doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2026.12.030

不同秸秆还田形式对节水灌溉减施氮肥稻田碳氮足迹的影响

张作合[1]　张　磊[1]　孔凡丹[1]　张忠学[2]　周利军[1]

(1.绥化学院农业与水利工程学院,绥化 152061;2.东北农业大学水利与土木工程学院,哈尔滨 150030)

摘要:为明确寒地黑土区不同秸秆还田形式对节水灌溉减施氮肥稻田碳氮足迹的影响,本文采用生命周期评价法(LCA),以 FS0N1(常规淹灌+无秸秆还田+常规施氮水平)作为对照,设置 DS0N1(浅湿干灌溉+无秸秆还田+常规施氮水平)、DS1N2(浅湿干灌溉+秸秆 100%直接还田+氮肥减施 10%)、DS2N2(浅湿干灌溉+秸秆 100%炭化还田+氮肥减施 10%)、DS3N2(浅湿干灌溉+秸秆 50%直接还田+秸秆 50%炭化还田+氮肥减施 10%)、DS1N3(浅湿干灌溉+秸秆 100%直接还田+氮肥减施 20%)、DS2N3(浅湿干灌溉+秸秆 100%炭化还田+氮肥减施 20%)、DS3N2(浅湿干灌溉+秸秆 50%直接还田+秸秆 50%炭化还田+氮肥减施 20%)等处理,观测稻田 CH_4、N_2O 排放量和 NH_3 挥发量等数据,计算不同秸秆还田形式下节水灌溉稻田碳氮足迹及构成,并分析碳氮足迹间的关系。结果表明:水稻生产单位面积碳足迹(CF_A)、单位产量碳足迹(CF_Y)、碳效率(CE)分别为 6 694.56~14 042.32 kg/hm^2、0.77~1.61 kg/kg、0.62~1.29 kg/kg,单位面积氮足迹(NF_A)、单位产量氮足迹(NF_Y)分别为 12.55~17.13 kg/hm^2、1.41~2.10 g/hm^2;节水灌溉减施氮肥条件下秸秆炭化还田可以降低 CF_A、CF_Y、NF_A、NF_Y,同时增加 CE;而秸秆直接还田会增加 CF_A、CF_Y、NF_A、NF_Y,同时降低水稻产量和 CE;水稻产生碳足迹占比中 CH_4 排放(65.3%~81.3%)最大,其次是化肥(7.2%~13.6%),然后是柴油(3.1%~6.5%)和灌溉用电(2.6%~4.4%),氮足迹占比从大到小依次为 NH_3 挥发(72.3%~79.7%)、农资农事投入(9.9%~17.1%)、NO_3^--N 淋失(5.2%~6.1%)、N_2O 排放(2.8%~3.5%);不同秸秆还田形式下节水灌溉稻田的 CF_Y 与 NF_Y 呈正相关关系。其中 DS2N2 处理最优,其碳氮足迹最小,且产量最高。研究结果可为国家或区域农业碳氮足迹核算提供可靠数据支撑。

关键词:稻田;碳氮足迹;节水灌溉;秸秆还田形式

中图分类号:S511;S365　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1000-1298(2026)12-0320-12　　**OSID**:

Effects of Different Straw Returning Modes on Carbon and Nitrogen Footprints in Paddy Fields under Water-saving Irrigation and Nitrogen Reduction Application

ZHANG Zuohe[1]　ZHANG Lei[1]　KONG Fandan[1]　ZHANG Zhongxue[2]　ZHOU Lijun[1]

(1. *College of Agriculture and Hydraulic Engineering*, *Suihua University*, *Suihua* 152061, *China*

2. *School of Water Conservancy and Civil Engineering*, *Northeast Agricultural University*, *Harbin* 150030, *China*)

Abstract: In order to clarify the effects of different straw returning forms on the carbon and nitrogen footprint of paddy fields under water-saving irrigation and nitrogen fertilizer reduction application in the cold and black soil region, the life cycle assessment method (LCA) was used, and FS0N1 (conventional flooding irrigation + no straw returning + conventional nitrogen application level) was used as a control. Treatments of DS0N1 (dry-wet-shallow + no straw returning + conventional nitrogen application level), DS1N2 (dry-wet-shallow + straw 100% direct returning + nitrogen fertilizer reduction by 10%), DS2N2 (dry-wet-shallow + straw 100% carbonization + nitrogen fertilizer reduction by 10%), DS3N2 (dry-wet-shallow + straw 50% direct returning + straw 50% carbonization + nitrogen fertilizer reduction by 10%), DS1N3 (dry-wet-shallow + straw 100% direct returning + nitrogen fertilizer reduction by 20%), DS2N3 (dry-wet-shallow + straw 100% carbonization + nitrogen fertilizer reduction by 20%), and DS3N2 (dry-wet-shallow + straw 50% direct returning + straw 50%

收稿日期:2025-12-30　修回日期:2026-01-26

基金项目:绥化学院科研启动基金项目(SQ242002)和黑龙江省自然科学基金项目(LH2024E099)

作者简介:张作合(1988—),男,副教授,博士,主要从事农业节水理论与技术研究,E-mail:zhangzuohe@126.com

通信作者:周利军(1977—),男,副教授,主要从事资源环境与生态研究,E-mail:zhlj_2003@126.com

carbonization + nitrogen fertilizer reduction by 20%) were set. CH_4, N_2O emissions and NH_3 volatilization in paddy fields were observed, and the carbon size and composition of carbon and nitrogen footprints in water-saving irrigation paddy fields under different straw returning forms were calculated, and the relationship between carbon and nitrogen footprints was analyzed. The results showed that the carbon footprint per unit area (CF_A), carbon footprint per unit yield (CF_Y) and carbon efficiency (CE) were 6 694.56 ~ 14 042.32 kg/hm^2, 0.77 ~ 1.61 kg/kg and 0.62 ~ 1.29 kg/kg, respectively. The nitrogen footprint per unit area (NF_A) and nitrogen footprint per unit yield (NF_Y) were 12.55 ~ 17.13 kg/hm^2 and 1.41 ~ 2.10 g/hm^2, respectively. Under the condition of water-saving irrigation and nitrogen fertilizer reduction, straw carbonization returning to the field can reduce CF_A, CF_Y, NF_A, NF_Y, and increase CE; straw returning directly to the field would increase CF_A, CF_Y, NF_A, NF_Y, while reducing rice yields and CE; CH_4 emission (65.3% ~ 81.3%) was the largest in the proportion of carbon footprint generated by rice, followed by chemical fertilizer (7.2% ~ 13.6%), diesel oil (3.1% ~ 6.5%) and irrigation electricity (2.6% ~ 4.4%). The proportion of nitrogen footprint from large to small was NH_3 volatilization (72.3% ~ 79.7%), agricultural inputs (9.9% ~ 17.1%), NO_3^--N leaching (5.2% ~ 6.1%), and N_2O emissions (2.8% ~ 3.5%). There was a positive correlation between CF_Y and NF_Y in water-saving irrigation paddy fields under different straw returning forms. Among them, DS2N2 treatment was the best, with the smallest carbon and nitrogen footprint and the highest yield. The research results can provide reliable data support for national or regional agricultural carbon and nitrogen footprint accounting.

Key words: paddy field; carbon and nitrogen footprint; water-saving irrigation; straw returning form

0　引言

近年来,温室气体排放导致的全球气候变暖已成为研究热点问题,为应对气候变化,国家提出碳达峰、碳中和目标[1]。2024 年《中华人民共和国气候变化第四次两年更新报告》显示,农业生产活动产生的 CH_4、N_2O分别占总排放量的 39.3% 和 47.8%。其中稻田是 CH_4、N_2O 主要排放源,同时也是活性氮(Nr)重要排放源[2]。目前,稻田主要灌溉模式仍为淹水灌溉,使 CH_4大量排放[3]。另外,为提高水稻产量,农民大量施用化学氮肥,导致 CH_4、N_2O 排放和 Nr 损失急剧增加[4]。此外,水稻生产会产生大量秸秆,若直接还田会促进 CH_4排放,增加碳足迹[5-6]。而节水灌溉、秸秆还田与氮肥减施及其组合模式被认为是调控稻田碳氮循环、降低碳氮足迹的关键农艺措施[7],但不同秸秆还田形式对节水灌溉减施氮肥稻田碳氮足迹的影响仍存在不确定性。因此,核算不同秸秆还田形式下节水灌溉减施氮肥稻田的碳氮足迹,对于实现水稻秸秆资源化利用和碳氮减排,发展高效绿色低碳农业,促进农业可持续发展具有重要意义[8]。

