

DOI: 10.12357/cjea.20240393

CSTR: 32371.14.cjea.20240393

和君强, 熊孜, 邓林, 廖奇林, 刘代欢, 戴青云. 基于生命周期评价的杨梅鲜果碳足迹研究[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2025, 33(3): 413–423

HE J Q, XIONG Z, DENG L, LIAO Q L, LIU D H, DAI Q Y. Carbon footprint assessment of fresh *Myrica rubra* fruit based on LCA[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2025, 33(3): 413–423

基于生命周期评价的杨梅鲜果碳足迹研究*

和君强^{1,2}, 熊孜^{3**}, 邓林^{1,2}, 廖奇林¹, 刘代欢^{1,2}, 戴青云^{1,2}

(1. 永清环保股份有限公司 长沙 410330; 2. 土壤养分管理与污染修复国家工程研究中心 南京 211135; 3. 湘潭市农业综合服务中心 湘潭 411100)

摘要: 碳足迹是生产某一产品在其生命周期直接或间接排放的 CO₂ 当量。在推动绿色可持续发展的背景下, 产品碳足迹是评估产品环境影响的重要指标, 有助于企业和个人制定相应的减排措施和绿色发展战略。本文以生命周期评价方法为基础, 采用 ISO 14067 和 PAS 2050 中规定的碳足迹核算方法, 对怀化某杨梅基地鲜果产品碳足迹进行了系统研究。杨梅鲜果没有指定的产品碳足迹-产品种类规则 (CFP-PCR), 本文结合实际, 将功能单位定义为生产 1 kg 杨梅鲜果, 系统边界为从摇篮到农场门。通过调研获得活动水平数据, 涵盖原料获取、杨梅种植 (除草、整形、修剪、施肥和采摘) 以及包装和仓储等生命过程; 经核算, 该基地生产 1 kg 杨梅鲜果的碳足迹为 0.185 kg(CO₂-eq)·kg⁻¹, 其中原料获取、种植过程及包装和仓储环节对整体碳足迹的贡献率分别为 63.00%、36.31% 和 0.69%。对比不同碳排放来源看, 肥料上游生产及施肥后的直接排放是杨梅鲜果碳足迹最主要的排放源, 累积贡献率可达 91.00%。从单个碳排放源看, 复合肥上游生产贡献率最大 (42.92%), 其次为有机肥的上游生产贡献率 (18.56%), 因此, 复合肥的减量增效对杨梅鲜果碳减排意义重大。本文采用 ISO 14067 中规定的方法进行不确定性分析和敏感性分析。结果显示, 本研究碳足迹核算结果的不确定性较小 (贡献率变幅为 ±9%), 当两种肥料的活动数据在 -20%~20% 变动时, 复合肥敏感性较大 (贡献率变幅为 -8.28%~7.24%), 其次为有机肥 (贡献率变幅为 -5.39%~5.04%)。为进一步降低杨梅鲜果产品碳足迹和提升竞争力, 本文建议在不影响产品功能和效率的情况下, 采用碳排放因子更小的肥料 (如有机肥、缓释肥和生物炭等) 和包装材料 (如生物基和可降解等), 以及更清洁的运输工具 (如电驱动) 和能源供给方式 (如光伏等), 以期能够为本地杨梅产业科学控制温室气体排放和发展低碳农业提供参考依据。

关键词: 杨梅; 产品碳足迹; 全生命周期; 碳减排; 低碳农业

中图分类号: F326.13; S663.9; X24

Carbon footprint assessment of fresh *Myrica rubra* fruit based on LCA*

HE Junqiang^{1,2}, XIONG Zi^{3**}, DENG Lin^{1,2}, LIAO Qilin¹, LIU Daihuan^{1,2}, DAI Qingyun^{1,2}

(1. Yonker Environmental Protection Co., Ltd., Changsha 410330, China; 2. National Engineering Research Center for Soil Nutrient Management and Pollution Remediation, Nanjing 211135, China; 3. Xiangtan Agricultural Comprehensive Service Center, Xiangtan 411100, China)

Abstract: Carbon footprint is the CO₂ equivalent emissions directly or indirectly emitted from the production of a product over its life cycle. In promoting green and sustainable development, the carbon footprint of a product is an important indicator of its environmental

* 国家重点研发计划项目 (2018YFC1802700, 2018YFC1802702) 资助

** 通信作者: 熊孜, 主要从事农业资源利用、农业环境治理等方面研究。E-mail: sunflowerxiongzi@sina.com

和君强, 主要从事土壤肥料、农业环境和绿色生态农业等方面研究。E-mail: 365155513@qq.com

收稿日期: 2024-07-04 接受日期: 2024-09-18

* This study was supported by the National Key Research and Development Program of China (2018YFC1802700, 2018YFC1802702).

** Corresponding author, E-mail: sunflowerxiongzi@sina.com

Received Jul. 4, 2024; accepted Sep. 18, 2024

impact, guiding enterprises and individuals to formulate corresponding emission reduction measures and green development strategies. China is the origin of *Myrica rubra*, with a history of cultivation and utilization dating back at least 2 000 years. *Myrica rubra* has been widely cultivated and produced in several regions and has become a local agricultural specialty and a leading industry. This study examined the carbon footprint of fresh *Myrica rubra* fruit from Huaihua, China, using the life cycle assessment method (LCA). The accounting procedure used ISO 14067 and PAS 2050 carbon footprint accounting techniques. Because *Myrica rubra* fruit lacked the designated carbon footprint of the product-product category rule (CFP-PCR), this study defined the functional unit as producing 1 kg fresh *Myrica rubra* fruit based on real-world scenarios. System boundary of this study was from cradle to farm gate. The raw material procurement, planting process (weeding, shaping, pruning, fertilization, and picking), and packaging and storage were covered by the activity level research data, and these data were collected through on-site inquiries. The emission factors were obtained from the IPCC, Chinese Life Cycle Basic Database (CLCD), China Products Carbon Footprint Factors Database (CPCD 2.0), and the published literatures. The product carbon footprint of fresh *Myrica rubra* fruit in the plantation base was 0.185 kg(CO₂-eq)·kg⁻¹, of which the contribution of raw material procurement, planting process, and packaging and storage to the overall carbon footprint were 63.00%, 36.31%, and 0.69%, respectively. Comparing the different carbon emission sources, upstream fertilizer production and direct emissions after fertilizer application were the most important carbon emission sources for the carbon footprint of fresh *Myrica rubra* fruit, and the cumulative contribution reached 91.00%. Analyzing the individual carbon emission sources, upstream compound fertilizer production contributed the most to the carbon footprint of the product (42.92%), followed by upstream organic fertilizer production (18.56%), therefore the reduction and efficiency of compound fertilizer is significant to the carbon emission reduction of fresh *Myrica rubra* fruit and is the key link in carbon emission reduction. Uncertainty analysis (assessing the reliability of the data and calculation process) and sensitivity analysis were conducted using the methods specified in ISO 14067. The uncertainty of the carbon footprint accounting results in this study was small (the variation of the contribution rate was ±9%). When the activity data of the compound fertilizer and organic fertilizer varied from -20% to 20%, the sensitivity of compound fertilizer was higher (the variation of the contribution rate was from -8.28% to 7.24%). Sensitivity of organic fertilizer was lower, and the contribution rate ranged from -5.39% to 5.04%). Without affecting product functionality and efficiency, fertilizers (e.g. organic fertilizer, slow released fertilizer and biochar), and bio-based and biodegradable packaging materials with lower carbon emission factors, as well as cleaner transportation (e.g. electric) and energy supply (e.g. photovoltaic) are recommended. Ultimately, the aim is to help achieve local carbon peak and carbon neutrality targets by providing a reference for the scientific management of greenhouse gas emissions in the *Myrica rubra* sector and promoting the advancement of low-carbon agriculture.

