



吕沛颖, 任红阳, 王红亮. 我国生猪饲料原料农田生产过程碳氮足迹空间变异与分析[J]. 中国农业大学学报, 2024, 29(12):127-140.

LV Peiying, REN Hongyang, WANG Hongliang. Spatial variation and analysis of carbon and nitrogen footprints during farmland production of pig feed ingredients in China[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2024, 29(12):127-140.

DOI: 10.11841/j.issn.1007-4333.2024.12.11

我国生猪饲料原料农田生产过程碳氮足迹空间变异与分析

吕沛颖 任红阳 王红亮*

(中国农业大学 资源与环境学院/国家农业绿色发展研究院, 北京 100193)

摘要 为探究我国生猪饲料原料农田生产过程碳氮足迹的空间变化以及碳氮足迹减排策略, 采用生命周期评价方法, 系统分析我国玉米、小麦、水稻、大豆、花生、油菜、棉花、甘蔗和甜菜9种饲料原料作物在不同省份生产的碳氮排放特征, 并对其农田碳氮足迹减排以及饲料利用策略进行展望。结果表明: 1) 玉米生产的碳氮足迹呈现出“西北和南部沿海地区高, 东北和中部地区低”的空间变化; 小麦生产碳氮足迹高的地区主要集中在西北地区; 西北和南部沿海地区的水稻生产碳氮足迹高于东北和中部地区; 华北地区的大豆、南方地区的花生生产碳氮足迹较高; 油菜生产碳氮足迹高的地区主要集中在西北和南部沿海地区; 西北和南方地区的棉花生产碳氮足迹明显高于其他地区; 广东省的甘蔗生产碳氮足迹较高; 河北省的甜菜生产碳氮足迹最高。2) 饲料原料农田生产过程的碳足迹主要来自农资投入(20.73%~60.77%), 其次是农田肥料施用(13.38%~42.43%); 氮足迹主要来自农田肥料施用引起的 NH_3 挥发(45.60%~77.13%)与氮的淋洗和径流损失(12.86%~48.91%)。综上, 优化农田管理(如化肥减量等)可以有效地降低饲料原料作物的碳氮足迹, 同时建议在畜禽生产中优先使用低排放区域的饲料原料作物来减少畜牧业环境代价。

关键词 饲料原料作物; 碳足迹; 氮足迹; 生命周期评价

中图分类号 S181

文章编号 1007-4333(2024)12-0127-14

文献标志码 A

Spatial variation and analysis of carbon and nitrogen footprints during farmland production of pig feed ingredients in China

LV Peiying, REN Hongyang, WANG Hongliang*

(College of Resources and Environment/National Institute for Green Agricultural Development, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract In order to explore the spatial variation of carbon and nitrogen footprints of China's pig feed ingredients in farmland production and the strategy of carbon and nitrogen footprints reduction, this study adopted the life cycle assessment method to systematically analyze the carbon and nitrogen emission characteristics of nine feed ingredient crops such as maize, wheat, rice, soybean, peanut, oilseed rape, cotton, sugarcane and sugar beet produced in different provinces in China. The farmland carbon and nitrogen footprints reduction and feed utilization strategies were prospected in the end. The results showed that: 1) The carbon and nitrogen footprints of maize production displayed a spatial variation of 'higher in northwest and southern coastal areas, lower in northeast and central areas' pattern; The carbon and nitrogen footprints of wheat production were mainly concentrated in northwest areas; The carbon and

收稿日期: 2024-04-15

基金项目: 国家重点研发计划项目(2022YFD1900301)