关于作物生产碳氮足迹,前人已开展大量研究[9-13]。一方面是从区域角度研究碳足迹的时空分布特征及驱动因素。温桂香等[9]研究表明,河南省小麦玉米生产碳氮足迹在空间分布上,东南部较高,而西北部相对较低。张惠云等[10]发现吉林省中西部地区水稻生产碳足迹较小。张晓钰等[8]发现,黑龙江省碳氮足迹呈上升趋势,碳承载力增加,氮承载力下降,其中松嫩平原和三江平原为种植业碳氮排放较高地区,农业效率是降低碳氮足迹的关键驱动因素。另一方面是从作物角度对碳足迹进行核算并分析影响因素。陈中督等[11]研究长江中游地区稻麦生产系统碳氮足迹发现,种植规模与碳氮足迹呈显著负相关关系,与小规模稻麦种植相比,大规模种植单位产量碳氮足迹分别降低 22.6% 和 43.9%。前人主要围绕玉米、小麦、大豆等作物开展碳氮足迹研究[13],关于水稻生产碳氮足迹研究较少,尤其是在北方高肥力寒地黑土区。因此,开展寒地黑土区不同秸秆还田形式对节水灌溉减施氮肥稻田碳氮足迹的影响研究非常必要。

本研究采用生命周期评价法(LCA),以 FS0N1(常规淹灌 + 无秸秆还田 + 常规施氮水平)作为对照,观测稻田 CH_4、N_2O 排放和 NH_3挥发等数据,计算不同秸秆还田形式下节水灌溉稻田碳氮足迹碳及构成,并分析碳氮足迹间关系,以期为国家或区域农业碳氮足迹核算提供数据支撑。

1　材料与方法

1.1　试验区概况

试验于 2022 年在黑龙江省庆安国家灌溉试验重点站(127°40′45″E,46°57′28″N)进行,试验站位于绥化市庆安县平安镇赵富有村,是寒地黑土区典型的水稻种植区。地处第三积温带,有效积温在 2 500℃左右,年平均降雨量在 560 mm 以下,年平均蒸发量超过 750 mm,每年 5—9 月是水稻本田生长期,全年有 128 d 左右为无霜期。

当地水稻种植每公顷可产生 6 t 秸秆(实际可离田量),水稻秸秆(氮质量分数 0.75%)经过炭化处理(高温无氧裂解)制成生物炭,6 t 秸秆可制成直径 2 mm 颗粒形式的生物炭约 2 t,pH 值 8.86,碳质量分数 42.72%,氮质量分数 1.26%。供试土壤为黑土,0 ~ 20 cm 土层土壤基本理化性质:pH 值 6.42,有机质质量比 42.51 g/kg,全氮质量比 1.62 g/kg,全磷质量比 15.43 g/kg,全钾质量比 20.08 g/kg,碱解氮质量比 168.37 mg/kg,速效磷质量比 34.54 mg/kg,速效钾质量比 125.81 mg/kg。供试品种为“龙庆稻 34”,插秧密度为 25 穴/m^2,每穴插秧 4 ~ 5 株。

1.2 试验设计

设置浅湿干灌溉(D)和常规淹灌(F)2 种灌溉模式,具体水分管理见表 1。施氮量设 3 个水平,即 110 kg/hm^2(当地施肥标准,N1)、99 kg/hm^2(氮肥减施 10%,N2)、88 kg/hm^2(氮肥减施 20%,N3)。秸秆还田设置 4 种方式:无秸秆还田(S0)、秸秆 100% 直接还田(S1)、秸秆 100% 炭化还田(S2)、秸秆 50% 直接还田 + 秸秆 50% 炭化还田(S3)。田间小区试验处理设计具体设置见表 2,共计 8 个处理,每个处理 3 次重复,布置的 24 个试验小区随机进行排列,试区面积为 25 m^2。秸秆或炭化秸秆在泡田前翻耕还田,将其翻耕于稻田土壤表层,并混合均匀。氮肥分 3 次施用,其中 50% 为基肥、20% 为蘖肥、30% 为穗肥;P_2O_5 施用量为 45 kg/hm^2,作为基肥一次性施入;K_2O 施用量为 80 kg/hm^2,50% 为基肥、50% 为穗肥。氮肥、磷肥、钾肥分别选用尿素(含 46.4% 纯 N)、过磷酸钙(含 12% P_2O_5)和硫酸钾(含 60% K_2O),并换算成实际用量。5 月 24 日施基肥,5 月 25 日进行水稻秧苗移栽,6 月 8 日施蘖肥,7 月 10 日施穗肥,9 月 21 日进行考种测产。

表 1 稻田各生育期水分管理

Tab.1 Water management during each growth period of rice field

灌溉模式	控制指标	返青期	分蘖期			拔节期	抽穗期	灌浆期	成熟期
			前期	中期	后期				
浅湿干灌溉(D)	蓄雨上限	50 mm	50 mm	50 mm	晒田	50 mm	50 mm	50 mm	落干
	灌水上限	30 mm	30 mm	30 mm	晒田	30 mm	30 mm	30 mm	落干
	灌水下限	θ_s	0.7θ_s	0.7θ_s	晒田	0.8θ_s	0.8θ_s	0.7θ_s	落干
常规淹灌(F)	蓄雨上限	50 mm	100 mm	100 mm	晒田	100 mm	100 mm	100 mm	落干
	灌水上限	30 mm	50 mm	50 mm	晒田	50 mm	50 mm	50 mm	落干
	灌水下限	0	0	0	晒田	0	0	0	落干

注:θ_s 为根层土壤饱和含水率,分蘖后期晒田 10 d 左右,稻田土壤含水率不低于 0.6θ_s。

表 2 田间小区试验处理设计

Tab.2 Design of experimental treatment in field communities

处理号	处理名称	处理编号	秸秆直接还田量/(t·hm^{-2})	秸秆炭化还田量/(t·hm^{-2})	施氮量/(kg·hm^{-2})
1	浅湿干灌溉、无秸秆还田、常规施氮水平	DS0N1	0	0	110
2	浅湿干灌溉、秸秆 100% 直接还田、氮肥减施 10%	DS1N2	6	0	99
3	浅湿干灌溉、秸秆 100% 炭化还田、氮肥减施 10%	DS2N2	0	2	99
4	浅湿干灌溉、秸秆 50% 直接还田 + 秸秆 50% 炭化还田、氮肥减施 10%	DS3N2	3	1	99
5	浅湿干灌溉、秸秆 100% 直接还田、氮肥减施 20%	DS1N3	6	0	88
6	浅湿干灌溉、秸秆 100% 炭化还田、氮肥减施 20%	DS2N3	0	2	88
7	浅湿干灌溉、秸秆 50% 直接还田 + 秸秆 50% 炭化还田、氮肥减施 20%	DS3N3	3	1	88
8	常规淹灌、无秸秆还田、常规施氮水平	FS0N1	0	0	110

1.3 测定项目与方法

CH_4 和 N_2O 气体样品采用密闭静态暗箱法收集。用 PVC 材料制成方形箱体,规格有 25 cm × 25 cm × 60 cm 和 25 cm × 25 cm × 120 cm 2 种,并根据水稻株高选用相应规格。箱体外部用锡箔贴纸包裹避光隔热,内部安装 1 个温度传感器探头(监测内部温度)及 2 台微型电风扇(混合箱内气体)。水稻移栽后每隔 7 d 取样 1 次,在施肥及晒田期间加密取样,如遇强降雨天气则推迟取样时间。每次气体采集在 10:00—14:00 进行,采样前在不锈钢底座槽内注水,并测量田面水层或土层表面距箱顶高度。采集气体样本时,时间间隔为 10 min,共收集 4 次,每次抽取 50 mL 并记录箱体内温度。并用气相色谱仪(岛津 GC - 17A 型,日本)检测 CH_4 和 N_2O 浓度。

CH_4 或 N_2O 排放通量计算式为

$$F=\rho H\frac{\mathrm{d}c}{\mathrm{d}t}\frac{273}{273+T}\frac{P}{P_0} \quad (1)$$

式中　F——CH_4或 N_2O 排放通量，mg/(m²·h)

ρ——标准状态下 CH_4、N_2O 密度，分别为 0.717、1.964 kg/m³

H——静态箱箱体有效高度，m

$\mathrm{d}c/\mathrm{d}t$——静态箱箱内 CH_4或 N_2O 浓度变化率，mL/(m³·h)

T——静态箱箱内平均温度，℃

P_0——标准大气压

P——静态箱箱内气压，取 $P=P_0$

CH_4或 N_2O 排放总量计算式为

$$E=0.01\times24\left[\frac{F_1+F_n}{2}+\sum_{i=1}^{n}\frac{F_i+F_{i+1}}{2}(t_{i+1}-t_i)\right] \quad (2)$$

式中　E——CH_4或 N_2O 排放总量，kg/hm²

n——生育期观测次数

F_i、F_{i+1}——第 i、$i+1$ 次采样时 CH_4或 N_2O 排放通量，mg/(m²·h)