Keywords: *Myrica rubra*; product carbon footprint; LCA; carbon emission reduction; low-carbon agriculture

温室效应和气候变化已成为全球关注的焦点^[1], 碳足迹成为了一个新的研究方法, 并迅速得到了学术界认可^[2]。碳足迹通常分为项目层面、组织层面和产品层面, 其中, 产品碳足迹 (CFP) 指某个产品在其生命周期各阶段温室气体排放量总和^[3], 包括原材料开采、产品生产 (或服务提供)、分销、使用和最终处置/再生利用等多个阶段的各种温室气体排放的累加。温室气体包括二氧化碳 (CO₂)、甲烷 (CH₄)、氧化亚氮 (N₂O)、氢氟碳化物 (HFC) 和全氟化碳 (PFC) 等。碳足迹的计算结果为产品生命周期各种温室气体排放量的加权之和, 通常用二氧化碳当量 (CO₂-eq) 表示^[4]。目前被全球广泛使用的全球增温潜势 (GWP, 即各种温室气体的 CO₂-eq 值) 是由联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 提供的。

生命周期评估方法 (LCA) 是国际公认的主流碳足迹核算方法^[5], 可以定量评估产品供应链产生的温室气体总量, 包括种植、养殖、加工和食物消费过程中所产生的温室气体^[6]。国际上已建立多种碳足迹评估指南和要求, 目前, 广泛使用的碳足迹评估标

准有 3 种: 1) 《商品和服务在生命周期内的温室气体排放评价规范》(PAS 2050: 2011)^[7], 此标准由英国标准协会 (BSI)、碳信托公司 (Carbon Trust)、英国食品和乡村事务部 (Defra) 联合发布, 是国际上最早的、具有具体计算方法的标准, 也是目前使用较多的产品碳足迹评价标准; 2) 《温室气体核算体系: 产品生命周期核算与报告标准》, 此标准是由世界资源研究所 (WRI) 和世界可持续发展工商理事会 (WBCSD) 发布的产品和供应链标准; 3) 《温室气体 产品碳足迹 量化要求和指南》(ISO 14067: 2018), 此标准以 PAS 2050 为种子文件, 由国际标准化组织 (ISO) 编制发布。产品碳足迹核算标准出台的目的在于建立一个一致的、国际认可的评估产品碳足迹的方法。

在农业生产过程中, 伴随着大量能源消耗和农资投入^[8], 食物系统排放了全球 1/3 的温室气体, 其中, CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放量分别占全球人为源排放的 26%、63% 和 59%^[9]。粮食生产、运输、加工和储藏占全球人为温室气体排放量的 20%^[10], 农田土壤是温室气体重要排放源^[11-12]。特别是, 农业生产和

相关土地利用变化的温室气体排放量占全球粮食系统总温室气体排放量的 80%~86%^[13]。我国农业源温室气体排放约占碳排放总量的 14%^[14]。农业碳足迹分析可以定量测算农业生产活动的温室效应^[15]。农业碳排放和基于 LCA 的农产品碳足迹研究是当前研究的热点之一^[16], 农村产业融合对农业碳排放存在显著“减碳效应”^[17], 农业绿色发展目前已成为农业高质量发展的主要目标和关键路径^[18]。

我国是世界水果生产第一大国, 其中多种水果产量居世界领先地位^[19]。我国是杨梅 (*Morella rubra*) 原产地, 栽培历史达 7 000 余年, 湖南省怀化市下辖的靖州苗族侗族自治县被称为“中国杨梅之乡”, 靖州杨梅已有 2 000 多年的栽培历史, 被认定为国家农产品地理标志产品和国家生态原产地产品, 是当地支柱产业。本研究通过对杨梅鲜果碳足迹的核算, 识别其生命周期过程中的温室气体排放情况, 既有利于种植基地推行差异化产品策略, 使种植主体及时发现并改善产品高环境代价的环节, 以降低环境成本, 提升品牌价值, 也可服务于当地低碳生态农业可持续发展及碳减排目标的实现。

1 材料与方法

本文采用 LCA 核算杨梅鲜果碳足迹, 主要针对怀化市靖州苗族侗族自治县坳上镇木洞村中国靖州杨梅生态博物馆附近 (26°25'15"N, 109°34'32"E) 33.33 hm² 杨梅基地的鲜果。功能单位被定义为生产 1 kg 杨梅鲜果。2020—2022 年, 基地鲜果产量分别为 555.0 t、648.6 t 和 746.4 t, 产量均值为 19.50 t·hm⁻², 鲜果平均含水率 89.37%^[20]。本文在碳排放核算中考虑了 3 种温室气体 (CO₂、CH₄ 和 N₂O)。

1.1 系统边界

根据种植基地生产实际及 ISO 14067 和 PAS 2050^[7,21] 的相关要求, 本研究碳足迹系统边界确定为授粉到杨梅仓储 (当年 3—7 月), 覆盖 2020—2022 年基地 33.33 hm² 规模化种植杨梅的生产活动及非生产活动数据, 包括: 1) 生产复合肥和有机肥的温室气体排放; 2) 复合肥和有机肥从供货点运输至种植基地的温室气体排放; 3) 复合肥和有机肥施用后 N₂O 的直接排放以及经氮沉降和淋溶/径流损失等引起的 N₂O 间接排放; 4) 草木灰 (杂草经燃烧后的物质用作肥料) 燃烧导致的 N₂O 排放; 5) 生产产品所用包装物的温室气体排放; 6) 杨梅仓储用电导致的温室气体排放。本文未考虑: 1) 苗木获取及其运输导致的温室气体排放 (基地不外购苗木, 现场培育采用已有品

种枝条人工嫁接); 2) 温室大棚构筑物上游生产导致的排放 (本基地未使用); 3) 除草、整形、修剪、施肥和采摘等人工劳作导致的排放, 补充灌溉用高压水泵消耗少量柴油导致的排放; 4) 杨梅树寿命超过 25 a, 因此不考虑土地利用类型转变活动。忽略罗幔帐、塑料膜等辅助材料, 其投入量 (质量) 小于原料总消耗的 0.3%。

系统边界如图 1 所示。不同阶段温室气体排放源及其对应温室气体种类见表 1。

1.2 数据来源

1.2.1 活动数据

本杨梅种植基地管理规范、台账清晰。活动数据通过调研获取。杨梅基地施用的喷浆硫基复合肥 (15-15-15, 总养分≥45%) 和杨梅专用有机肥 (大量元素≥6%, 有机质≥30%) 采购于当地。原料运输类型为重型载货汽车, 消耗能源为柴油。种植流程包括授粉、控梢修枝、促花促果/疏花疏果、罗幔帐保果、果期施肥、采果施肥和清园过冬等。包装主要用泡沫盒和纸箱, 将包装好的泡沫盒放入纸箱进行二次包装, 用胶带进行封装, 封装好的纸盒放入仓库, 仓库位于种植基地厂界内, 距离忽略不计。2020—2022 年, 仓库用电量分别为 43.64、43.64 和 54.00 kWh·hm⁻², 其他各类物料投入量及运输调研数据见表 2。

1.2.2 排放因子

排放因子采用 IPCC 规定的缺省值或参考公开发表的文献和研究报告。有机肥排放因子 (以 C 计) 取 0.041 kg·kg⁻¹^[22], 转化为 CO₂-eq 后, 其排放因子为 0.150 3 kg·kg⁻¹。《省级温室气体清单编制指南 (试行)》中秸秆燃烧排放因子 (以 N₂O 计) 为 0.13 g·kg⁻¹^[23], N₂O 的 GWP 取 273^[24], 两者折算得到草木灰排放因子 (以 CO₂-eq 计) 为 0.035 49 kg·kg⁻¹。其他碳排放因子取值和来源见表 3。

