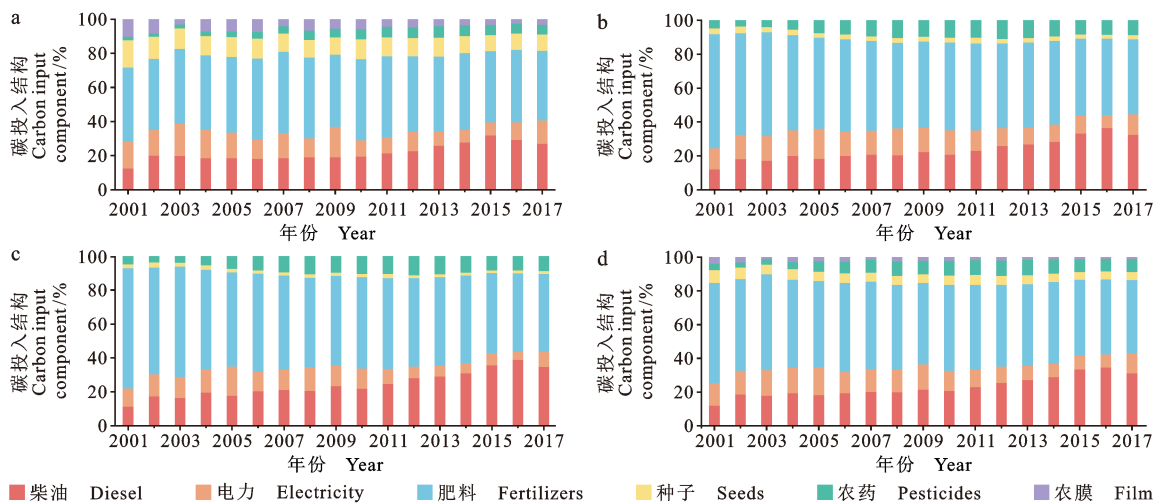


图4 2001—2017年台州市早稻(a)、单季稻(b)、连作晚稻(c)及3种水稻合计(d)生产碳投入的结构变化
Fig. 4 Structural changes in carbon inputs for production of early rice (a), single-cropping rice (b), late rice (c) and all three rice species combined (d) in Taizhou during 2001–2017

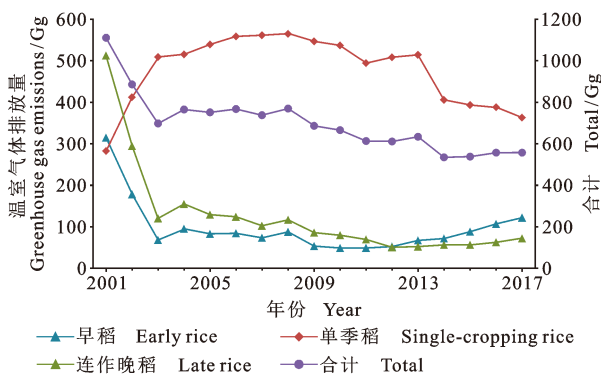


图5 2001—2017年台州市早稻、单季稻、连作晚稻及3种水稻合计温室气体排放总量

Fig. 5 Total GHGs emissions of early rice, single-cropping rice, late rice and all three types of rice combined in Taizhou during 2001–2017

在数据精准性方面,对比临近地区其他的研究数据,江苏省苏州市 2011—2012 年水稻单位面积碳足迹为 $8748 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (张丽, 2018),略高于本研究数据,主要是由于该研究区秸秆机械粉碎全量还田消耗的柴油增加引起的碳排放量较高。根据福建省 2018—2019 年稻田单位产量碳足迹的实验数据,早稻、单季稻和连作晚稻分别为 $1.01 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $0.85 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.76 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (林志敏等, 2022),而本研究结果分别为 $1.08 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $1.19 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1.28 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$,高于福建省的数据,其原因一方面是计算过程中考虑秸秆还田引起的碳排放,另一方面台州市水稻单产较低,而单位面积碳足迹高,是连作晚稻单位产量碳足迹偏高的主要原因。 CH_4 是稻田温室气体最大贡献者(王兴