$t_{i+1}-t_i$——第 i 次到第 $i+1$ 次采样时间间隔，d

采用通气法测定稻田土壤 NH_3挥发速率。通气法装置的通风室用厚 2 mm PVC 管(高为 20 cm，内径为 15 cm)制成，内部放 2 块圆形海绵(厚度为 2 cm，直径为 16 cm)，2 块圆形海绵用 15 mL 磷酸盐/甘油溶液浸泡(40 mL 甘油和 50 mL 分析磷酸盐用蒸馏水稀释至 1 000 mL)后放入 PVC 管中，布置时先放置下层海绵，上层海绵需与管顶部相平(防止灰尘和空气中 NH_3进入通风室)，保证上下层海绵间隔 1 cm。测量前在每个小区布置通风室，埋深为 5 cm。氮肥施用后第 1 周(含施肥当天)每天取样 1 次，第 2 周每隔 1～3 d 取样 1 次，第 2 周后每隔 7～10 d 取样 1 次，直至下次施肥或收获。如遇雨天，用防雨罩盖上 PVC 管顶部。在塑料瓶(500 mL)中加浓度为 1.0 mol/L 的 KCl 溶液 300 mL，将下层海绵浸入 KCl 溶液中，放在振荡器中振荡，振荡后提取溶液。采用日本岛津公司生产的 UV－1780 型分光光度计分析提取溶液。

NH_3挥发速率(F_{NH_3}，kg/(hm²·d))计算式为[14]

$$F_{NH_3}=\frac{0.01M}{AD} \quad (3)$$

式中　M——通气法单个装置平均每次测得氨量，mg

A——捕获装置横截面积，m²

D——每次连续捕获时间，d

NH_3累积挥发量(E_{NH_3}，kg/hm²)计算式为

$$E_{NH_3}=\sum_{i=1}^{m}(F_{NH_3i}D_i) \quad (4)$$

式中　F_{NH_3i}——第 i 次和第 $i-1$ 次采样的平均 NH_3挥发速率，kg/(hm²·d)

D_i——第 i 次和第 $i-1$ 次采样时间间隔，d

m——采样次数

1.4　碳足迹研究边界和估算方法

碳足迹(CF)一般用于表征产品或服务在其生命周期内直接和间接的温室气体排放[15]。本研究采用生命周期评价法(LCA)对稻田生产系统碳足迹进行核算，以水稻播种至收获整个生育期内生产投入为基础，包括生产过程稻田土壤直接排放的温室气体和农资农事投入间接耗费化石燃料排放的温室气体[16]，计算结果用 CO_2当量表示。基于 LCA 法，建立系统边界：①水稻本田生长期稻田土壤非 CO_2温室气体直接排放(作物生长过程光合作用固定的 CO_2最终通过自身呼吸等活动返回大气，并且在固定和排放之间存在动态平衡，因此不做统计[16])，包括 N_2O 和 CH_4。②农资投入：育秧用秧盘薄膜、种子、生物炭、化肥和农药等生产、运输和消费过程产生的温室气体排放。③农事投入：秸秆直接或炭化还田、插秧、施肥、收获等过程机械作业消耗的柴油燃料与灌溉用电间接消耗化石燃料排放的温室气体。④大气沉降与淋溶径流引起的 N_2O 间接排放：主要由 NH_3挥发、氮素淋溶等间接引起。水稻生产农资农事投入量及其相应的碳排放系数见表 3 和表 4。

单位面积直接温室气体排放碳足迹(CF_d，kg/hm²)，以 100 a 为时间尺度，单位质量 CH_4和 N_2O 的GWP 分别为二氧化碳的 29.8、273 倍[19]，计算式为

$$CF_d=29.8E_{CH_4}+273E_{N_2O} \quad (5)$$

式中　E_{CH_4}——CH_4排放总量，kg/hm²

E_{N_2O}——N_2O 排放总量，kg/hm²

稻田总氮输入量(N_A，kg/hm²)计算式为

$$N_A=N_F+N_S \quad (6)$$

式中　N_F——施用化肥氮输入量，kg/hm²

N_S——秸秆还田氮输入量，kg/hm²

水稻本田生长期稻田 NH_3挥发氮损失量(EV_{NH_3}，kg/hm²)计算式为

$$EV_{NH_3}=\frac{14}{17}E_{NH_3} \quad (7)$$

水稻本田生长期稻田淋溶和径流氮损失量(N_L，kg/hm²)计算式为

$$N_L=\alpha N_A \quad (8)$$

表 3 水稻生产不同农资农事投入量

Tab. 3 Different agricultural inputs in rice production

名称	处理							
	DS0N1	DS1N2	DS2N2	DS3N2	DS1N3	DS2N3	DS3N3	FS0N1
育秧用秧盘、农膜投入量/(kg·hm^{-2})	90	90	90	90	90	90	90	90
水稻种子投入量/(kg·hm^{-2})	35	35	35	35	35	35	35	35
氮肥投入量/(kg·hm^{-2})	110	99	99	99	88	88	88	110
磷肥投入量/(kg·hm^{-2})	45	45	45	45	45	45	45	45
钾肥投入量/(kg·hm^{-2})	80	80	80	80	80	80	80	80
除草剂投入量/(kg·hm^{-2})	4.48	4.48	4.48	4.48	4.48	4.48	4.48	4.48
杀虫剂投入量/(kg·hm^{-2})	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45
杀菌剂投入量/(kg·hm^{-2})	2.85	2.85	2.85	2.85	2.85	2.85	2.85	2.85
柴油投入量/(L·hm^{-2})	87.42	87.42	87.42	87.42	87.42	87.42	87.42	87.42
灌溉用电投入量/(kW·h·hm^{-2})	285	266	228	247	256	214	243	438
秸秆生物炭投入量/(kg·hm^{-2})	0	0	2 000	1 000	0	2 000	1 000	0

注:在翻地时进行秸秆直接还田和炭化还田,不额外增加柴油消耗量。

表 4 水稻生产不同农资农事投入的碳氮排放系数

Tab. 4 Carbon and nitrogen emission coefficients of different agricultural inputs in rice production

名称	碳排放系数	活性氮排放系数
育秧用秧盘、农膜	2.5 kg/kg[12]	1.203×10^{-2} kg/kg[11]
水稻种子	1.84 kg/kg[17]	7.600×10^{-4} kg/kg[11]
氮肥	8.30 kg/kg[12]	8.900×10^{-4} kg/kg[11]
磷肥	2.23 kg/kg[12]	5.400×10^{-4} kg/kg[11]
钾肥	0.66 kg/kg[12]	3.000×10^{-5} kg/kg[11]
除草剂	10.20 kg/kg[16]	4.490×10^{-3} kg/kg[11]
杀虫剂	16.60 kg/kg[16]	3.530×10^{-3} kg/kg[11]
杀菌剂	10.60 kg/kg[16]	7.000×10^{-3} kg/kg[11]
柴油	4.99 kg/L[12]	4.580×10^{-3} kg/L[11]
灌溉用电	1.23 kg/(kW·h)[16]	1.200×10^{-4} kg/(kW·h)[11]
秸秆生物炭	0.067 kg/kg[18]	2.300×10^{-4} kg/kg[18]

式中 α——施入氮通过淋溶和径流损失比例,取 14.79%(数据来源于《省级温室气体清单编制指南》)

大气沉降与淋溶及径流引起的 N_2O 间接排放量(IE_{N_2O},kg/hm^2)计算式为

$$IE_{N_2O}=(1\%EV_{NH_3}+0.75\%N_L)\times\frac{44}{28} \tag{9}$$

其中 1% 为 NH_3 挥发后氮沉降造成的间接 N_2O 排放系数[4,20],0.75% 为淋溶和径流损失氮素造成的间接 N_2O 排放系数[4,20],44/28 为 N_2O 与 N_2O-N 分子量之比。

单位面积间接温室气体排放的碳足迹(CF_i,kg/hm^2)计算式为

$$CF_i=\sum_{i=1}^{n}A_iEF_{Ci}+273IE_{N_2O} \tag{10}$$

式中 A_i——水稻生产过程第 i 种农资或农事投入量(表 3)

EF_{Ci}——第 i 种农资或农事碳排放系数,见表 4

单位面积碳足迹(CF_A,kg/hm^2)计算式为

$$CF_A=CF_d+CF_i \tag{11}$$

单位产量碳足迹(CF_Y,kg/kg)计算式为

$$CF_Y=\frac{CF_A}{Y} \tag{12}$$

式中 Y——水稻产量,kg/hm^2

碳效率(CE,kg/kg)计算式为

$$CE=\frac{Y}{CF_A} \tag{13}$$

1.5 氮足迹研究边界和估算方法

氮足迹(NF)的系统边界:本研究中氮足迹研究边界为水稻播种至收获整个生命周期的活性氮排放,主要包括农资农事投入过程间接产生的活性氮排放以及水稻本田生长期氮肥施用和秸秆还田造成的活性氮排放。基于 LCA 法,建立系统边界:①农资在生产和运输过程造成的活性氮损失。②农事投入过程造成的活性氮损失。③氮肥施用和秸秆还田造成的田间 N_2O 排放、NH_3 挥发、NH_4^+-N 和 NO_3^--N 淋失造成的活性氮损失。N_2O-N、NH_3-N、NH_4^+-N 和 NO_3^--N 分子量比例分别是 44/28、17/14、62/14 和 18/14;N_2O、NH_3、NH_4^+ 和 NO_3^- 富营养化潜势系数分别为 0.476、0.833、0.786 和 0.238。基于生命周期评价方法,氮足迹是将不同形态的活性氮转化为富营养化潜势以便求和计算。