1.3 计算方法

1.3.1 原料获取

温室气体排放来源主要包括投入物料上游生产的温室气体排放和将物料运输至杨梅种植基地产生的温室气体排放, 计算公式如下:

$$E_{\text{物料}} = \sum T_i \times \delta_i \quad (1)$$

式中: $E_{\text{物料}}$ 为投入物料上游生产的温室气体总和, t(CO₂-eq); i 为物料种类; T_i 为物料 i 的投入量, t; δ_i 为物料 i 的碳排放系数, t(CO₂-eq)·t⁻¹。

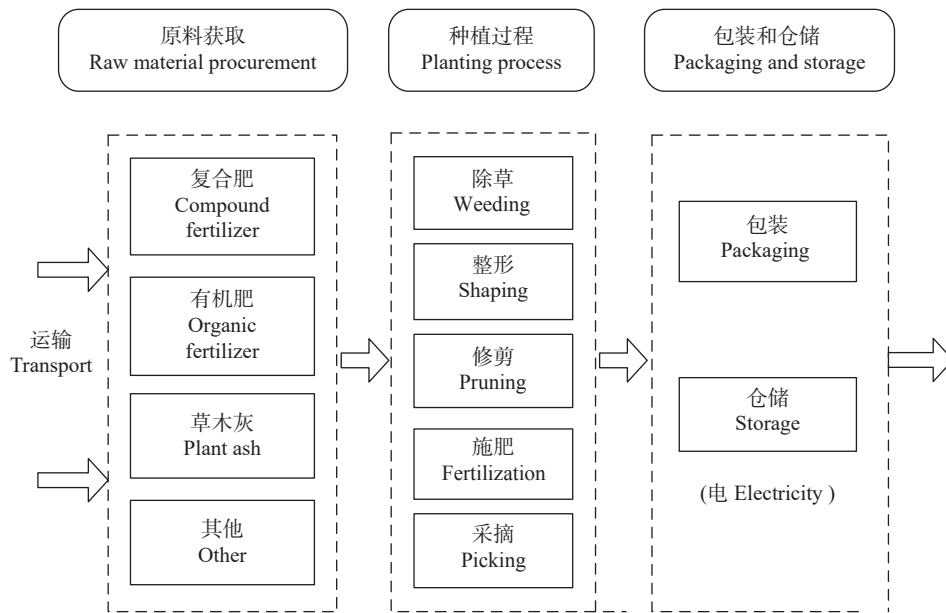


图 1 杨梅鲜果碳足迹研究边界

Fig. 1 Research boundary of carbon footprint of fresh *Myrica rubra* fruits

表 1 杨梅鲜果碳足迹研究边界不同阶段碳排放源

Table 1 Carbon emission sources at different stages of carbon footprint research boundary of fresh *Myrica rubra* fruits

阶段 Stage	碳排放来源 Source of carbon emission	温室气体种类 Type of greenhouse gases
原料获取 Raw material procurement	复合肥和有机肥的上游生产 Upstream production of compound fertilizer and organic fertilizer	CH ₄ , N ₂ O
	物料运输 Material transportation	CO ₂
种植过程 Planting process	草木灰的上游生产 Upstream production of plant ash	N ₂ O
	氮肥引起的直接排放 Direct emissions from nitrogen fertilizers	N ₂ O
	大气沉降、淋溶和径流损失 Losses from atmospheric deposition, leaching, and runoff	N ₂ O
包装和仓储 Packaging and storage	包装上游生产 Upstream production of packaging materials	CO ₂
	仓储冷藏 Storage and refrigeration	CO ₂

表 2 杨梅鲜果碳足迹研究各类物料投入量及运输调研数据

Table 2 Survey data on the input amount and transportation of various materials of carbon footprint research of fresh *Myrica rubra* fruit

投入品 Input product	投入量 Input amount /(kg·hm ⁻²)				运输方式 Mode of transport	运输距离 Transport distance /km
	2020	2021	2022	平均值 Mean value		
有机肥 Organic fertilizer	4 500.0	4 410.0	4 470.0	4 460.0	重型载货汽车 Heavy truck	11.0
复合肥 Compound fertilizer	900.0	840.0	885.0	875.0	—	11.0
草木灰 Plant ash	22.5	30.0	30.0	27.5	—	—
纸盒 Carton	4 410.0	6 615.0	8 820.0	6 615.0	轻型载货汽车 Light truck	16.0
泡沫盒 Foam box	1 417.5	1 890.0	2 173.5	121.8	—	16.0

$$E_{\text{运输}} = \left(\sum M_j \times D_j \times EF_{\text{运输},j} \right) / 1\,000 \quad (2)$$

式中: $E_{\text{运输}}$ 为运输产生的温室气体排放量, t(CO₂-eq); j 为运输方式; M_j 为运输方式 j 的运输重量, t; D_j 为运输方式 j 的运输距离, km; $EF_{\text{运输},j}$ 为运输方式 j 的单位排放因子, kg(CO₂-eq)·t⁻¹·km⁻¹。

1.3.2 杨梅种植

温室气体排放主要包括草木灰生产过程中的燃

烧、化肥的直接和间接温室气体排放(大气沉降以及淋溶和径流引起的氧化亚氮排放), 取值参考《省级温室气体清单编制指南(试行)》, 计算公式如下:

$$E_{\text{草木灰}} = AD_{\text{草木灰}} \times EF_{\text{草木灰}} \quad (3)$$

式中: $E_{\text{草木灰}}$ 为草木灰燃烧导致的氧化亚氮排放, t(CO₂-eq); $AD_{\text{草木灰}}$ 为草木灰消耗量, t; $EF_{\text{草木灰}}$ 为草木灰排放因子, t(CO₂-eq)·t⁻¹。

表3 碳排放因子取值(以 CO₂-eq 计)及其来源
Table 3 Values of carbon emission factors (based on CO₂-eq) and sources

类型 Type	排放因子 Emission factor	取值 Value
投入物料 Input material	有机肥 Organic fertilizer	0.150 3 t·t ⁻¹ [22]
	复合肥 Compound fertilizer	1.772 t·t ⁻¹ [25]
	草木灰 Plant ash	0.035 49 t·t ⁻¹ [23-24]
	纸盒 Carton	1.605 t·t ⁻¹ [26]
	泡沫盒 Foam box	8.43 t·t ⁻¹ [26]
能源 Energy	电 Electricity	0.525 7 kg·kWh ⁻¹ [26]
运输 Transport	重型货车 Heavy truck	0.049 kg·t ⁻¹ ·km ⁻¹ [26]
	轻型货车 Light truck	0.083 kg·t ⁻¹ ·km ⁻¹ [26]

参考文献[25]源于中国生命周期基础数据库(CLCD)。Reference [25] is derived from Chinese Life Cycle Database (CLCD).

$$E_{\text{直接}} = (M_{\text{有机肥}} \times N_{\text{有机肥}} + M_{\text{复合肥}} \times N_{\text{复合肥}}) \times EF_{\text{直接}} \times 44/28 \times GWP_{\text{N}_2\text{O}} \quad (4)$$