第一作者: 吕沛颖(ORCID:0009-0009-9773-7431), 博士研究生, Email: lvpeiying007@163.com

通讯作者: 王红亮(ORCID:0000-0001-7233-4737), 副教授, 主要从事农牧系统养分管理研究, Email: wang.hl@cau.edu.cn

nitrogen footprints of rice production in northwest and southern coastal areas were higher than that in northeast and central areas; The carbon and nitrogen footprints of soybean production in North China and peanut production in southern areas were also higher; The carbon and nitrogen footprints of oilseed rape production were mainly concentrated in the northwest and southern coastal areas, and that of cotton production in northwest and southern areas were significantly higher than that in other areas; The carbon and nitrogen footprints of sugarcane production in Guangdong were higher; Hebei had the highest carbon and nitrogen footprints in sugar beet production. 2) The carbon footprint of farmland production of feed ingredients mainly came from agricultural inputs (20.73%-60.77%), followed by field fertilizer application (13.38%-42.43%); the nitrogen footprint mainly came from NH_3 volatilization caused by field fertilizer application (45.60%-77.13%), nitrogen leaching and runoff losses (12.86%-48.91%). In conclusion, farmland management optimization countermeasures such as fertilizer reduction, etc. can effectively reduce the carbon and nitrogen footprints of feed ingredient crops, and it is recommended to give priority to the use of low-emission regional feed ingredient crops in livestock production to reduce the environmental cost of animal husbandry.

Keywords feed ingredient crops; carbon footprint; nitrogen footprint; life cycle assessment

为满足人们对肉蛋奶等畜产品的需求,畜禽养殖数量和规模化养殖程度不断增加,给我国的饲料粮食资源供给和环境保护带来了巨大压力。研究表明,2022年饲料粮占粮食消费总量的48%^[1],“人畜争粮”局面严峻。此外,畜禽养殖温室气体排放量约占人类活动温室气体排放的15%^[2]。据估计,畜禽养殖业排放总氮达59.63万t,占全国污染物总排放的20%^[3],畜牧业已成为加剧环境污染的重要威胁。

我国作为全球畜禽养殖大国,2022年生猪饲养量占全球的47%^[4],由于人们对猪肉的高需求,生猪养殖愈加集约化,也给环境带来诸多问题。从生命周期评价(LCA)角度考虑,生猪生产的环境代价包括饲料原料作物种植、饲料加工与运输、生猪养殖以及粪尿管理等环节的碳氮排放。研究表明,饲料生产环节的温室气体排放量占生猪养殖生产系统的76%^[5],是碳足迹的主要排放源。对于氮足迹,粪尿管理环节是其主要排放源,占生猪养殖生产系统的62%,其次是饲料生产环节,占38%^[6]。因此,减少饲料原料农田生产过程的碳氮排放对实现生猪养殖业绿色发展至关重要。我国地域辽阔,区域光热资源、降雨量以及土壤肥力等自然禀赋对作物生产及环境保护均具有较大影响^[7],且我国种植业以小农户生产为主,农田管理措施(施肥水平、灌溉等)在区域间存在较大差异^[8]。因此,不同区域饲料原料作物生产过程的环境代价可能也不尽相同。陈中督等^[9]利用LCA定量分析了我国油菜生产氮足迹的空间分布差异,结果表明内蒙古自治区生产春油菜

氮足迹最高,东部沿海地区生产冬油菜氮足迹较高。史磊刚等^[10]基于LCA评估了河北省沧州市吴桥县小麦-玉米轮作系统的碳足迹,发现小麦生产的碳足迹为4.03 t/hm²,玉米生产的碳足迹为2.33 t/hm²。张传红等^[11]基于LCA核算了江苏省玉米、小麦、水稻、大豆和油菜5种作物生产的单位产量碳足迹,分别为0.81、0.99、1.36、0.64和1.74 kg/kg。综上,现有研究多聚焦于分析特定省份或作物的单一环境足迹,而对我国各省级区域饲料原料作物生产碳氮足迹的空间变化特征鲜有报道。

因此,本研究拟采用从“摇篮”到“农田”的LCA方法,构建我国9种饲料原料作物生产的碳氮足迹模型,明确不同饲料原料作物碳氮足迹的空间变化特征,解析影响碳氮排放的因素差异,以为饲料原料作物绿色种植以及生猪饲料原料选择提供理论指导。

1 材料与方法

1.1 系统边界

本研究计算的碳氮足迹为饲料原料农田生产过程的温室气体排放量(以CO₂当量计)和活性氮损失量。系统边界如图1所示,主要包括农资投入(种子、肥料、农膜、农药等生产、运输和施用)的碳氮足迹,农业机械使用过程能源消耗(耕作、播种、灌溉等)的碳氮足迹和作物田间种植过程(肥料施用)的碳氮足迹。