间接活性氮排放量(NF_i,kg/hm^2)计算式为

$$NF_i=\sum_{i=1}^{n}A_iEF_{Ni} \tag{14}$$

式中 EF_{Ni}——第 i 种农资或农事活性氮损失系数,见表 4

N_2O 排放总量(TE_{N_2O},kg/hm^2)计算式为

$$TE_{N_2O} = E_{N_2O} + IE_{N_2O} \quad (15)$$

N_2O 排放产生的氮足迹（NF_{N_2O}，kg/hm^2）计算式为

$$NF_{N_2O} = 0.476 TE_{N_2O} \quad (16)$$

NH_3 挥发产生的氮足迹（NF_{NH_3}，kg/hm^2）计算式为

$$NF_{NH_3} = 0.833 E_{NH_3} \quad (17)$$

NH_4^+ 淋失产生的氮足迹（$NF_{NH_4^+}$，kg/hm^2）计算式为

$$NF_{NH_4^+} = N_A \beta \frac{18}{14} \times 0.786 \quad (18)$$

式中　β——水稻本田生长期 NH_4^+ 淋失系数，取 0.19%[11,21]

NO_3^- 淋失产生的氮足迹（$NF_{NO_3^-}$，kg/hm^2）计算式为

$$NF_{NO_3^-} = N_A \gamma \frac{62}{14} \times 0.238 \quad (19)$$

式中　γ——水稻本田生长期 NO_3^- 淋失系数，0.60%[11,21]

单位面积氮足迹（NF_A，kg/hm^2）计算式为

$$NF_A = NF_i + NF_{N_2O} + NF_{NH_3} + NF_{NH_4^+} + NF_{NO_3^-} \quad (20)$$

单位产量氮足迹（NF_Y，g/kg）计算式为

$$NF_Y = \frac{1\,000 NF_A}{Y} \quad (21)$$

2　结果与分析

2.1　不同秸秆还田形式下 CH_4、N_2O 排放通量及累积排放量

不同秸秆还田形式下 CH_4 排放通量及累积排放量如图 1（图中不同小写字母表示处理间差异显著（$P<0.05$），下同）所示。从图 1 可以看出，各处理 CH_4 排放都集中在 6—8 月，水稻分蘖末期晒田使 CH_4 排放通量迅速减小。各处理稻田 CH_4 排放通量均出现 2 次较大峰值，分别出现在水稻插秧后第 33 天和第 51 天。CH_4 累积排放量为 146.80 ~ 382.96 kg/hm^2，FS0N1 处理 CH_4 累积排放量显著高于 DS0N1 处理（$P<0.05$），提高 107.53%；DS1N2、DS3N2、DS1N3、DS3N3 处理 CH_4 累积排放量显著高于 DS0N1 处理（$P<0.05$），分别提高 86.40%、33.71%、81.95%、30.65%，而 DS2N2、DS2N3 则显著低于 DS0N1 处理（$P<0.05$），分别降低 14.34%、20.45%。应用节水灌溉技术或秸秆炭化还田（施加生物炭）可以降低 CH_4 排放，而秸秆直接还田会促进 CH_4 排放。

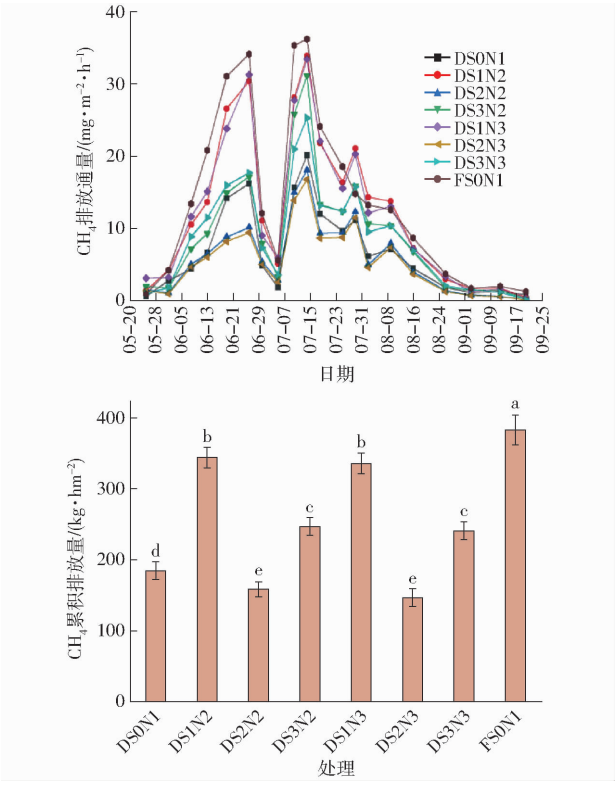

图 1　CH_4 排放通量及累积排放量

Fig. 1　CH_4 emission flux and cumulative emission

不同秸秆还田形式下 N_2O 排放通量及累积排放量如图 2 所示。从图 2 可以看出，各处理 N_2O 排放不同时期变化剧烈，其排放与施肥关系密切。各处理稻田 N_2O 排放通量均出现 4 次明显峰值，分别出现在水稻插秧后第 20、42、51、102 天。N_2O 累积排放量为 0.438 ~ 0.784 kg/hm^2，DS0N1 处理 N_2O 累积排放量显著高于 FS0N1 处理（$P<0.05$），提高 44.75%；DS1N2、DS1N3 处理 N_2O 累积排放量显著高于 DS0N1 处理（$P<0.05$），分别提高 23.66%、19.40%，而 DS2N2、DS2N3 则显著低于 DS0N1 处理（$P<0.05$），分别降低 17.67%、20.35%。应用节水灌溉技术或秸秆直接还田会促进 N_2O 排放，而秸秆炭化还田可以降低 N_2O 排放。

2.2　不同秸秆还田形式 NH_3 挥发速率及累积挥发量

不同秸秆还田形式下 NH_3 挥发速率及累积挥发量如图 3 所示。各处理水稻本田生长期内 NH_3 挥发均出现 3 次排放峰值，并且均在施肥后 2 ~ 3 d 内出现。施加基肥后第 2 天出现第 1 个峰值，NH_3 挥发速率为 0.991 ~ 1.429 kg/(hm^2·d)，DS0N1 处理较 FS0N1 处理降低 2.42%；DS1N2、DS3N2、DS1N3、DS3N3 处理 NH_3 挥发速率较 DS0N1 处理分别提高 27.70%、24.75%、17.69%、10.28%，而 DS2N2 和 DS2N3 处理较 DS0N1 处理分别降低 7.86%、11.44%。施加蘖肥后第 2 天出现第 2 个峰值，NH_3 挥发速率为 0.578 ~ 0.743 kg/(hm^2·d)，FS0N1 处