式中: $E_{\text{直接}}$ 为肥料直接温室气体排放量, t(CO₂-eq); $M_{\text{有机肥}}$ 为有机肥投入量, t; $N_{\text{有机肥}}$ 为有机肥含氮量, 取 2.17% [27]; $M_{\text{复合肥}}$ 为复合肥投入量, t; $N_{\text{复合肥}}$ 为复合肥含氮量, 取 15%; $EF_{\text{直接}}$ 为 N₂O 直接排放因子, 取 0.010 9 kg(N₂O-N)·kg⁻¹ N; $GWP_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N₂O 全球增温潜势, 取 273 [24]; 44/28 为 N 和 N₂O 间的转换系数。

$$E_{\text{沉降}} = (M_{\text{有机肥}} \times N_{\text{有机肥}} + M_{\text{复合肥}} \times N_{\text{复合肥}}) \times 10\% \times 0.01 \times 44/28 \times GWP_{\text{N}_2\text{O}} \quad (5)$$

式中: $E_{\text{沉降}}$ 为大气氮沉降引起的氧化亚氮排放, t(CO₂-eq); 10% 为沉降输入氮的挥发率推荐值 [23]; 0.01 为大气氮沉降引起的氧化亚氮排放因子, kg(N₂O-N)·kg⁻¹ (N) [24]。

$$E_{\text{leaching}} = (M_{\text{有机肥}} \times N_{\text{有机肥}} + M_{\text{复合肥}} \times N_{\text{复合肥}}) \times 20\% \times 0.007 5 \times 44/28 \times GWP_{\text{N}_2\text{O}} \quad (6)$$

式中: E_{leaching} 为淋溶和径流间接引起的氧化亚氮排放, t(CO₂-eq); 20% 为土壤总氮输入中氮淋溶和径流损失比例 [23]; 0.007 5 为氮淋溶和径流损失引起氧化亚氮排放因子, kg(N₂O-N)·kg⁻¹ (N) [24]。

1.3.3 包装和仓储

包装和仓储温室气体排放主要来源于仓库冷藏耗电量的间接排放 [$E_{\text{电力}}$, t(CO₂-eq)], 按下式计算:

$$E_{\text{电力}} = AD_{\text{电力}} \times EF_{\text{电力}} \quad (7)$$

式中: $AD_{\text{电力}}$ 为仓库冷藏耗电量, kWh; $EF_{\text{电力}}$ 为电力温室气体排放因子, t(CO₂-eq)·kWh⁻¹。

1.3.4 碳排放总量及产品碳足迹

碳排放总量 [$E_{\text{总}}$, t(CO₂-eq)] 和产品碳足迹计算公式如下:

$$E_{\text{总}} = E_{\text{物料}} + E_{\text{运输}} + E_{\text{草木灰}} + E_{\text{直接}} + E_{\text{沉降}} + E_{\text{leaching}} + E_{\text{电力}} \quad (8)$$

$$CFP = E_{\text{总}} / S / Q / 10^6 \quad (9)$$

式中: CFP 为 1 kg 杨梅鲜果碳足迹, g(CO₂-eq)·kg⁻¹; S

为种植面积, hm²; Q 为单位产量, kg·hm⁻²。

2 结果与分析

2.1 杨梅鲜果碳足迹计算

杨梅鲜果碳足迹结果如表4所示。原料获取、杨梅种植过程以及包装和仓储对应的温室气体排放量对产品碳足迹的贡献分别为 63.00%、36.31% 和 0.69%。从碳排放来源看, 复合肥和有机肥投入以及施肥后田间 N₂O 直接排放对产品碳足迹的累积贡献率达 91.00% (其中复合肥累计占比 59.91%, 有机肥累计占比 31.09%), 是最主要的碳排放源, 与张明洁等 [28] 研究结论一致。在原料获取阶段, 投入物料上游生产对应温室气体排放量对产品碳足迹贡献最大, 占比达 62.92%; 其中有机肥、复合肥、纸盒和泡沫盒占总排放的比例分别为 18.56%、42.92%、0.59% 和 0.85%; 运输排放占比较小, 仅 0.08%。杨梅种植阶段的温室气体排放包括施用肥料引起的 N₂O 直接排放、大气氮沉降引起的 N₂O 间接排放 (NO_x 和 NH₃ 挥发) 以及氮淋溶和径流引起的 N₂O 间接排放, 其中施用肥料导致的直接和间接温室气体排放占产品碳足迹的比例分别为 29.52% 和 6.77%, 而草木灰燃烧导致的氧化亚氮排放占产品碳足迹的比例仅为 0.03%。

表5数据为不同碳排放源对果类产品碳足迹的贡献率, 其中肥料(含氮肥、磷肥和有机肥等)和能源(电、柴油等)是果类碳足迹最常见来源, 贡献率分别达 0~76.1% 和 8.68%~51.0% [29-36]。氮肥使用是农产品碳足迹的主要来源, 导致的碳排放包括上游氮肥生产(10.4%~46.2%)和土壤氮流失(8.3%~39.3%) [37]。由于化肥和农药等投入过多, 能源使用密集, 土地使用中温室气体排放量不断增加 [38]。Liu 等 [21] 量化了传统农场和有机农场梨 (*Pyrus*) 生产过程中的碳排放, 种植过程尤其是肥料使用对梨产品碳排放的贡献最大, 其次为储存和运输过程。Yan 等 [39] 对我国

表 4 杨梅鲜果温室气体排放详情
Table 4 Detailed greenhouse gas emissions for fresh *Myrica rubra* fruit

阶段 Stage	碳排放来源 Source of carbon emission		碳足迹 Carbon footprint [g(CO ₂ -eq)·kg ⁻¹]	占比 Proportion (%)		
原料获取 Procurement of raw material	投入物料 Input material	有机肥 Organic fertilizer	34.38	18.56	62.92	
		复合肥 Compound fertilizer	79.52	42.92		
		纸盒 Carton	1.09	0.59		
	物料运输 Material transportation	泡沫盒 Foam box	1.58	0.85	0.08	
		有机肥 Organic fertilizer	0.12	0.07		
		复合肥 Compound fertilizer	0.02	0.01		
		纸盒 Carton	<0.01	<0.01		
		泡沫盒 Foam box	<0.01	<0.01		
种植过程 Planting process	直接排放 Direct emissions	有机肥 Organic fertilizer	23.21	12.53	36.31	
		复合肥 Compound fertilizer	31.48	16.99		
	间接排放 Indirect emissions	有机肥 Organic fertilizer	5.32	2.87		
		复合肥 Compound fertilizer	7.22	3.90		
		草木灰 Plant ash		0.05		0.03
		电力 Electricity		1.27		0.69
合计 Total			185.27	100.00	100.00	

表 5 果类产品碳足迹不同来源碳排放贡献率
Table 5 Contribution rates of different carbon emission sources to carbon footprint of fruit products

产品 Product	主要碳排放源与贡献度 Main emission sources and contribution rate	主要控制单元 Main control unit	文献 Reference
枸杞干果 Dried Chinese wolfberry	肥料: 44%; 燃料: 20%; 产品运输: 18% Fertilizer: 44%; fuel: 20%; product transportation: 18%	肥料和燃料 Fertilizer and fuel	[29]
京白梨 Beijing pear	肥料: 0~63.12%; 柴油: 8.68%~50.18%; 灌溉: 16.97%~83.20% Fertilizer: 0~63.12%; diesel: 8.68%~50.18%; irrigation: 16.97%~83.20%	肥料和灌溉 Fertilizer and irrigation	[30]
芒果 Mango	土壤呼吸: 73.39%; 氮肥: 15.41%; 包装: 7.61% Soil respiration: 73.39%; N fertilizer: 15.41%; packaging: 7.61%	肥料 Fertilizer	[31]
花牛苹果 “Cattle” apple	有机肥: 29.36%; 电: 29.82%; 氮肥: 19.94%; 柴油: 14.44% Organic fertilizer: 29.36%; electricity: 29.82%; N fertilizer: 19.94%; diesel: 14.44%	肥料和电 Fertilizer and electricity	[32]
酿酒葡萄 Wine grape	燃料: 29.94%~33.04%; 电: 24.03%~29.80%; 肥料: 8.14%~9.58% Fuel: 29.94%~33.04%; electricity: 24.03%~29.80%; fertilizer: 8.14%~9.58%	燃料和电 Fuel and electricity	[33]
脐橙 Navel orange	玻璃: 45.6%; 柴油: 11.3%; 电: 9.2%; 植物检疫: 6.0% Glass: 45.6%; diesel: 11.3%; electricity: 9.2%; plant quarantine: 6.0%	玻璃和柴油 Glass and diesel	[34]
	电: 40%; 肥料: 31%; 柴油: 11%; 灌溉: 10%; 运输: 8% Electricity: 40%; fertilizer: 31%; diesel: 11%; irrigation: 10%; transportation: 8%	电和肥料 Electricity and fertilizer	
柚子 Grapefruit	氮肥: 64.3%; 磷肥: 11.8%; 套袋: 11.3% N fertilizer: 64.3%; P fertilizer: 11.8%; bagging: 11.3%	肥料 Fertilizer	[36]