1.2 数据来源

数据来自我国31个省、自治区和直辖市(统计

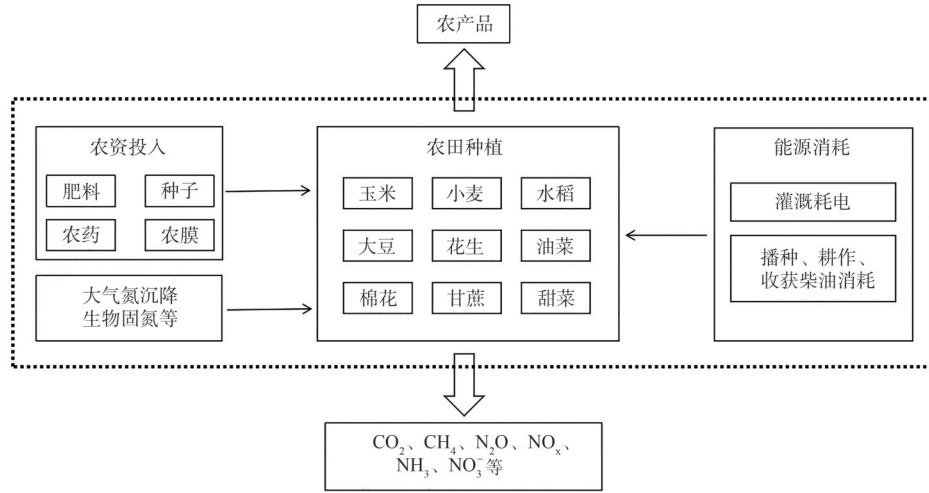


图 1 饲料原料农田生产碳氮足迹系统边界

Fig. 1 Carbon and nitrogen footprints system boundary of feed ingredients farmland production

数据未含港澳台地区,下同。),基本覆盖了玉米、小麦、水稻、大豆、花生、油菜、棉花、甘蔗和甜菜 9 种饲料原料作物的种植区域。作物生产中各项农资投入数据来自《2021 年全国农产品成本收益资料汇编》^[12],主要包括化肥、种子、农膜、农药、机械以及能源等。主要农资投入和能源消耗过程中的碳氮排放因子如表 1 所示,数据来源于刘攀^[13]的研究和 Ecoinvent 3 数据库。农田种植过程温室气体和活性氮损失参数如表 2 所示,数据来自刘攀^[13]的研究和 NUFER 模型^[14]。

1.3 碳氮足迹计算方法

饲料原料农田生产过程的氮足迹计算公式如下:

$$NF_i = \frac{N_i + N_E + N_F}{Y_i} \quad (1)$$

式中: NF_i 为第 i 种饲料原料作物种植阶段的单位产量氮足迹, g/kg ; N_i 为农资投入产生的活性氮损失量, g/hm^2 ; N_E 为能源消耗产生的活性氮损失量, g/hm^2 ; N_F 为农田种植过程中产生的活性氮损失量, g/hm^2 ; Y_i 为饲料原料作物 i 的单位产量, kg/hm^2 。

其中,农资投入产生的活性氮损失量 N_i 计算公式如下:

$$N_i = \sum_{j=1}^n (EF_{N,j} \times W_j) \quad (2)$$

式中: $EF_{N,j}$ 为投入的第 j 种农资物料生产过程中活性氮排放因子, g/kg ; W_j 为农资物料 j 的投入量, kg/hm^2 。

能源消耗过程产生活性氮损失量 N_E 计算公式如下:

$$N_E = \sum_{k=1}^n (EF_{N,k} \times W_k) \quad (3)$$

式中: $EF_{N,k}$ 为投入的第 k 种能源生产过程中活性氮排放因子, g/kg ; W_k 为能源 k 的使用量, kg/hm^2 。

农田种植过程的活性氮损失量 N_F 计算公式如下:

$$N_F = (NO_{NH_3} + NO_{N_2O} + NO_{NO_x} + NO_{runoff} + NO_{erosion} + NO_{leach}) \times 1000 \quad (4)$$

$$NO_{NH_3} = NI_{fer} \times EF_{fer, NH_3} + NI_{man} \times EF_{man, NH_3} \quad (5)$$