等, 2017; 帅艳菊, 2021; 张杏雨等, 2021), 但通过农田覆膜、复合种养、有机肥发酵后还田、施氮、节水灌溉、控释肥或配施生物抑制剂、适量生物炭还田以及免耕少耕等方式可以有效减少

稻田 CH_4 排放 (张怡等, 2013; 盘礼东和李瑞, 2021; 刘珂纯等, 2022; 王雅霏等, 2022)。因此, 减少 CH_4 的排放将对降低整个稻田系统中温室气体的排放具有重要作用。

表 2 2017 年台州市水稻田温室气体排放总量空间分布
Tab. 2 Spatial distribution of total GHGs emissions from rice fields in Taizhou City in 2017

地区	Region	早稻	Early rice	单季稻	Single-cropping rice	连作晚稻	Late rice	合计	Total
椒江区	Jiaojiang District	11.45		12.32		7.76		31.53	
黄岩区	Huangyan District	2.99		29.39		3.89		36.26	
路桥区	Luqiao District	10.26		17.68		6.19		34.13	
三门县	Sanmen County	11.34		32.01		2.63		45.98	
天台县	Tiantai County	0.67		66.76		0.01		67.44	
仙居县	Xianju County	1.39		75.79		1.11		78.29	
玉环市	Yuhuan City	1.53		6.87		0.97		9.37	
温岭市	Wenling City	57.85		40.18		33.36		131.39	
临海市	Linhai City	27.19		76.52		17.93		121.64	
合计	Total	121.94		363.03		72.26		557.23	

在对温室气体排放类型的考虑中, 通过对农业资料投入造成的间接碳排放、水稻生长期间稻田 CH_4 引起的直接碳排放及水稻生长期间稻田 N_2O 引起的直接和间接碳排放的计算, 实现不同类型稻田温室气体排放在统一标准下的综合估算与比较衡量, 客观地反映出稻田温室气体排放在台州市及各县市区的异同。但在计算过程中也发现, 受台州市水稻生产过程中直接碳排放和土壤固碳水平等相关数据缺乏的制约, 对温室气体排放的评估尚不能构成一个完整的体系, 现阶段只能以相关实验研究中的某个实验点得到的系数来计算直接和间接温室气体排放, 但随着时间的变化, 温室气体排放和土壤固碳有较大差异, 因此, 从点到面的推算代表性差且与实际情况有较大差异 (邓志明, 2020)。因此, 未来如果要更精准地评估台州市不同种类水稻生产的温室气体排放水平, 则需要通过更多实验监测点的设置来实现长期数据的监测和监控, 以进一步提高数据的精准性和完整度。

5 结论

以浙江省台州市为案例区域, 基于相关统计数据, 采用生命周期评价方法, 评估台州市及其分区水稻田温室气体排放的构成、分布及其变化趋势。结论如下: (1) 台州市三种类型水稻单位面积碳足迹均有上升趋势, 单位产量碳足迹略有下降趋势, 单季稻单位面积碳足迹最高, 年均达

$8467 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 连作晚稻单位产量碳足迹最高, 年均 $1.28 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 早稻单位面积碳足迹、单位产量碳足迹均最低, 年均分别为 $6316 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $1.08 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$; (2) 2001—2017 年台州市水稻田温室气体排放总量呈下降趋势, 从 1110.52 Gg 降至 557.23 Gg ; 2017 年水稻温室气体排放主要集中于温岭市、临海市, 排放量分别为 131.39 Gg 、 121.64 Gg , 玉环市排放量最低, 为 9.37 Gg , 早稻和连作晚稻温室气体排放主要集中在温岭市, 单季稻集中于临海市。(3) 在农资投入碳足迹构成中, 化肥占比最大, 平均为 50.46% , 在单位面积碳足迹结构中, CH_4 所占比例最大, 平均为 75.26% 。因此, 提高生产资料利用率、稻田覆膜、复合种养、有机肥发酵后还田、适当的施氮水平、节水灌溉、优化种植结构等是降低台州市水稻田碳投入及温室气体排放的有效途径。