5 类主要水果 [柑橘 (*Citrus reticulata*)、梨、苹果 (*Malus pumila*)、香蕉 (*Musa nana*) 和桃 (*Prunus persica*)] 产品碳足迹的研究发现, 施肥对产品碳足迹的贡献最大 (49%~81%), 且呈显著正相关, 近 95% 的化肥碳排放由氮肥引起, 有机肥碳排放因子较小。1 项对全国范围内 6 863 个果园 (11 个种类) 的广泛调查结果显示^[40], 我国水果生产氮肥过量施用, 产品碳足迹较高。此外, 在谷物^[41-42]、大田作物^[43] 和经济作物^[36] 中也有相似情况。我国每生产和使用 1 t 氮肥排放 13.5 t(CO₂-eq), 而欧洲为 9.7 t(CO₂-eq)。近年来, 我国种植业碳排放总量和强度总体呈下降趋势, 大尺度 (省、地市) 上的空间差异较大^[44], 但县域单元

上存在显著同质性^[45]。

2.2 不确定性分析

利用一阶误差传递法, 将单一活动项目各温室气体活动数据与排放系数的不确定性进行量化, 再以排放总量加权比例进行评估。不确定性主要来源为初级数据存在的测量误差和计算误差。减少不确定性的方法主要是提高初级数据的准确性, 包括使用准确率较高的初级数据和对每道工序都进行能源消耗的跟踪监测。本研究不确定性评估主要包括有机肥和复合肥碳排放过程, 其碳排放量分别占总排放的 34.03% 和 63.82%。
有机肥和复合肥活动数据均由电子自动定量包

装机计量, 根据 HG/T 3130—2014 中 5.2.2 要求, 准确度等级最低要求为 2%, 计算两者合成标准不确定度为 2.828%, 按照 95% 置信区间乘以扩充系数 (取值 2) 后, 取 $\pm 5.657\%$ 作为有机肥和复合肥数据的不确定度。有机肥和复合肥的排放系数参考文献 [46], 取 7% 进行不确定性评估。本文杨梅鲜果碳足迹核算结果的不确定性较低, 变异为 $\pm 9\%$, 属于弱影响。

2.3 敏感性分析

针对碳排放量占比 $>5\%$ 的活动, 评估其活动数据对整体产品碳足迹结果的影响。对复合肥和有机肥用量设置 $+10\%$ 、 -10% 、 $+20\%$ 和 -20% 共 4 个情景, 各情景对产品碳足迹占比影响见表 6。复合肥较为敏感, 当复合肥在 -20% ~ 20% 间变动时, 其产品碳足迹占比变幅为 -8.28% ~ 7.24% ; 当有机肥在 -20% ~ 20% 间变动时, 产品碳足迹占比变幅为 -5.39% ~ 5.04% 。

3 讨论

3.1 果类产品碳足迹对比分析

本研究中生产 1 kg 杨梅鲜果的产品净碳足迹为 $0.185 \text{ kg}(\text{CO}_2\text{-eq})\cdot\text{kg}^{-1}$ 。1 项基于 LCA 方法的研究 [47] 表明, 我国 2001—2018 年 16 个主要作物从摇篮到农场门的产品碳足迹 (以 $\text{CO}_2\text{-eq}$ 计) 如下: 茶 $4.6 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、棉花 (*Gossypium hirsutum*) $4.4 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、烟草 (*Nicotiana tabacum*) $2.0 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、大米 (*Oryza sativa*) $1.4 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、谷子 (*Setaria italica*) $1.1 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、马铃薯 (*Solanum tuberosum*) $1.1 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、小麦 (*Triticum aestivum*) $0.8 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、玉米 (*Zea mays*) $0.5 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、花生 (*Arachis hypogaea*) $0.5 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、油菜 (*Brassica napus*) $0.5 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、水果 $0.5 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、高粱 (*Brassica napus*) $0.4 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、蔬菜 $0.4 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、大豆 (*Glycine max*) $0.1 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、甜菜 (*Beta vulgaris*) $0.08 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和甘蔗 (*Saccharum officinarum*) $0.04 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。如表 7 所示, 水果产品碳足迹已有大量研究文献支撑。从评价范围看, 大多数研究侧重初级产品的生产活动 [30,32,35-36,39,48,50], 其他则考

虑了工业加工 [29,33-34,49,51] 和固碳过程 [31]。本研究边界为从摇篮到农场门, 侧重杨梅鲜果生产过程, 从表 7 中可以看出, 国内的主要水果品类的碳足迹核算, 产品生产过程碳足迹为 $0.05\sim 0.37 \text{ kg}(\text{CO}_2\text{-eq})\cdot\text{kg}^{-1}$, 均值为 $0.22 \text{ kg}(\text{CO}_2\text{-eq})\cdot\text{kg}^{-1}$, 与本研究基本一致。

3.2 碳减排措施建议

部分有机肥替代化肥能够在保持稳产的同时有效降低温室气体排放强度和单位产量碳足迹 [52]。控释氮肥可显著减少 3.6%~49.1% 的温室气体排放和氮素损失, 温度、降水量、土壤总有机碳含量、土壤 pH、控释氮肥比率、施用区域和包衣材料为主要影响因素 [53]。通过氮肥源头减碳和农田养分优化管理, 每年可减少 3.58 亿 $\text{t}(\text{CO}_2\text{-eq})$ 温室气体排放, 相当于全国温室气体排放总量的 6% [40]。徐明岗院士团队一项研究 [54] 表明, 与对照相比, 有机无机肥配施处理可使土壤有机碳矿化激发效应 (priming effect) 显著降低 51%~55%, 土壤指标表现为土壤矿物结合有机碳比例增加、土壤有效氮比例增加和土壤真菌丰度降低, 这表明有机无机配施促进了土壤有机碳在农业生态系统中的固存。施用生物炭是另外一种有潜力的减碳措施, 该措施可以影响土壤有机碳积累、物理保护和微生物矿化, 具有“碳封存”功能 [55]。此外, 丛枝菌根 [56]、肥料稳定剂 [57] 或硝化抑制剂 [58]、堆肥/动物粪便/油饼/滴灌 [59] 以及绿肥 [47] 等措施均被证明可以减少土壤温室气体排放。

总之, 发展有机农业、生态农业、精准农业或绿色农业是世界各国提及最多和执行最广的农业碳减排措施 [60]。本研究为进一步降低产品碳排放, 提出以下改进意见:

1) 要求上游供应商提供原材料的产品碳足迹报告, 对比各供应商产品生命周期碳排放量, 选择采购碳足迹较低的原材料。

2) 在不影响产品功能和效率的情况下, 采用温室气体排放因子更小的肥料, 如有机肥、缓释肥等, 从而进一步降低原料端碳排放量。

表 6 各活动数据增减情景对产品碳足迹占比的影响

Table 6 Impact of increase and decrease scenarios of different activity data on the proportion of product carbon footprint

%

阶段 Stage	碳排放源 Sources of carbon emissions	总碳足迹变动百分比 Percentage change in total carbon footprint			
		-10%	+10%	-20%	+20%
原料获取 Raw material procurement	有机肥 Organic fertilizer	-1.54	1.48	-3.14	2.91
	复合肥 Compound fertilizer	-2.56	2.35	-5.36	4.51
种植过程 Planting process	有机肥直接排放	-1.11	1.08	-2.25	2.13
	Direct emissions from organic fertilizer				
	复合肥直接排放 Direct emissions from compound fertilizer	-1.43	1.39	-2.92	2.73

表 7 不同果类产品碳足迹 (以 CO₂-eq) 和生命周期评价范围文献对比
Table 7 Comparison of literatures related to carbon footprint (based on CO₂-eq) and life cycle assessment scope of different fruit products

产品 Product	评价范围 Evaluation scope	产地 Producing area	碳足迹 Carbon footprint	单位 Unit
大棚草莓 Greenhouse strawberry	种植、收获和废弃物处置 Planting, harvesting, and waste disposal	山东烟台 Yantai, Shandong, China	0.27 ^[48]	kg·kg ⁻¹
枸杞干果 Dried Chinese wolfberry	种植、运输、加工和出口 Planting, transportation, processing, and export	宁夏银川 Yinchuan, Ningxia, China	2.22 ^[29]	kg·kg ⁻¹
京白梨 Beijing pear	生产活动 Production activities	北京门头沟 Mentougou, Beijing, China	0.12~0.27 ^[30]	kg·kg ⁻¹
芒果 Mango	种植、加工、生物碳积累和土壤固碳 Planting, processing, biochar accumulation, and soil carbon sequestration	海南昌江 Changjiang, Hainan, China	9.21 ^[31]	t·hm ⁻²
花牛苹果 “Cattle” apple	种植、收获、运输和分销 Planting, harvesting, transportation, and distribution	甘肃天水 Tianshui, Gansu, China	0.07 ^[32]	kg·kg ⁻¹
酿酒葡萄 Wine grape	种植、栽培和酿造 Planting, cultivation, and brewing	山东蓬莱 Penglai, Shandong, China	0.26~0.32 ^[33]	kg·kg ⁻¹
脐橙 Navel orange	种植、运输、生产和产品运输分销 Planting, transportation, production, and transportation and distribution of product	法国波尔多 Bordeaux, France	0.39 ^[34,49]	kg·kg ⁻¹
橙子 Valencia orange	种植、收获和废弃物处置 Planting, harvesting, and waste disposal	江西赣州 Ganzhou, Jiangxi, China	0.05 ^[35]	kg·kg ⁻¹
橙汁 Orange juice	种植、收获和废弃物处置 Planting, harvesting, and waste disposal	西班牙巴伦西亚 Valencia, Spain	0.67~0.82 ^[50]	kg·kg ⁻¹
柚子 Grapefruit	苗圃管理到终端消费全过程 Whole process from nursery management to end consumption	美国佛罗里达州 Florida, USA	0.16~0.19 ^[51]	t·L ⁻¹
柑橘 Citrus	鲜果生产活动 Fresh fruit production activities	福建平河 Pinghe, Fujian, China	0.33 ^[36]	kg·kg ⁻¹
梨 Pear	鲜果生产、贮存和分销 Production, storage, and distribution of fresh fruit	湖北宜昌 Yichang, Hubei, China	0.14 ^[39]	kg·kg ⁻¹
苹果 Apple	鲜果生产、贮存和分销 Production, storage, and distribution of fresh fruit	河北石家庄 Shijiazhuang, Hebei, China	0.18 ^[39]	kg·kg ⁻¹
香蕉 Banana	鲜果生产、贮存和分销 Production, storage, and distribution of fresh fruit	山西霍州 Huozhou, Shanxi, China	0.24 ^[39]	kg·kg ⁻¹
桃 Peach	鲜果生产、贮存和分销 Production, storage, and distribution of fresh fruit	福建漳州 Zhangzhou, Fujian, China	0.27 ^[39]	kg·kg ⁻¹
		上海崇明 Chongming, Shanghai, China	0.37 ^[39]	kg·kg ⁻¹

3) 考虑回收使用包装材料, 寻求温室气体排放因子较小的包装材料, 同时减少温室气体排放因子较大的包装材料的使用。

4) 要求供货商的运输工具从柴油车改为电动车; 在仓储库安装光伏板, 利用光伏电对杨梅进行保鲜存储。

3.3 研究的局限性

1) 受供应链管控力度限制, 本研究未调查重要原料的实际生产过程, 计算结果与实际供应链的环境表现存在一定偏差。建议在条件允许的情况下, 进一步调研主要原材料的生产过程数据, 这将有助于提高数据质量, 为企业在供应链上推动协同改进提供有力支持。

2) 受监测条件、监测成本和时间等限制, 本文采用文献中的杨梅生物量和含碳率数据进行计算,

未对其进行实测, 因此计算结果与实际环境有一定偏差。建议在条件允许的情况下, 进一步研究杨梅碳吸收量, 这将有助于提高数据质量, 进一步实现生态价值转化。

3) 加强产品碳足迹全过程中数据的积累和记录, 定期对产品全生命周期环境影响进行自查, 以便企业内部开展相关对比分析, 发现问题, 解决问题。

4 结论

本文以生命周期评价方法为基础, 聚焦湖南怀化某杨梅基地, 采用 ISO 14067 和 PAS 2050 中规定的碳足迹核算方法, 对杨梅鲜果产品碳足迹进行了系统研究。系统边界为从摇篮到农场门, 活动水平涵盖原料获取和运输、种植及包装和仓储等过程。生产 1 kg 杨梅鲜果的碳足迹为 0.185 kg(CO₂-eq), 其中复合肥上游生产 (贡献率 42.92%) 及其施用过程的

直接排放(贡献率 16.99%)和有机肥上游生产(贡献率 18.56%)为最主要的碳排放源,其减量增效对碳减排意义重大。本文也对比了已发表文献中不同果类主要碳排放源及其贡献率、评价范围及碳足迹,从原料等多方面给出了碳减排建议,以期能助力当地乃至我国杨梅产业温室气体排放控制和品牌价值提升。