$$NO_{N_2O} = NI_{fer} \times EF_{fer, N_2O} + NI_{man} \times EF_{man, N_2O} \quad (6)$$

$$NO_{NO_x} = NO_{N_2O} \times F \quad (7)$$

$$NO_{runoff} = (NI_i - NI_{grain} - NO_{NH_3} - NO_{N_2O} - NO_{NO_x}) \times EF_{runoff} \quad (8)$$

$$NO_{erosion} = (NI_i - NI_{grain} - NI_{straw} - NO_{NH_3} - NO_{N_2O} - NO_{NO_x}) \times EF_{erosion} \quad (9)$$

$$NO_{leach} = (NI_i - NI_{grain} - NI_{straw} - NO_{NH_3} - NO_{N_2O} - NO_{NO_x} - NO_{runoff} - NO_{erosion}) \times EF_{leach} \quad (10)$$

式中: NO_{NH_3} 、 NO_{N_2O} 和 NO_{NO_x} 分别为农田氮输入带来的 NH_3 、 N_2O 和 NO_x 的损失量, kg/hm^2 ; NO_{runoff} 、 $NO_{erosion}$ 和 NO_{leach} 分别为径流、侵蚀和淋溶氮的损失量, kg/hm^2 ; 1000 为单位 kg 与 g 之间的换算; NI_{fer} 、 NI_{man} 分别为化肥、粪肥的含氮量, kg/hm^2 ; EF_{fer, NH_3} 和 EF_{man, NH_3} 分别为施用化肥和粪肥的 NH_3 的排放因子, %; EF_{fer, N_2O} 和 EF_{man, N_2O} 分别为施用化肥

表1 主要农资投入和能源消耗过程中的碳氮排放因子

Table 1 Carbon and nitrogen emission factors in agricultural inputs and energy consumption processes

项目 Item	温室气体排放因子 (kg/kg) Greenhouse gas emission factor	氧化亚氮排放因子 (g/kg) N ₂ O emission factor	氮氧化物排放因子 (g/kg) NO _x emission factor
氮肥 Nitrogen fertilizer	8.300	0.09	13.47
磷肥 Phosphate fertilizer	2.550	0.01	2.16
钾肥 Potassium fertilizer	0.840	0.02	2.90
复混肥 Compound fertilizer	2.470	0.03	4.49
农膜 Agricultural film	22.720	0.19	15.10
农药 Pesticide	18.000	0.18	14.30
玉米种子 Maize seed	3.850	—	—
小麦种子 Wheat seed	0.400	—	—
大豆种子 Soybean seed	3.880	—	—
花生种子 Peanut seed	2.750	—	—
油菜种子 Rapeseed	2.160	—	—
水稻种子 Rice seed	1.900	—	—
棉花种子 Cotton seed	0.050	—	—
甘蔗 Sugarcane	0.001	—	—
甜菜种子 Sugar beet seed	2.540	—	—
煤 Coal	1.980	—	2.28
柴油 Diesel	3.160	—	9.43

注：数据来源于刘攀的研究和Ecoinvent 3数据库。
Note: Datas are adapted from Liu Pan's research and Ecoinvent 3 database.

表2 农田种植过程温室气体和活性氮损失参数

Table 2 Parameters of greenhouse gas and reactive nitrogen loss during farmland planting

项目 Item	数值 Value
农田温室气体损失参数 Greenhouse gas loss parameters	
化肥施用CO ₂ 排放/(kg/kg) Chemical fertilizer CO ₂ emissions	0.20
化肥施用N ₂ O排放/(kg/kg) N ₂ O direct emissions	0.01
大气氮沉降N ₂ O排放/(kg/kg) N ₂ O indirect emissions	0.01
淋溶和径流N ₂ O排放/(kg/kg) N ₂ O indirect emissions	0.01
稻田CH ₄ 排放/(kg/(hm ² ·d)) Rice field CH ₄ emissions	0.63
农田活性氮气体损失参数 Reactive nitrogen loss parameters	
化肥施用NH ₃ 挥发/% Chemical fertilizer NH ₃ losses	25.00
粪肥施用NH ₃ 挥发/% Manure NH ₃ losses	25.00
化肥施用N ₂ O损失/% Chemical fertilizer N ₂ O losses	0.86
粪肥施用N ₂ O损失/% Manure N ₂ O losses	1.00
化肥施用NO _x 损失/% Chemical fertilizer NO _x losses	10.00
径流N损失/% Runoff N losses	9.60
侵蚀N损失/% Erosion N losses	0.30
淋溶N损失/% Leaching N losses	18.80

注：数据来源于刘攀的研究和NUFER模型。
Note: Datas are adapted from Liu Pan's research and NUFER model.