参考文献

- 毕于运. 2010. 秸秆资源评价与利用研究 [D]. 北京: 中国农业科学院. [Bi Y Y. 2010. Study on straw resources evaluation and utilization in China [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences.]
- 蔡东升. 2017. 台州市单季稻品种比较试验 [J]. 现代农业科技, (22): 38–39. [Cai D S. 2017. Comparative experiment of single cropping rice varieties in Taizhou [J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, (22): 38–39.]
- 陈松文, 刘天奇, 曹凑贵, 等. 2021. 水稻生产碳中和现状

- 及低碳稻作技术策略[J]. *华中农业大学学报*, 40(3): 3–12. [Chen S W, Liu T Q, Cao C G, et al. 2021. Situation of carbon neutrality in rice production and techniques for low-carbon rice farming [J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 40(3): 3–12.]
- 陈中督, 徐春春, 纪 龙, 等. 2018. 2004—2014 年南方稻区双季稻生产碳足迹动态及其构成[J]. *应用生态学报*, 29(11): 3669–3676. [Chen Z D, Xu C C, Ji L, et al. 2018. Dynamic of carbon footprint and its composition for double rice production in southern China during 2004—2014 [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 29(11): 3669–3676.]
- 陈中督, 李凤博, 冯金飞, 等. 2019. 长江下游地区稻麦轮作模式碳足迹研究——基于生命周期评价[J]. *中国农业资源与区划*, 40(12): 81–90. [Chen Z D, Li F B, Feng J F, et al. 2019. Study on carbon footprint for rice-wheat rotation system in the lower reaches of Yangtze River—based on the life cycle assessment [J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 40(12): 81–90.]
- 党慧慧, 刘 超, 伍翥嵘, 等. 2021. 不同播期粳稻稻田甲烷排放及综合效益研究[J]. *生态环境学报*, 30(7): 1436–1446. [Dang H H, Liu C, Wu Z R, et al. 2021. Methane emission and comprehensive benefits of japonica rice paddy field with different sowing dates [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 30(7): 1436–1446.]
- 邓志明. 2020. 长江中游区域不同稻田种植系统的固碳能力和碳足迹[D]. 武汉: 华中农业大学. [Deng Z M. 2020. Carbon footprints and carbon sequestration capacity of different rice cropping systems in the middle Yangtze River region [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University.]
- 房玉伟, 李荣德, 陈孝赏, 等. 2018. 2001—2015 年浙江省常规早籼稻品种审定与推广现状[J]. *中国稻米*, 24(4): 40–44, 49. [Fang Y W, Li R D, Chen X S, et al. 2018. Analysis on the status of cultivar registration and extension of conventional early indica rice in Zhejiang Province during 2001—2015 [J]. *China Rice*, 24(4): 40–44, 49.]
- 冯靖仪. 2020. 稻田作物生产的碳足迹及化肥减施的温室气体减排潜力研究[D]. 杭州: 浙江大学. [Feng J Y. 2020. Study on carbon footprint of crop and greenhouse gas emission reduction potential of chemical fertilizer reduction in rice field [D]. Hangzhou: Zhejiang University.]