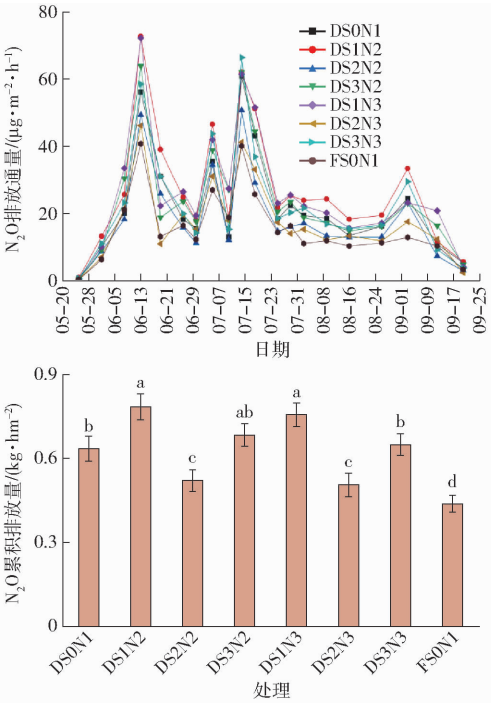

图 2 N_2O 排放通量及累积排放量

Fig. 2 N_2O emission flux and cumulative emission

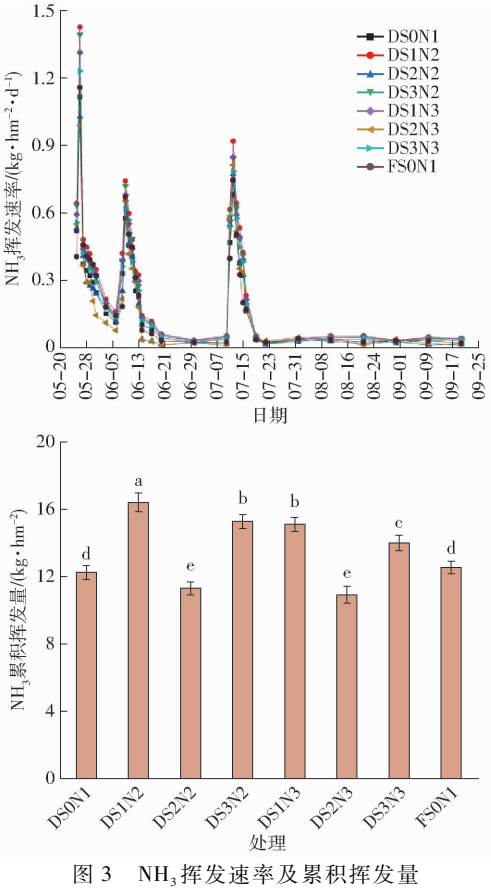

图 3 NH_3 挥发速率及累积挥发量

Fig. 3 NH_3 volatilization rate and cumulative volatilization amount

理较 DS0N1 处理提高 16.44%；浅湿干灌溉其他处理 NH_3 挥发速率较 DS0N1 处理提高 7.44% ~ 28.55%。施加穗肥后第 3 天出现第 3 个峰值，NH_3 挥发速率为 0.684 ~ 0.921 kg/(hm²·d)，FS0N1 处理较 DS0N1 处理提高 9.21%；浅湿干灌溉其他处理 NH_3 挥发速率较 DS0N1 处理提高 13.01% ~ 34.65%。NH_3 累积挥发量为 10.88 ~ 16.38 kg/hm²，FS0N1 处理 NH_3 累积挥发量与 DS0N1 处理之间差异不显著（$P > 0.05$）；DS1N2、DS3N2、DS1N3、DS3N3 处理 NH_3 累积挥发量显著高于 DS0N1 处理（$P < 0.05$），分别提高 34.05%、24.84%、23.60%、14.41%，而 DS2N2、DS2N3 则显著低于 DS0N1 处理（$P < 0.05$），分别降低 7.67%、10.96%。秸秆炭化还田可以抑制 NH_3 挥发，而秸秆直接还田会促进 NH_3 挥发；随着施氮量减少，NH_3 累积挥发量降低。

2.3 不同秸秆还田形式下稻田碳足迹及构成

表 5 为不同秸秆还田形式下稻田碳足迹及碳效率。CF_A 在 6 694.56 ~ 14 042.32 kg/hm² 变化，DS0N1 处理 CF_A 显著低于 FS0N1 处理（$P < 0.05$），降低 43.08%；DS1N2、DS3N2、DS1N3、DS3N3 处理 CF_A 显著高于 DS0N1 处理（$P < 0.05$），分别提高 58.90%、22.74%、54.33%、19.20%，而 DS2N2、DS2N3 则显著低于 DS0N1 处理（$P < 0.05$），分别降低 10.55%、16.25%。DS0N1 处理 Y 较 FS0N1 处理提高 3.85%；DS2N2 处理 Y 较 DS0N1 提高 2.12%，而其他处理较 DS0N1 处理降低 4.30% ~ 14.10%。CF_Y 在 0.77 ~ 1.61 kg/kg 变化，DS0N1 处理 CF_Y 显著低于 FS0N1 处理（$P < 0.05$），降低 45.19%；DS1N2、DS3N2、DS1N3、DS3N3 处理 CF_Y 显著高于 DS0N1 处理（$P < 0.05$），分别提高 76.18%、28.26%、79.68%、30.98%，而 DS2N2、DS2N3 处理则显著低于 DS0N1 处理（$P < 0.05$），分别降低 12.40%、11.05%。CE 在 0.62 ~ 1.29 kg/kg 变化，DS0N1 处理 CE 显著高于 FS0N1 处理（$P < 0.05$），提高 82.44%；DS1N2、DS3N2、DS1N3、DS3N3 处理 CE 显著低于 DS0N1 处理（$P < 0.05$），分别降低 43.24%、22.03%、44.34%、23.65%，而 DS2N2、DS2N3 则显著高于 DS0N1 处理（$P < 0.05$），分别提高 14.16%、12.42%。研究结果显示，节水灌溉减施氮肥条件下秸秆炭化还田可以降低 CF_A、CF_Y，同时增加 CE；而秸秆直接还田会增加 CF_A、CF_Y，同时降低 Y 和 CE。

由图 4 可知，水稻产生碳足迹占比规律基本一致，其中贡献最大的是 CH_4 排放，其次是化肥，然后是柴油和灌溉用电；农资农事投入导致的间接碳足迹中化肥投入导致碳足迹占比最大，平均约为 44.6%。不同秸秆还田形式下碳足迹构成中 CH_4 排放占比为 65.3% ~ 81.3%；无秸秆还田时，与常规淹灌相比，节水灌溉模式下 CH_4 排放占比大幅度下

表 5　稻田碳足迹及碳效率

Tab. 5　Paddy carbon footprint and carbon efficiency

处理	CF_d/(kg·hm^{-2})	CF_i/(kg·hm^{-2})	CF_A/(kg·hm^{-2})	Y/(kg·hm^{-2})	CF_Y/(kg·kg^{-1})	CE/(kg·kg^{-1})
DS0N1	5 672.08^{d}	2 321.26^{b}	7 993.34^{d}	9 062.51^{a}	0.88^{c}	1.13^{b}
DS1N2	10 464.34^{b}	2 237.44^{b}	12 701.78^{b}	8 173.84^{c}	1.55^{a}	0.64^{d}
DS2N2	4 852.99^{e}	2 297.40^{b}	7 150.39^{e}	9 254.43^{a}	0.77^{d}	1.29^{a}
DS3N2	7 539.01^{c}	2 272.33^{b}	9 811.34^{c}	8 672.78^{b}	1.13^{b}	0.88^{c}
DS1N3	10 212.31^{b}	2 124.01^{c}	12 336.32^{b}	7 784.27^{d}	1.58^{a}	0.63^{d}
DS2N3	4 512.51^{e}	2 182.05^{bc}	6 694.56^{e}	8 532.49^{b}	0.78^{d}	1.27^{a}
DS3N3	7 361.36^{c}	2 166.56^{c}	9 527.92^{c}	8 247.36^{c}	1.16^{b}	0.87^{c}
FS0N1	11 531.78^{a}	2 510.54^{a}	14 042.32^{a}	8 726.42^{b}	1.61^{a}	0.62^{d}

注：同列不同小写字母表示不同处理在 $P<0.05$ 水平差异显著，下同。

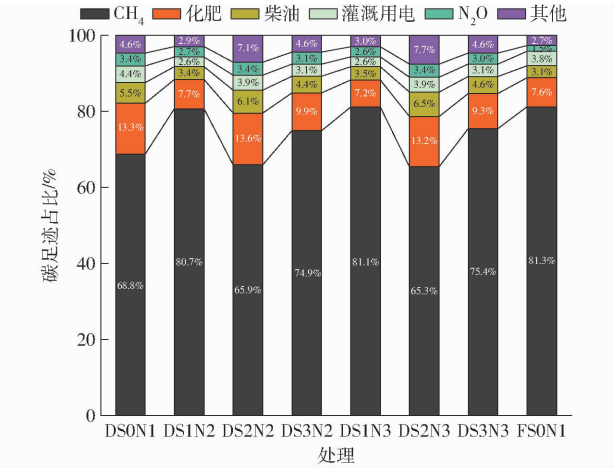

图 4　碳足迹构成

Fig. 4　Carbon footprint composition

降；秸秆直接还田会大幅增加 CH_4 排放占比，而秸秆炭化还田能降低 CH_4 排放占比。化肥投入导致的碳足迹占比为 7.2% ~ 13.6%，柴油和灌溉用电导致的碳足迹占比分别为 3.1% ~ 6.5% 和 2.6% ~ 4.4%。

2.4　不同秸秆还田形式下稻田氮足迹及构成

表 6 为不同秸秆还田形式下稻田氮足迹。NF_A 在 12.55 ~ 17.13 kg/hm^2 变化，DS0N1 处理 NF_A 与 FS0N1 处理间无显著差异（$P>0.05$）；DS1N2、DS3N2、DS1N3 处理 NF_A 显著高于 DS0N1 处理（$P<0.05$），分别提高 29.09%、22.68%、20.05%；DS2N2、DS2N3 处理 NF_A 低于 DS0N1 处理，分别降低 1.96%、5.43%。NF_Y 在 1.41 ~ 2.10 g/hm^2 变化，