参考文献 References

- [1] 叶笃正, 严中伟, 马柱国. 应对气候变化与可持续发展[J]. 中国科学院院刊, 2012, 27(3): 332–336
YE D Z, YAN Z W, MA Z G. Addressing climate change for sustainable development[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2012, 27(3): 332–336
- [2] 耿涌, 董会娟, 郝凤明, 等. 应对气候变化的碳足迹研究综述[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(10): 6–12
GENG Y, DONG H J, XI F M, et al. A review of the research on carbon footprint responding to climate change[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2010, 20(10): 6–12
- [3] 王微, 林剑艺, 崔胜辉, 等. 碳足迹分析方法研究综述[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(7): 71–78
WANG W, LIN J Y, CUI S H, et al. An overview of carbon footprint analysis[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(7): 71–78
- [4] WIEDMANN T, MINX J. A definition of ‘carbon footprint’[J]. *Journal of the Royal Society of Medicine*, 2009, 92(4): 193–195
- [5] 童庆蒙, 沈雪, 张露, 等. 基于生命周期评价法的碳足迹核算体系: 国际标准与实践[J]. 华中农业大学学报(社会科学版), 2018(1): 46–57
TONG Q M, SHEN X, ZHANG L, et al. Standard system of accounting footprint based on life cycle assessment method: International standards and practices[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University (Social Sciences Edition)*, 2018(1): 46–57
- [6] 秦树平, 胡春胜, 张玉铭, 等. 氮足迹研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(2): 462–467
QIN S P, HU C S, ZHANG Y M, et al. Advances in nitrogen footprint research[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(2): 462–467
- [7] INSTITUTIONI B S. Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services[S]. London: British Standards Institution, 2011
- [8] WANG H N, YANG Y S, ZHANG X Y, et al. Carbon footprint analysis for mechanization of maize production based on life cycle assessment: A case study in Jilin Province, China[J]. *Sustainability*, 2015, 7(11): 15772–15784
- [9] 金欣鹏, 柏兆海, 马林. 中国食物系统温室气体排放与吸收研究进展[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2023, 31(2): 177–193
JIN X P, BAI Z H, MA L. Research progress of greenhouse gas emissions and sequestration of the Chinese food system[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2023, 31(2): 177–193
- [10] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Energy-smart Food at FAO: An Overview[R]. Food & Agriculture Organization of the United Nations, 2012
- [11] 范紫月, 齐晓波, 曾麟岚, 等. 中国农业系统近 40 年温室气体排放核算[J]. 生态学报, 2022, 42(23): 9470–9482
FAN Z Y, QI X B, ZENG L L, et al. Accounting of greenhouse gas emissions in the Chinese agricultural system from 1980 to 2020[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(23): 9470–9482
- [12] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 等. 农田土壤主要温室气体 (CO₂、CH₄、N₂O) 的源/汇强度及其温室效应研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 966–975
ZHANG Y M, HU C S, ZHANG J B, et al. Research advances on source/sink intensities and greenhouse effects of CO₂, CH₄ and N₂O in agricultural soils[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(4): 966–975
- [13] VERMEULEN S J, CAMPBELL B M, INGRAM J S I. Climate change and food systems[J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2012, 37: 195–222
- [14] 夏龙龙, 遆超普, 朱春梧, 等. 中国粮食生产的温室气体减排策略以及碳中和实现路径[J]. 土壤学报, 2023, 60(5): 1277–1288
XIA L L, TI C P, ZHU C W, et al. Mitigation strategies of greenhouse gas emissions from crop production in China and the pathways to agricultural carbon neutrality[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(5): 1277–1288
- [15] 王冠丽, 孙铁军, 刘廷玺, 等. 施用生物炭对干旱区玉米农田碳足迹的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(11): 2650–2658
WANG G L, SUN T J, LIU T X, et al. Effects of biochar on carbon footprint of corn fields in arid regions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(11): 2650–2658
- [16] 张露, 张俊彪, 童庆蒙, 等. 农业碳排放研究进展: 基于 CiteSpace 的文献计量分析[J]. 科技管理研究, 2015, 35(21): 219–223
ZHANG L, ZHANG J B, TONG Q M, et al. Progress in agricultural carbon emissions: Bibliometric analysis based on CiteSpace[J]. *Science and Technology Management Research*, 2015, 35(21): 219–223
- [17] 李宽, 史磊. 农村产业融合对农业碳排放的影响: 机制路径及空间溢出效应分析[J]. 中国农业资源与区划, 2024, 45(4): 1–14
LI K, SHI L. Effects of rural industrial convergence on agricultural carbon emissions: Mechanism path and spatial spillover effect analysis[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2024, 45(4): 1–14
- [18] 徐邵文, 赵珂璠, 钱静斐. 高质量发展目标下中国农业绿色发展研究的现状、热点与趋势[J]. 中国农业资源与区划, 2024, 45(7): 66–75
XU S W, ZHAO Y F, QIAN J F. Research on status, hotspots and developing trend of agricultural green development in China under the goal of high-quality development[J]. *Journal of China Agricultural Resources and Regional Planning*, 2024, 45(7): 66–75
- [19] 束怀瑞. 中国果树产业可持续发展战略研究[J]. 落叶果树, 2012, 44(1): 1–4
SHU H R. Study on the sustainable development strategy of China fruit industry[J]. *Deciduous Fruits*, 2012, 44(1): 1–4

- [20] 龚洁强, 王允斌, 林媚, 等. 杨梅果实品质与营养成分分析[J]. *浙江柑橘*, 2004, 21(1): 31–32
GONG J Q, WANG Y B, LIN M, et al. Analysis on fruit quality and nutritional components of *Myrica rubra*[J]. *Zhejiang Ganju*, 2004, 21(1): 31–32
- [21] LIU Y X, LANGER V, HØGH-JENSEN H, et al. Life cycle assessment of fossil energy use and greenhouse gas emissions in Chinese pear production[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2010, 18(14): 1423–1430
- [22] 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(9): 1791–1796
CHEN L, YAN M, PAN G X. Evaluation of the carbon footprint of greenhouse vegetable production based on questionnaire survey from Nanjing, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(9): 1791–1796
- [23] 胡永浩, 张昆扬, 胡南燕, 等. 中国农业碳排放测算研究综述[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2023, 31(2): 163–176
HU Y H, ZHANG K Y, HU N Y, et al. Review on measurement of agricultural carbon emission in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2023, 31(2): 163–176
- [24] BONGAARTS J. IPCC, 2023: Climate change 2023: synthesis report[J]. *Population and Development Review*, 2024, 50(2): 577–580
- [25] 刘夏璐, 王洪涛, 陈建, 等. 中国生命周期参考数据库的建立方法与基础模型[J]. *环境科学学报*, 2010, 30(10): 2136–2144
LIU X L, WANG H T, CHEN J, et al. Method and basic model for development of Chinese reference life cycle database[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(10): 2136–2144
- [26] 中国城市温室气体工作组, 公众环境研究中心, 生态环境部环境规划院, 等. 中国产品全生命周期温室气体排放系数库 (CPCD 2.0)[EB/OL]. <http://cdp-data.cncdp.com.cn>
China City Greenhouse Gas Working Group, Institute of Public and Environmental Affairs, Chinese Academy of Environmental Planning, et al. China Products Carbon Footprint Factors Database (CPCD 2.0)[EB/OL]. <http://cdp-data.cncdp.com.cn>
- [27] 赵满兴, 周建斌, 陈竹君, 等. 有机肥中可溶性有机碳、氮含量及其特性[J]. *生态学报*, 2007, 27(1): 397–403
ZHAO M X, ZHOU J B, CHEN Z J, et al. Concentration and characteristics of soluble organic nitrogen (SON) and carbon (SOC) in different types of organic manures[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(1): 397–403
- [28] 张明洁, 张京红, 李文韬, 等. 中国农作物碳足迹核算研究概述[J]. *中国农业资源与区划*, 2023, 44(5): 148–154
ZHANG M J, ZHANG J H, LI W T, et al. Review on resrarch of crop carbon footprint accounting in China[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2023, 44(5): 148–154
- [29] 柳杨, 程志, 王廷宁, 等. 基于生命周期评价的宁夏出口枸杞干果产品碳足迹评价——以宁夏某企业为例[J]. *环境与可持续发展*, 2016, 41(2): 49–52
LIU Y, CHENG Z, WANG T N, et al. Carbon footprint assessment of Ningxia wolfberry product of export based on life cycle assessment—An example company in Ningxia[J]. *Environment and Sustainable Development*, 2016, 41(2): 49–52
- [30] 杨自立, 付军利, 高同雨, 等. 北京市现代化都市型农业经营活动碳足迹研究——以门头沟区京白梨果园为例[J]. *中国农学通报*, 2016, 32(3): 128–134
YANG Z L, FU J L, GAO T Y, et al. Research on carbon footprint for management activity of urban modern agriculture in Beijing — A case study of *Pyrus ussuriensis* Maxim. cv. Jingbaili orchards in Mentougou District[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2016, 32(3): 128–134
- [31] 张明洁, 张京红, 李文韬, 等. 热带果类农产品碳足迹核算研究——以海南芒果为例[J]. *热带农业科学*, 2023, 43(4): 57–62
ZHANG M J, ZHANG J H, LI W T, et al. Estimate of carbon footprint accounting of tropical fruit agricultural products — Taking Hainan mango as an example[J]. *Chinese Journal of Tropical Agriculture*, 2023, 43(4): 57–62
- [32] 沙建英, 齐鹏. 天水花牛苹果特色农产品碳足迹评价及碳标签制度分析[J]. *中国果树*, 2021(10): 12–17
SHA J Y, QI P. Evaluation of carbon footprint of Tianshui Huanu apple special agricultural products and analysis of carbon labeling system[J]. *China Fruits*, 2021(10): 12–17
- [33] 朱宗文, 张亮, 钟晓敏, 等. 极简生态模式下酿酒葡萄园碳足迹与碳储量研究[J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2023, 51(12): 120–131
ZHU Z W, ZHANG L, ZHONG X M, et al. Carbon footprint and carbon storage of wine vineyard under extremely simplified ecological mode[J]. *Journal of Northwest A & F University (Natural Science Edition)*, 2023, 51(12): 120–131
- [34] NAVARRO A, PUIG R, KILIÇ E, et al. Eco-innovation and benchmarking of carbon footprint data for vineyards and wineries in Spain and France[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 142: 1661–1671
- [35] 张帆, 肖郡笑, 肖锋. 果类农产品碳足迹核算及碳标签推行策略——以赣南脐橙为例[J]. *江苏农业科学*, 2016, 44(10): 568–571
ZHANG F, XIAO J X, XIAO F. Carbon footprint accounting of fruit agricultural products and implementation strategy of carbon labeling — Taking Gannan navel orange as an example[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2016, 44(10): 568–571
- [36] CHEN X H, XU X Z, LU Z Y, et al. Carbon footprint of a typical pomelo production region in China based on farm survey data[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 277: 124041
- [37] CHEN X H, MA C C, ZHOU H M, et al. Identifying the main crops and key factors determining the carbon footprint of crop production in China, 2001–2018[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2021, 172: 105661
- [38] TILMAN D, CASSMAN K G, MATSON P A, et al. Agricultural sustainability and intensive production practices[J]. *Nature*, 2002, 418: 671–677
- [39] YAN M, CHENG K, YUE Q, et al. Farm and product carbon footprints of China's fruit production — Life cycle inventory of representative orchards of five major fruits[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(5): 4681–4691
- [40] ZHANG W F, DOU Z X, HE P, et al. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(21): 8375–8380