- 葛佳颖, 沈其林. 2017. 嘉兴市农作物秸秆综合利用概况及几点建议[J]. *浙江农业科学*, 58(12): 2096–2098. [Ge J Y, Shen Q L. 2017. Overview of comprehensive utilization of crop straw in Jiaxing City and some suggestions [J]. *Journal of Zhejiang Agricultural Sciences*, 58(12): 2096–2098.]
- 顾中言, 徐广春, 徐德进, 等. 2012. 稻田农药科学减量的技术体系及其原理[J]. *江苏农业学报*, 28(5): 1016–1024. [Gu Z Y, Xu G C, Xu D J, et al. 2012. Technical system for scientific reduction of pesticide use in rice field and its principle [J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 28(5): 1016–1024.]
- 何豪豪, 林友根. 2021. 2020 年台州市杂交晚粳稻品种比较试验[J]. *现代农业科技*, (18): 54–57. [He H H, Lin Y G. 2021. Comparative test of late japonica hybrid rice varieties in Taizhou in 2020 [J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, (18): 54–57.]
- 黄晓敏, 陈长青, 陈铭洲, 等. 2016. 2004—2013 年东北三省主要粮食作物生产碳足迹[J]. *应用生态学报*, 27(10): 3307–3315. [Huang X M, Chen C Q, Chen M Z, et al. 2016. Carbon footprints of major staple grain crops production in three provinces of Northeast China during 2004—2013 [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 27(10): 3307–3315.]
- 李 波, 张俊飏, 李海鹏. 2011. 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*, 21(8): 80–86. [Li B, Zhang J B, Li H P. 2011. Research on spatial-temporal characteristics and affecting factors decomposition of agricultural carbon emission in China [J]. *China Population, Resources and Environment*, 21(8): 80–86.]
- 廖千家骅, 颜晓元. 2011. 亚洲地区稻田 N_2O 排放影响因子统计模拟分析[J]. *环境科学*, 32(1): 38–45. [Liao Q J H, Yan X Y. 2011. Statistical analysis of factors influencing N_2O emission from paddy fields in Asia [J]. *Environmental Science*, 32(1): 38–45.]
- 林 斌, 徐 孟, 汪笑溪. 2022. 中国农业碳减排政策、研究现状及展望[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 30(4): 500–515. [Lin B, Xu M, Wang X X. 2022. Mitigation of greenhouse gas emissions in China's agricultural sector: current status and future perspectives [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 30(4): 500–515.]
- 林志敏, 李 洲, 翁佩莹, 等. 2022. 再生稻田温室气体排放特征及碳足迹[J]. *应用生态学报*, 33(5): 1340–1351. [Lin Z M, Li Z, Weng P Y, et al. 2022. Field greenhouse gas emission characteristics and carbon footprint of ratoon rice [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 33(5): 1340–1351.]
- 刘珂纯, 王旭东, 赵 鑫, 等. 2022. 我国稻田甲烷主要减