表 6　稻田氮足迹

Tab. 6　Paddy nitrogen footprint

处理	NF_i/(kg·hm^{-2})	NF_{N_2O}/(kg·hm^{-2})	NF_{NH_3}/(kg·hm^{-2})	$NF_{NH_4^+}$/(kg·hm^{-2})	$NF_{NO_3^-}$/(kg·hm^{-2})	NF_A/(kg·hm^{-2})	NF_Y/(g·kg^{-1})
DS0N1	1.71^{c}	0.47^{b}	10.18^{c}	0.21^{a}	0.70^{c}	13.27^{c}	1.46^{cd}
DS1N2	1.70^{c}	0.59^{a}	13.65^{a}	0.28^{a}	0.91^{a}	17.13^{a}	2.10^{a}
DS2N2	2.16^{a}	0.42^{bc}	9.40^{d}	0.24^{a}	0.79^{b}	13.01^{c}	1.41^{d}
DS3N2	1.93^{b}	0.53^{a}	12.71^{ab}	0.26^{a}	0.85^{ab}	16.28^{b}	1.88^{b}
DS1N3	1.69^{c}	0.56^{a}	12.58^{ab}	0.26^{a}	0.84^{ab}	15.93^{b}	2.05^{a}
DS2N3	2.14^{a}	0.40^{c}	9.07^{d}	0.22^{a}	0.72^{bc}	12.55^{d}	1.47^{cd}
DS3N3	1.92^{b}	0.50^{ab}	11.65^{b}	0.24^{a}	0.78^{b}	15.09^{bc}	1.83^{b}
FS0N1	1.73^{c}	0.38^{c}	10.43^{c}	0.21^{a}	0.70^{c}	13.45^{c}	1.54^{c}

DS0N1 处理 NF_Y 较 FS0N1 处理降低 5.00%；DS1N2、DS3N2、DS1N3、DS3N3 处理 NF_Y 显著高于 DS0N1 处理（$P<0.05$），分别提高 43.12%、28.20%、39.76%、24.95%；DS2N2 处理 NF_A 较 DS0N1 处理降低 3.99%。研究结果显示，节水灌溉减施氮肥条件下秸秆直接还田会增加 NF_A、NF_Y，而秸秆炭化还田可以降低 NF_A、NF_Y。

水稻产生氮足迹构成（图 5）中农资农事投入产生的间接活性氮排放占 9.9% ~ 17.1%；氮肥施用造成的活性氮损失占比为 82.9% ~ 90.1%，其中 NH_3 挥发造成的活性氮损失占比最大，为 72.3% ~ 79.7%，氮素以 NO_3^--N 淋失造成的活性氮损失占 5.2% ~ 6.1%，田间 N_2O 排放造成的活性氮损失占 2.8% ~ 3.5%，氮素以 NH_4^+-N 淋失造成的活性氮损失仅占 1.6% ~ 1.8%。

2.5　不同秸秆还田形式下稻田碳氮足迹关系

由图 6 可知，不同秸秆还田形式下节水灌溉稻田的单位产量碳足迹和单位产量氮足迹之间存在密切关系。以单位产量碳足迹为自变量，单位产量氮足迹为因变量，建立线性拟合方程（$y=0.81+0.83x$），决定系数 $R^2=0.91$，说明模型拟合较好，单位产量氮足迹随着单位产量碳足迹增加而增加，二者呈正相关关系。

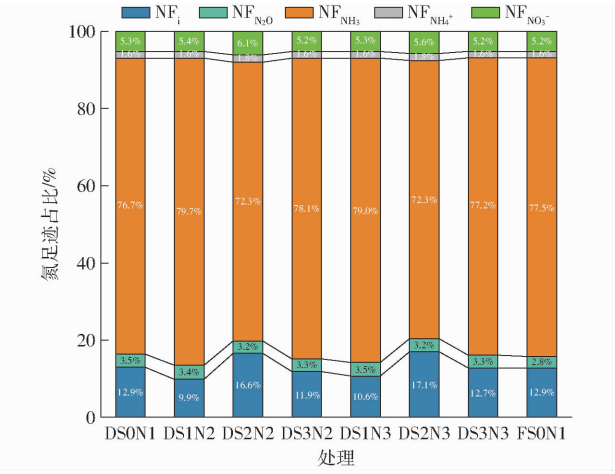

图 5 氮足迹构成

Fig. 5 Nitrogen footprint composition

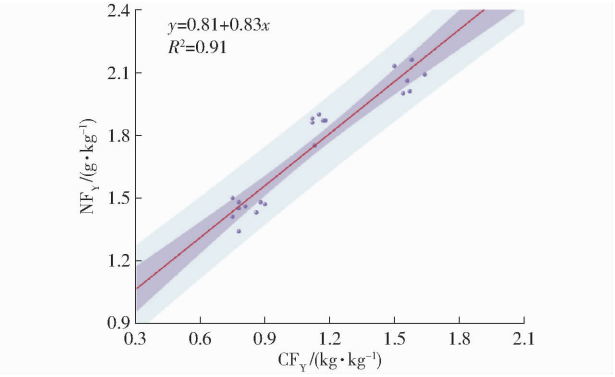

图 6 不同秸秆还田形式下节水灌溉稻田 CF_Y 与 NF_Y 线性拟合分析

Fig. 6 Linear fitting analysis of CF_Y and NF_Y in water-saving irrigation paddy fields under different straw returning forms

3 讨论

碳足迹核算是对农业温室气体排放的定量评价,通过开展水稻碳足迹研究,掌握水稻整个生命周期温室气体排放情况,可为制定科学有效的碳减排方案提供理论和技术支撑,对低碳农业发展具有重要意义[15]。目前常用的碳足迹计算方法有清单计算法(IPCC)、投入产出分析法(IOA)、生命周期评价法(LCA)和混合生命周期评价法(IOA-LCA)[22-26]。与其他方法相比,LCA 法可用于微观尺度研究,目前在农业碳足迹计算中广泛应用,该方法考虑了系统在生命周期内的直接和间接碳排放,计算结果可信度较高,因而成为国际上公认的碳足迹计算方法[27]。一直以来 LCA 法在宏观尺度的研究中应用较多,但近些年该方法在微观尺度的研究应用逐渐增多。季国军[28]研究江苏不同水稻种植方式碳氮足迹,发现水稻生产 NF_A、NF_Y 分别为 72.62 ~ 89.49 kg/hm^2、7.76 ~ 10.33 g/kg。曹黎明等[29]用 LCA 法对上海市水稻生产进行碳足迹评估,结果表明稻田温室气体排放是水稻生产最主要的碳排放源,占水稻生产全部碳排放(11 811.4 kg/hm^2)的 77.1%,其中 CH_4 对稻田温室气体碳排放的贡献率高达 96.6%。张惠云等[10]通过对吉林省水稻生产碳足迹研究发现,碳足迹构成中 CH_4 排放占比最大,约占 41.55%,其次是化肥投入导致的温室气体排放,约占 21.18%。王金明等[17]研究中国水稻食物系统碳足迹结构组成发现,稻田 CH_4 排放对水稻食物系统碳足迹的贡献最大,平均占比为 52.5%。总的来看,以上研究结果差异性较大,水稻碳足迹的影响因素较为复杂,受气候、土壤类型和肥力、灌溉施肥等因素的影响。且之前的大部分研究只考虑了农田 N_2O 的直接排放,仅有少部分研究关注 NH_3 挥发、淋溶和径流等转化产生的 N_2O[30],本研究考虑了 NH_3 挥发后氮沉降以及淋溶和径流损失的氮素造成的间接 N_2O 排放,同时通过试验实测稻田 CH_4、N_2O 累积排放量和 NH_3 累积挥发量等数据,使得碳足迹计算结果更为可靠。本研究采用 LCA 法计算的水稻生产 CF_A 为 6 694.56 ~ 14 042.32 kg/hm^2,碳足迹构成中 CH_4 排放占比(65.3% ~ 81.3%)最大,其次是化肥,然后是柴油和灌溉用电。可见,通过减少 CH_4 排放降低稻田碳足迹是最为有效的方法之一,影响稻田 CH_4 排放的因素很多,诸如灌溉模式、施肥管理、秸秆还田形式等因素[31]。常规淹灌条件下,稻田土壤氧化还原电位(Eh)较低,CH_4 排放通量大;而节水灌溉模式,增加了土壤 O_2 含量,使产 CH_4 菌所需的厌氧环境遭到破坏,抑制 CH_4 的产生,同时提高 CH_4 氧化菌的氧化能力,减少 CH_4 排放[8]。秸秆直接还田增加了土壤有机质含量,施加氮肥后增加了根分泌物,为 CH_4 的产生供应充足 C 源,使产 CH_4 菌活性升高,促进 CH_4 产生[32]。而生物炭(秸秆炭化还田)会吸附土壤活性有机质,导致产 CH_4 菌的碳源减少,抑制 CH_4 生成;同时增加土壤 O_2 含量,提高土壤 Eh 和 CH_4 氧化菌丰度和活性,抑制 CH_4 排放[33]。QIN 等[34]发现,适量施用生物炭使稻田 CH_4 减排 29%,水稻产量增加 4.6%。另外,有研究表明,如果化学氮肥施用量减少 20%,全国水稻生产碳足迹可降低 7.6%[35]。可见,氮肥减施也是降低碳足迹的有效策略。在保证作物产量前提下,可以从农业“减排”和“增汇”2 方面出发,以实现碳达峰、碳中和目标。针对稻田 CH_4 排放、化肥投入、灌溉用电、柴油消耗等导致的碳排放,通过应用节水灌溉技术、氮肥减量、优化氮素管理(氮基肥深施、测土配方施肥)等多种途径协同配合实现碳减