- [41] CHENG K, YAN M, NAYAK D, et al. Carbon footprint of crop production in China: An analysis of National Statistics data[J]. *The Journal of Agricultural Science*, 2015, 153(3): 422–431
- [42] YAN M, CHENG K, LUO T, et al. Carbon footprint of grain crop production in China — Based on farm survey data[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 104: 130–138
- [43] 周志花. 利用 LCA 法核算农作物生产碳足迹[D]. 北京: 中国农业科学院, 2018
- ZHOU Z H. Estimates of carbon footprint of crop production by life cycle assessment (LCA) method[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2018
- [44] 丁宝根, 赵玉, 邓俊红. 中国种植业碳排放的测度、脱钩特征及驱动因素研究[J]. 中国农业资源与区划, 2022, 43(5): 1–11
- DING B G, ZHAO Y, DENG J H, et al. Calculation, decoupling effects and driving factors of carbon emission from planting industry in China[J]. *Journal of China Agricultural Resources and Regional Planning*, 2022, 43(5): 1–11
- [45] 李远玲, 王金龙, 杨伶. 基于县域尺度的湖南省农业碳排放时空特征分析[J]. 中国农业资源与区划, 2022, 43(4): 75–84
- LI Y L, WANG J L, YANG L. Study on temporal and spatial characteristics of agricultural carbon emissions in Hunan Province at county scale[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2022, 43(4): 75–84
- [46] IPCC. Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[R]. Geneva: United Nations, 1996
- [47] LEE H H, KIM S U, HAN H R, et al. Mitigation of global warming potential and greenhouse gas intensity in arable soil with green manure as source of nitrogen[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 288: 117724
- [48] 李云霞, 杨润江. 基于 SimaPro 软件的大棚草莓碳足迹评价[J]. 质量与认证, 2015(1): 57–59
- LI Y X, YANG R J. Carbon footprint evaluation of greenhouse strawberries based on SimaPro software[J]. *China Quality Certification*, 2015(1): 57–59
- [49] JRADI S, CHAMEEVA T B, DELHOMME B, et al. Tracking carbon footprint in French vineyards: A DEA performance assessment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 192: 43–54
- [50] RIBAL J, ESTRUCH V, CLEMENTE G, et al. Assessing variability in carbon footprint throughout the food supply chain: A case study of Valencian oranges[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2019, 24(8): 1515–1532
- [51] SPREEN T H, DWIVEDI P, GOODRICH-SCHNEIDER R. Estimating the carbon footprint of Florida orange juice[J]. *Proceedings in Food System Dynamics*, 2010: 95–101
- [52] 李晓立, 何堂庆, 张晨曦, 等. 等氮量条件下有机肥替代化肥对玉米农田温室气体排放的影响[J]. 中国农业科学, 2022, 55(5): 948–961
- LI X L, HE T Q, ZHANG C X, et al. Effect of organic fertilizer replacing chemical fertilizers on greenhouse gas emission under the conditions of same nitrogen fertilizer input in maize farmland[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2022, 55(5): 948–961
- [53] ZHANG Y J, REN W C, ZHU K Y, et al. Substituting readily available nitrogen fertilizer with controlled-release nitrogen fertilizer improves crop yield and nitrogen uptake while mitigating environmental risks: A global meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2024, 306: 109221
- [54] LI Y L, WU L, TANG L Y, et al. Manure application decreases soil organic carbon priming by increasing mineral protection and nitrogen availability[J]. *Geoderma*, 2023, 439: 116676
- [55] CHEN Y L, SUN K, YANG Y, et al. Effects of biochar on the accumulation of necromass-derived carbon, the physical protection and microbial mineralization of soil organic carbon[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2024, 54(1): 39–67
- [56] SHEN Y W, ZHU B. Arbuscular mycorrhizal fungi reduce soil nitrous oxide emission[J]. *Geoderma*, 2021, 402: 115179
- [57] LIU C R, ZHANG Y S, LIU H R, et al. Fertilizer stabilizers reduce nitrous oxide emissions from agricultural soil by targeting microbial nitrogen transformations[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806(Pt 3): 151225
- [58] MA H Z, JIA X Y, YANG J Y, et al. Inhibitors mitigate N₂O emissions more effectively than biochar: a global perspective[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 859(Pt 2): 160416
- [59] YANGJIN D Z, WU X W, BAI H, et al. A meta-analysis of management practices for simultaneously mitigating N₂O and NO emissions from agricultural soils[J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 213: 105142
- [60] 王斌, 李玉娥, 蔡岸冬, 等. 碳中和视角下全球农业减排固碳政策措施及对中国的启示[J]. 气候变化研究进展, 2022, 18(1): 110–118
- WANG B, LI Y E, CAI A D, et al. Global policies in agricultural greenhouse gas reduction and carbon sequestration and their enlightenment to China in the view of carbon neutrality[J]. *Climate Change Research*, 2022, 18(1): 110–118