- 排措施的技术效应与影响因素[J]. 吉林农业大学学报, 44(1): 61–70. [Liu K C, Wang X D, Zhao X, et al. 2022. Technical effects and influencing factors of main methane emission management practices in China's paddy fields [J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 44(1): 61–70.]
- 刘巧辉. 2017. 基于 IPCC 排放因子方法学的中国稻田和菜地氧化亚氮直接排放量估算[D]. 南京: 南京农业大学. [Liu Q H. 2017. Statistic estimation of direct N₂O emissions from paddy rice and vegetable fields in China's mainland based on IPCC methodology [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University.]
- 刘 琼, 肖海峰. 2020. 农地经营规模与财政支农政策对农业碳排放的影响[J]. 资源科学, 42(6): 1063–1073. [Liu Q, Xiao H F. 2020. The impact of farmland management scale and fiscal policy for supporting agriculture on agricultural carbon emission [J]. *Resources Science*, 42(6): 1063–1073.]
- 刘晓永, 李书田. 2017. 中国秸秆养分资源及还田的时空分布特征[J]. 农业工程学报, 33(21): 1–19. [Liu X Y, Li S T. 2017. Temporal and spatial distribution characteristics of crop straw nutrient resources and returning to farmland in China [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 33(21): 1–19.]
- 刘 鑫, 王 蕾, 胡飞龙, 等. 2021. 《生物多样性公约》下有关农药化肥减量要求及我国的对策建议[J]. 生态与农村环境学报, 37(9): 1129–1136. [Liu X, Wang L, Hu F L, et al. 2021. Requirements for reduction of pesticides and fertilizers under the *Convention on biological diversity and the countermeasure suggestions for China* [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 37(9): 1129–1136.]
- 刘振海, 张海清, 霸丽娜. 2009. 生物源农药宁南霉素对水稻立枯病的防治效果[J]. 作物研究, 23(4): 265–268. [Liu Z H, Zhang H Q, Ba L N. 2009. Effect of biological pesticide ningnanmycin on rice blight control [J]. *Crop Research*, 23(4): 265–268.]
- 逯 非, 王效科, 韩 冰, 等. 2010. 稻田秸秆还田: 土壤固碳与甲烷减排[J]. 应用生态学报, 21(1): 99–108. [Lu F, Wang X K, Han B, et al. 2010. Straw return to rice paddy: soil carbon sequestration and increased methane emission [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 21(1): 99–108.]
- 莫海玲, 陈彩虹. 1993. 几种早稻育秧技术的比较试验[J]. 广西农业科学, 24(6): 245–247. [Mo H L, Chen C H. 1993. Comparative experiment of several early rice seedling raising techniques [J]. *Guangxi Agricultural Sciences*, 24(6): 245–247.]
- 盘礼东, 李 瑞. 2021. 有机覆盖措施对土壤肥力的影响研究现状及展望[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 39(6): 91–101, 122. [Pan L D, Li R. 2021. Research status and prospect of effects of organic mulching on soil fertility [J]. *Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences)*, 39(6): 91–101, 122.]
- 帅艳菊. 2021. 湖北省主要稻作模式温室气体排放模拟研究[D]. 武汉: 华中农业大学. [Shuai Y J. 2021. Simulation research on greenhouse gas emission of major rice-based cropping systems in Hubei Province [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University.]
- 唐志伟, 张 俊, 邓艾兴, 等. 2022. 我国稻田甲烷排放的时空特征与减排途径[J]. 中国生态农业学报(中英文), 30(4): 582–591. [Tang Z W, Zhang J, Deng A X, et al. 2022. Spatiotemporal characteristics and reduction approaches of methane emissions from rice fields in China [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 30(4): 582–591.]
- 万吉丽, 刘佳音, 张国栋, 等. 2022. 袁隆平与海水稻[J]. 杂交水稻, 37(S1): 96–103. [Wan J L, Liu J Y, Zhang G D, et al. 2022. Yuan Longping and salt-water rice [J]. *Hybrid Rice*, 37(S1): 96–103.]
- 王 兴, 赵 鑫, 王钰乔, 等. 2017. 中国水稻生产的碳足迹分析[J]. 资源科学, 39(4): 713–722. [Wang X, Zhao X, Wang Y Q, et al. 2017. Assessment of the carbon footprint of rice production in China [J]. *Resources Science*, 39(4): 713–722.]
- 王雅霏, 杨喜爱, 潘 婷, 等. 2022. 覆盖对水稻田温室气体排放效应的影响[J]. 作物研究, 36(1): 1–8. [Wang Y F, Yang X A, Pan T, et al. 2022. Effect of mulching on greenhouse gas emissions from paddy field [J]. *Crop Research*, 36(1): 1–8.]
- 肖 玉. 2005. 中国稻田生态系统服务功能及其经济价值研究[D]. 北京: 中国科学院地理科学与资源研究所. [Xiao Y. 2005. Study on the service function and economic value of rice field ecosystem in China [D]. Beijing: Institute of Geographical Sciences and Resources, Chinese Academy of Sciences.]
- 谢 婷, 张 慧, 苗 洁, 等. 2021. 湖北省农田生态系统温室气体排放特征与源/汇分析[J]. 农业资源与环境学报, 38(5): 839–848. [Xie T, Zhang H, Miao J, et al. 2021. Greenhouse gas emission characteristics and source/