排[36]。此外，国家还提出了秸秆还田（过腹还田、直接还田和炭化还田）、保护性耕作（少耕、免耕、秸秆覆盖等）等增汇技术。已有碳足迹的相关研究多关注于碳排放测算，忽略了稻田碳汇作用，可能导致碳排放量被高估。因此在今后的研究（需开展长期试验）中应将农业碳汇纳入核算体系中，通过计算稻田净碳排放可以更准确地核算碳足迹。

氮肥施用不仅会影响稻田碳足迹，也是影响氮足迹的关键因素。杨林生等[4]研究不同地区水稻生产氮足迹，发现江苏水稻氮肥用量为 309 kg/hm^2，NF_Y为 13.5 g/kg；浙江水稻氮肥用量为 216 kg/hm^2，NF_Y为 11.9 g/kg；安徽水稻氮肥用量为 204 kg/hm^2，NF_Y为 11.1 g/kg。这与本研究结果差异较大，可能是气候、土壤和施氮量不同导致的。但施用氮肥导致的 NH_3 挥发在氮足迹中占比最高[11,20,37]，与本研究结果一致。因此减少稻田 NH_3 挥发是降低氮足迹的关键。NH_3 挥发与灌溉、氮肥施用密切相关[38]。XU 等[39]研究结果表明，与常规淹灌模式相比，控制灌溉模式下稻田 NH_3 累积挥发量减少 18.5% ~20.5%。南方水稻种植区氮肥施用量一般为北方高肥力寒地黑土区的 2 ~3 倍[4]，且气温远远高于北方，促进了 NH_3 挥发，使 NH_3 累积挥发量远高于北方。氮肥减施可有效减少 Nr 损失，但考虑到氮肥过量减施可能降低水稻产量，采用侧深施肥技术和施用高效氮肥（脲酶抑制剂、硝化抑制剂、缓释肥）可能是减少 Nr 损失最优选择。如何在不影响产量的前提下，实现稻田碳氮足迹同步降低是目前亟需解决的问题。

4　结论

（1）应用节水灌溉技术或秸秆炭化还田可以降低 CH_4 排放，而秸秆直接还田会促进 CH_4 排放；应用节水灌溉技术或秸秆直接还田会促进 N_2O 排放，而秸秆炭化还田可以降低 N_2O 排放；秸秆炭化还田可以抑制 NH_3 挥发，而秸秆直接还田会促进 NH_3 挥发；随着施氮量减少，NH_3 累积挥发量降低。

（2）水稻生产的 CF_A、CF_Y、CE 分别为 6 694.56 ~ 14 042.32 kg/hm^2、0.77 ~ 1.61 kg/kg、0.62 ~ 1.29 kg/kg；节水灌溉减施氮肥条件下秸秆炭化还田可以降低 CF_A、CF_Y，同时增加 CE；而秸秆直接还田会增加 CF_A、CF_Y，同时降低水稻产量和 CE；水稻产生碳足迹占比中 CH_4 排放（65.3% ~81.3%）最大，其次是化肥（7.2% ~ 13.6%），然后是柴油（3.1% ~6.5%）和灌溉用电（2.6% ~4.4%）。

（3）水稻生产的 NF_A、NF_Y 分别为 12.55 ~ 17.13 kg/hm^2、1.41 ~2.10 g/hm^2；节水灌溉减施氮肥条件下秸秆直接还田会增加 NF_A、NF_Y，而秸秆炭化还田可以降低 NF_A、NF_Y；氮足迹占比从大到小依次为 NH_3 挥发（72.3% ~79.7%）、农资农事投入（9.9% ~17.1%）、NO_3^--N 淋失（5.2% ~6.1%）、N_2O 排放（2.8% ~3.5%）；不同秸秆还田形式下节水灌溉稻田的 CF_Y 与 NF_Y 呈正相关关系。

参　考　文　献

[1] 付伟，徐媛媛，王福利，等. 中国省域农田生态系统碳足迹时空演变分析[J]. 生态经济，2024，40(1)：88 -94.
FU Wei, XU Yuanyuan, WANG Fuli, et al. Temporal and spatial evolution of carbon footprint of farmland ecosystems in China [J]. Ecological Economy, 2024, 40(1): 88 -94. (in Chinese)

[2] 梅威，武慧君，方维鑫，等. 稻虾共作模式碳氮足迹分析——以淮南市为例[J]. 农业环境科学学报，2024，43(12)：3022 -3033.
MEI Wei, WU Huijun, FANG Weixin, et al. Carbon and nitrogen footprints of rice-crayfish coculture: a case study of Huainan City, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2024, 43(12): 3022 -3033. (in Chinese)

[3] ZHANG Zuohe, ZHANG Zhongxue, GONG Zhenping, et al. Biochar application combined with water-saving irrigation enhances rice root growth and nitrogen utilization in paddy fields[J]. Agronomy, 2024, 14(5): 889.

[4] 杨林生，习敏，涂德宝，等. 长江三角洲地区主要类型水稻生产资源投入及碳、氮足迹评估[J]. 作物杂志，2025(4)：150 -156.
YANG Linsheng, XI Min, TU Debao, et al. Assessment of resource input and carbon, nitrogen footprint for major types of rice in Yangtze River delta region[J]. Crops, 2025(4): 150 -156. (in Chinese)

[5] 张作合，张忠学，薛里，等. 水土保持耕作对黑土坡耕地玉米田土壤碳平衡的影响[J]. 农业机械学报，2025，56(2)：454 -462.
ZHANG Zuohe, ZHANG Zhongxue, XUE Li, et al. Effect of soil and water conservation tillage on soil carbon balance in black soil maize fields[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2025, 56(2): 454 -462. (in Chinese)

[6] 郝小雨，王晓军，高洪生，等. 松嫩平原不同秸秆还田方式下农田温室气体排放及碳足迹估算[J]. 生态环境学报，2022，31(2)：318 -325.
HAO Xiaoyu, WANG Xiaojun, GAO Hongsheng, et al. Estimation of greenhouse gas emission and carbon footprint of farmland under different straw returning methods in Songnen Plain[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2022, 31(2): 318 -325. (in Chinese)

[7] 薛里，张忠学，齐智娟，等. 节水灌溉下生物炭与有机肥添加对黑土区稻田净碳排放的影响[J]. 农业机械学报，2024，55(9)：382 -390，441.

XUE Li, ZHANG Zhongxue, QI Zhijuan, et al. Effects of biochar and oganic fertilizer addition on net carbon emission of paddy field in black soil area under water-saving irrigation[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(9): 382 – 390, 441. (in Chinese)

[8] 张晓钰,郗凤明,尹岩,等. 东北三省种植业碳氮足迹的时空特征及驱动因素[J]. 土壤通报,2025,56(2):310 – 321.
ZHANG Xiaoyu, XI Fengming, YIN Yan, et al. Spatial and temporal characteristics and drivers of plantation carbon and nitrogen footprints in the three northeastern provinces of China[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2025, 56(2):310 – 321. (in Chinese)

[9] 温桂香,姚金哲,韩晴,等. 河南省小麦玉米生产体系碳氮足迹时空变化特征及驱动因素分析[J]. 环境科学,2025, 46(2): 1002 – 1015.
WEN Guixiang, YAO Jinzhe, HAN Qing, et al. Spatial and temporal variation characteristics and driving factors of carbon and nitrogen footprint in wheat and maize production systems in Henan Province[J]. Environmental Science, 2025, 46(2):1002 – 1015. (in Chinese)

[10] 张惠云,秦丽杰,贾利. 吉林省水稻生产的碳足迹与水足迹时空变化特征[J]. 浙江农业学报,2021,33(6):974 – 983.
ZHANG Huiyun, QIN Lijie, JIA Li. Temporal and spatial characteristics of carbon footprint and water footprint in rice production in Jilin Province[J]. Acta Agriculturae Zhejiangensis, 2021, 33(6):974 – 983. (in Chinese)

[11] 陈中督,徐春春,纪龙,等. 长江中游地区稻麦生产系统碳足迹及氮足迹综合评价[J]. 植物营养与肥料学报,2019, 25(7):1125 – 1133.
CHEN Zhongdu, XU Chunchun, JI Long, et al. Comprehensive evaluation for carbon and nitrogen footprints of rice-wheat rotation system in Middle Yangtze River Basin[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2019, 25(7):1125 – 1133. (in Chinese)

[12] 梁红伟. 内蒙古玉米生产碳氮足迹及其减排潜力与调控途径[D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学,2024.
LIANG Hongwei. Carbon footprint and nitrogen footprint, mitigation potentials and management approaches of maize production in Inner Mongolia[D]. Hohhot:Inner Mongolia Agricultural University, 2024. (in Chinese)