- sink analysis of farmland ecosystem in Hubei Province [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 38(5): 839–848.]
- 薛冰. 2017. 空气污染物与温室气体的协同防控 [J]. *改革*, 282(8): 78–80. [Xue B. 2017. Coordinated prevention and control of air pollutants and greenhouse gases [J]. *Reform*, 282(8): 78–80.]
- 殷婕, 盛茂银, 王霖娇. 2022. 中国陆地生态系统植硅体碳汇潜力估算研究进展 [J]. *贵州师范大学学报(自然科学版)*, 40(2): 27–33, 80. [Yin J, Sheng M Y, Wang L J. 2022. Reviews on phytolith carbon sink potential estimation of terrestrial ecosystems in China [J]. *Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences)*, 40(2): 27–33, 80.]
- 尹国军. 2006. 生物源农药对水稻病虫的影响及增产作用 [J]. *上海农业科技*, (2): 104–105. [Yin G J. 2006. Effects of biogenic pesticides on rice diseases and insect pests and yield increase [J]. *Shanghai Agricultural Science and Technology*, (2): 104–105.]
- 营娜, 麻金继, 周丰, 等. 2013. 中国农田肥料 N_2O 直接和间接排放重新评估 [J]. *环境科学学报*, 33(10): 2828–2839. [Ying N, Ma J J, Zhou F, et al. 2013. Re-quantification of the direct/indirect N_2O emissions from agricultural fertilizer in China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 33(10): 2828–2839.]
- 翟家宁, 李宏庆, 任婉侠, 等. 2021. 市域尺度农村系统氮素流动及污染氮足迹核算——以沈阳市为例 [J]. *应用生态学报*, 32(12): 4475–4487. [Zhai J N, Li H Q, Ren W X, et al. 2021. Nitrogen flow and polluted nitrogen footprint accounting of rural systems at the municipal scale: the case of Shenyang [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 32(12): 4475–4487.]
- 张黎明, 贝道正, 陶永刚, 等. 2019. 台州市黄岩区优质杂交晚稻新品种比较试验 [J]. *现代农业科技*, (12): 23–24. [Zhang L M, Bei D Z, Tao Y G, et al. 2019. Comparative experiment on new varieties of high quality late hybrid rice in Huangyan District of Taizhou City [J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, (12): 23–24.]
- 张丽. 2018. 南方典型稻作系统绿肥和秸秆还田对温室气体排放特征和环境效应的影响 [D]. 南京: 南京农业大学. [Zhang L. 2018. Integrative effects of green manure and straw incorporation on greenhouse gas emissions and environmental performance under the typical rice cropping systems in southern China [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University.]
- 张杏雨, 李思宇, 余锋, 等. 2021. 作物秸秆还田对稻田温室气体排放效应的研究进展 [J]. *杂交水稻*, 36(5): 1–7. [Zhang X Y, Li S Y, Yu F, et al. 2021. Research progresses on the effects of crop straw returning on greenhouse gas emission in paddy field [J]. *Hybrid Rice*, 36(5): 1–7.]
- 张学智, 王继岩, 张藤丽, 等. 2021. 中国农业系统甲烷排放量评估及低碳措施 [J]. *环境科学与技术*, 44(3): 200–208. [Zhang X Z, Wang J Y, Zhang T L, et al. 2021. Assessment of methane emissions from China's agricultural system and low carbon measures [J]. *Environmental Science & Technology*, 44(3): 200–208.]
- 张怡, 吕世华, 马静, 等. 2013. 水稻覆膜节水综合高产技术对稻田 CH_4 排放的影响 [J]. *生态环境学报*, 22(6): 935–941. [Zhang Y, Lü S H, Ma J, et al. 2013. Effect of high-yield rice planting technique integrated with plastic mulching for water saving on methane emission from rice fields [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 22(6): 935–941.]
- 甄伟, 秦全德, 匡耀求, 等. 2017. 广东省种植业能源消费温室气体排放影响因素分析 [J]. *科技管理研究*, 37(7): 78–85. [Zhen W, Qin Q D, Kuang Y Q, et al. 2017. Factor analysis of energy consumption related greenhouse gas emissions from crop production system in Guangdong Province [J]. *Science and Technology Management Research*, 37(7): 78–85.]
- 朱宁, 曹博, 秦富. 2018. 基于化肥削减潜力及碳减排的小麦生产效率 [J]. *中国环境科学*, 38(2): 784–791. [Zhu N, Cao B, Qin F. 2018. Research of wheat production efficiency based on fertilizer reduction potential and carbon emission reduction [J]. *China Environmental Science*, 38(2): 784–791.]
- 邹建文, 秦艳梅, 刘树伟. 2009. 不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 排放量估算: 模型建立 [J]. *环境科学*, 30(2): 313–321. [Zou J W, Qin Y M, Liu S W. 2009. Quantifying direct N_2O emissions from paddy fields during rice growing season in China: model establishment [J]. *Environmental Science*, 30(2): 313–321.]
- Al-Mansour F, Jejcic V. 2017. A model calculation of the carbon footprint of agricultural products: the case of Slovenia [J]. *Energy*, 136: 7–15.
- Dong F, Yu B L, Hadachin T, et al. 2018. Drivers of carbon emission intensity change in China [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 129: 187–201.
- Gao B, Ju X T, Zhang Q, et al. 2011. New estimates of direct N_2O emissions from Chinese croplands from 1980 to