[13] 李昌见,李夏浩祺,王宋浩,等. 地膜覆盖下粮油间作农田生产力与碳足迹评估[J]. 农业机械学报,2025,56(12): 666 – 676.
LI Changjian, LI Xiahaoqi, WANG Songhao, et al. Assessment of productivity and carbon footprint of grain-oil intercropping farmland under plastic film mulching[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2025, 56(12): 666 – 676. (in Chinese)

[14] 李铁成,张忠学,张作合,等. 氮肥减施对节水灌溉稻田 NH_3 与 N_2O 排放及氮肥利用的影响[J]. 农业机械学报,2023, 54(10):348 – 355.
LI Tiecheng, ZHANG Zhongxue, ZHANG Zuohe, et al. Effects of nitrogen fertilizer reduction under water-saving irrigation on NH_3, N_2O emissions and absorption of nitrogen fertilizer in black soil paddy fields[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2023, 54(10):348 – 355. (in Chinese)

[15] 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 Mingjie, ZHANG Jinghong, LI Wentao, et al. Review on resrarch of crop ccarbon footprint accounting in China[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023, 44(5):148 – 154. (in Chinese)

[16] 林志敏,李洲,翁佩莹,等. 再生稻田温室气体排放特征及碳足迹[J]. 应用生态学报,2022,33(5):1340 – 1351.
LIN Zhimin, LI Zhou, WENG Peiying, et al. Field greenhouse emission characteristics and carbon footprint of ratoon rice[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(5):1340 – 1351. (in Chinese)

[17] 王金明,秦晓波,万运帆,等. 中国水稻食物系统碳足迹结构组成和地区差异[J]. 生态环境学报,2023,32(8):1405 – 1418.
WANG Jinming, QIN Xiaobo, WAN Yunfan, et al. Sructure and regional differences of carbon footprint of rice food system in China[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2023, 32(8):1405 – 1418. (in Chinese)

[18] 聂会东,屈忠义,杨威,等. 秸秆生物炭对河套灌区膜下滴灌玉米农田生态系统碳足迹的影响[J]. 环境科学,2023, 44(10): 5832 – 5841.
NIE Huidong, QU Zhongyi, YANG Wei, et al. Effects of straw biochar on carbon footprint of maize farmland ecosystem under mulched drip irrigation in Hetao Irrigation District[J]. Environmental Science, 2023, 44(10):5832 – 5841. (in Chinese)

[19] Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2021-the physical science basis[M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2023.

[20] 邢素丽,王敬霞,杨军芳,等. 滴灌下肥料管理对小麦产量和碳氮足迹的影响[J]. 农业工程学报,2025,41(2):103 – 111.
XING Suli, WANG Jingxia, YANG Junfang, et al. Effects of fertilizer management on wheat yield, carbon and nitrogen footprint under drip irrigation[J]. Transactions of the CSAE, 2025, 41(2):103 – 111. (in Chinese)

[21] LIN Z, DAI Q, YE S, et al. Effects of nitrogen application levels on ammonia volatilization and nitrogen utilization during rice growing season[J]. Rice Science, 2012, 19(2): 125 – 134.

[22] 张琦峰,方恺,徐明,等. 基于投入产出分析的碳足迹研究进展[J]. 自然资源学报,2018,33(4):696 – 708.
ZHANG Qifeng, FANG Kai, XU Ming, et al. Review of carbon footprint research based on input-output analysis[J]. Journal

of Natural Resources, 2018, 33(4):696 – 708. (in Chinese)

[23] 刘宇峰,原志华,郭玲霞,等. 中国农作物生产碳足迹及其空间分布特征[J]. 应用生态学报,2017,28(8):2577 – 2587.
LIU Yufeng, YUAN Zhihua, GUO Lingxia, et al. Carbon footprint of crop production in China from 1993 to 2013 and its spatial distribution[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(8):2577 – 2587. (in Chinese)

[24] 黄跃群,刘耀儒,许文彬,等. 水利水电工程全生命周期碳排放研究——以犬木塘工程为例[J]. 清华大学学报(自然科学版),2022,62(8):1366 – 1373.
HUANG Yuequn, LIU Yaoru, XU Wenbin, et al. Life cycle carbon emissions of water reservoir and hydroelectric projects: a case study of the Quanmutang project[J]. Journal of Tsinghua University(Science and Technology), 2022, 62(8):1366 – 1373. (in Chinese)

[25] 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.

[26] 薛佳敏,徐明岗,张建杰. 食物系统碳足迹研究进展[J]. 中国生态农业学报(中英文),2024,32(2):196 – 205.
XUE Jiamin, XU Minggang, ZHANG Jianjie. Proceedings in carbon footprint research of food systems[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2024, 32(2):196 – 205. (in Chinese)

[27] 翁玲云. 氮肥用量及管理模式对冬小麦–夏玉米体系碳氮足迹的影响[D]. 保定:河北农业大学,2019.
WENG Lingyun. Effects of nitrogen application rates and cultivation on carbon and nitrogen footprint of winter wheat – summer maize system[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2019. (in Chinese)

[28] 季国军. 江苏典型稻作模式下甲烷和氧化亚氮排放及碳氮足迹研究[D]. 南京:南京农业大学,2022.
JI Guojun. Study on methane and nitrous oxide emissions, carbon and nitrogen footprints of typical rice cropping regimes in Jiangsu Province[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2022. (in Chinese)

[29] 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 Liming, LI Maobai, WANG Xinqi, et al. Life cycle assessment of carbon footprint for rice production in Shanghai[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(2): 491 – 499. (in Chinese)

[30] 张丹,张卫峰. 低碳农业与农作物碳足迹核算研究述评[J]. 资源科学,2016,38(7):1395 – 1405.
ZHANG Dan, ZHANG Weifeng. Low carbon agriculture and a review of calculation methods for crop production carbon footprint accounting[J]. Resources Science, 2016, 38(7):1395 – 1405. (in Chinese)

[31] 陈中督,徐春春,纪龙,等. 基于农户调查的长江中游地区双季稻生产碳足迹及其构成[J]. 中国水稻科学,2018,32(6):601 – 609.
CHEN Zhongdu, XU Chunchun, JI Long, et al. Carbon footprint analysis of double cropping rice productionin the middle Yangtze River valley based on household surveys[J]. Chinese Journal of Rice Science, 2018, 32(6): 601 – 609. (in Chinese)

[32] 刘金剑,吴萍萍,谢小立,等. 长期不同施肥制度下湖南红壤晚稻田 CH_4 的排放[J]. 生态学报,2008,28(6):2878 – 2866.
LIU Jinjian, WU Pingping, XIE Xiaoli, et al. Methane emission from late rice fields in Hunan red soil under different long-term fertilizing systems[J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(6):2878 – 2866. (in Chinese)

[33] 张作合,李铁成,张忠学,等. 水炭运筹下稻田痕量温室气体排放与水氮利用关系研究[J]. 农业机械学报,2022,53(8):379 – 387.
ZHANG Zuohe, LI Tiecheng, ZHANG Zhongxue, et al. Relationship between trace greenhouse gas emission and water and nitrogen utilization under water biochar management in paddy fields[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2022, 53(8): 379 – 387. (in Chinese)

[34] QIN Xiaobo, LI Yu'e, WANG Hong, et al. Long-term effect of biochar application on yield-scaled greenhouse gas emissions in a rice paddy cropping system: a four-year case study in south China[J]. Science of the Total Environment, 2016, 570:1390 – 1401.

[35] XIA Longlong, TI Chaopu, LI Bolun, et al. Greenhouse gas emissions and reactive nitrogen releases during the life-cycles of staple food production in China and their mitigation potential[J]. Science of the Total Environment, 2016, 556: 116 – 125.

[36] 张传红,韩露,谢佳男,等. 江苏省主要农作物碳足迹动态及其构成研究[J]. 南京信息工程大学学报(自然科学版),2022,14(1):110 – 119.
ZHANG Chuanhong, HAN Lu, XIE Jia'nan, et al. Carbon footprint dynamics and composition assessment of major crops production in Jiangsu Province[J]. Journal of Nanjing University of Information Science & Technology(Science Edition), 2022, 14(1):110 – 119. (in Chinese)

[37] WANG Chen, FENG Yi'nan, XU Xiangrui, et al. Hierarchical driving factors of ammonia emissions from cropland in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2024, 451: 142127.

[38] HOU Liyao, LIU Xiaotong, LUO Jianhang, et al. Nitrogen rate is more important than irrigation rate in mitigating nitrogen leaching in flood irrigated maize: a 6-year lysimeter experiment[J]. Geoderma, 2024, 447: 116940.

[39] XU Junzeng, PENG Shizhang, HOU Huijing, et al. Gaseous losses of nitrogen by ammonia volatilization and nitrous oxide emissions from rice paddies with different irrigation management[J]. Irrigation Science, 2013, 31(5):983 – 994.