- 2007 using localized emission factors [J]. *Biogeosciences*, 8(10): 3011–3024.
- Huang X M, Chen C Q, Qian H Y, et al. 2017. Quantification for carbon footprint of agricultural inputs of grains cultivation in China since 1978 [J]. *Journal of Cleaner Production*, 142: 1629–1637.
- IPCC. 2000. Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories [R]. Kanagawa: Institute for Global Environmental Strategies.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: energy [R]. Kanagawa: Institute for Global Environmental Strategies.
- IPCC. 2014. Climate change 2014: synthesis report [R]. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC. 2021. Climate Change 2021: the physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [R]. Cambridge: Cambridge University Press.
- ISO. 2018. ISO 14067: 2018 greenhouse gases: carbon footprint of products: requirements and guidelines for quantification [S]. Brussels: CEN-CENELEC Management Centre.
- Jiang Z H, Zhong Y M, Yang J P, et al. 2019. Effect of nitrogen fertilizer rates on carbon footprint and ecosystem service of carbon sequestration in rice production [J]. *The Science of the Total Environment*, 670: 210–217.
- Liu W W, Zhang G, Wang X K, et al. 2018. Carbon footprint of main crop production in China: magnitude, spatial-temporal pattern and attribution [J]. *Science of the Total Environment*, 645: 1296–1308.
- Lyu Y F, Zhang X H, Yang X D, et al. 2020. Performance assessment of rice production based on yield, economic output, energy consumption, and carbon emissions in Southwest China during 2004–2016 [J]. *Ecological Indicators*, 117: 106667. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106667.
- Maraseni T N, Deo R C, Qu J S, et al. 2018. An international comparison of rice consumption behaviours and greenhouse gas emissions from rice production [J]. *Journal of Cleaner Production*, 172: 2288–2300.
- O'Loughlin J, Finnan J, McDonnell K. 2017. Accelerating early growth in miscanthus with the application of plastic mulch film [J]. *Biomass and Bioenergy*, 100: 52–61.
- Röös E, Sundberg C, Hansson P A. 2014. Carbon footprint of food products [M]// Muthu S S. Assessment of carbon footprint in different industrial sectors, volume 1. Singapore: Springer: 85–112.
- Saber Z, Esmacili M, Pirdashti H, et al. 2020. Exergo-environmental-life cycle cost analysis for conventional, low external input and organic systems of rice paddy production [J]. *Journal of Cleaner Production*, 263: 121529. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121529.
- Saber Z, van Zelm R, Pirdashti H, et al. 2021. Understanding farm-level differences in environmental impact and eco-efficiency: the case of rice production in Iran [J]. *Sustainable Production and Consumption*, 27: 1021–1029.
- Steinmetz Z, Wollmann C, Schaefer M, et al. 2016. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? [J]. *The Science of the Total Environment*, 550: 690–705.
- Wang S Q, Zheng W B, Currell M, et al. 2017a. Relationship between land-use and sources and fate of nitrate in groundwater in a typical recharge area of the North China Plain [J]. *Science of the Total Environment*, 609: 607–620.
- Wang Z B, Chen J, Mao S C, et al. 2017b. Comparison of greenhouse gas emissions of chemical fertilizer types in China's crop production [J]. *Journal of Cleaner Production*, 141: 1267–1274.
- Wassmann R, Neue H U, Ladha J K, et al. 2004. Mitigating greenhouse gas emissions from rice-wheat cropping systems in Asia [J]. *Environment, Development and Sustainability*, 6(1): 65–90.
- Yan X Y, Yagi K, Akiyama H, et al. 2005. Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields [J]. *Global Change Biology*, 11(7): 1131–1141.
- Yuan S, Peng S B. 2017. Trends in the economic return on energy use and energy use efficiency in China's crop production [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 70: 836–844.
- Zhang L, Pang J X, Chen X P, et al. 2019. Carbon emissions, energy consumption and economic growth: evidence from the agricultural sector of China's main grain-producing areas [J]. *The Science of the Total Environment*, 665: 1017–1025.
- Zhang Q, Streets D G, Carmichael G R, et al. 2009. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(14): 5131–5153.
- Zheng X H, Han S H, Huang Y, et al. 2004. Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N₂O emission from Chinese croplands [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(2). DOI: 10.1029/2003GB002167.