和粪肥的 N_2O 的排放因子, %; F 为 N_2O 和 NO_x 的转化系数, %; NI_i 为第 i 种饲料原料作物种植过程中农田氮输入的总量, kg/hm^2 ; NI_{grain} 和 NI_{straw} 分别为籽粒和秸秆的含氮量, kg/hm^2 ; EF_{runoff} 、 $EF_{erosion}$ 和 EF_{leach} 分别为径流、侵蚀和淋溶氮的损失参数, %。

饲料原料农田生产过程的碳足迹的计算公式如下:

$$CF_i = \frac{C_1 + C_E + C_F}{Y_i} \quad (11)$$

式中: CF_i 为第 i 种饲料原料作物种植阶段的单位产量碳足迹, kg/kg ; C_1 为农资投入产生的温室气体排放量, kg/hm^2 ; C_E 为能源消耗产生的温室气体排放量, kg/hm^2 ; C_F 为农田种植过程中产生的温室气体排放量, kg/hm^2 。

其中, 农资投入产生的温室气体排放量 C_1 计算公式如下:

$$C_1 = \sum_{j=1}^n (EF_{C,j} \times W_j) \quad (12)$$

式中: $EF_{C,j}$ 为投入的第 j 种农资物料生产过程中温室气体排放因子, kg/kg ; W_j 为农资物料 j 的投入量, kg/hm^2 。

能源消耗过程的温室气体排放量 C_E 计算公式如下:

$$C_E = \sum_{k=1}^n (EF_{C,k} \times W_k) \quad (13)$$

式中: $EF_{C,k}$ 为投入的第 k 种能源生产过程中温室气体排放因子, kg/kg ; W_k 为能源 k 的使用量, kg/hm^2 。

农田种植过程中产生的温室气体排放量 C_F 计算公式如下:

$$C_F = E_{CO_2} + E_{N_2O} \times 298 + E_{CH_4} \times 25 \quad (14)$$

$$E_{CO_2} = EF_{CO_2} \times W_{urea} \times \frac{44}{12} \quad (15)$$

$$E_{N_2O} = E_D + E_{ID} \quad (16)$$

$$E_D = NO_{N_2O} \times \frac{44}{28} \quad (17)$$

$$E_{ID} = \left[(NO_{NH_3} + NO_{NO_x}) \times EF_{gas} + (NO_{leach} \times EF_{leach} + NO_{runoff} \times EF_{runoff}) \right] \times \frac{44}{28} \quad (18)$$

式中: E_{CO_2} 为施肥产生的 CO_2 排放量, kg/hm^2 ; E_{N_2O} 为施肥产生的 N_2O 排放量, kg/hm^2 ; E_{CH_4} 为稻田 CH_4 的排放量, kg/hm^2 ; 298 和 25 分别为 N_2O 和 CH_4 转化成 CO_2 的全球增温潜势值; EF_{CO_2} 为施肥产生的 CO_2 排放因子, kg/kg ; W_{urea} 为施肥量, kg/hm^2 ; 44/12 为 CO_2 与 C 分子量之比; E_D 和 E_{ID} 分

别为施肥产生 N_2O 的直接与间接排放量, kg/hm^2 ; 44/28 为 N_2O 与 N 分子量之比; EF_{gas} 、 EF_{leach} 和 EF_{runoff} 分别为大气沉降、淋溶和径流造成的 N_2O 间接排放的排放因子, %。

2 结果与分析

2.1 饲料原料作物碳氮足迹的空间变化特征

2.1.1 饲料原料作物的碳足迹分析

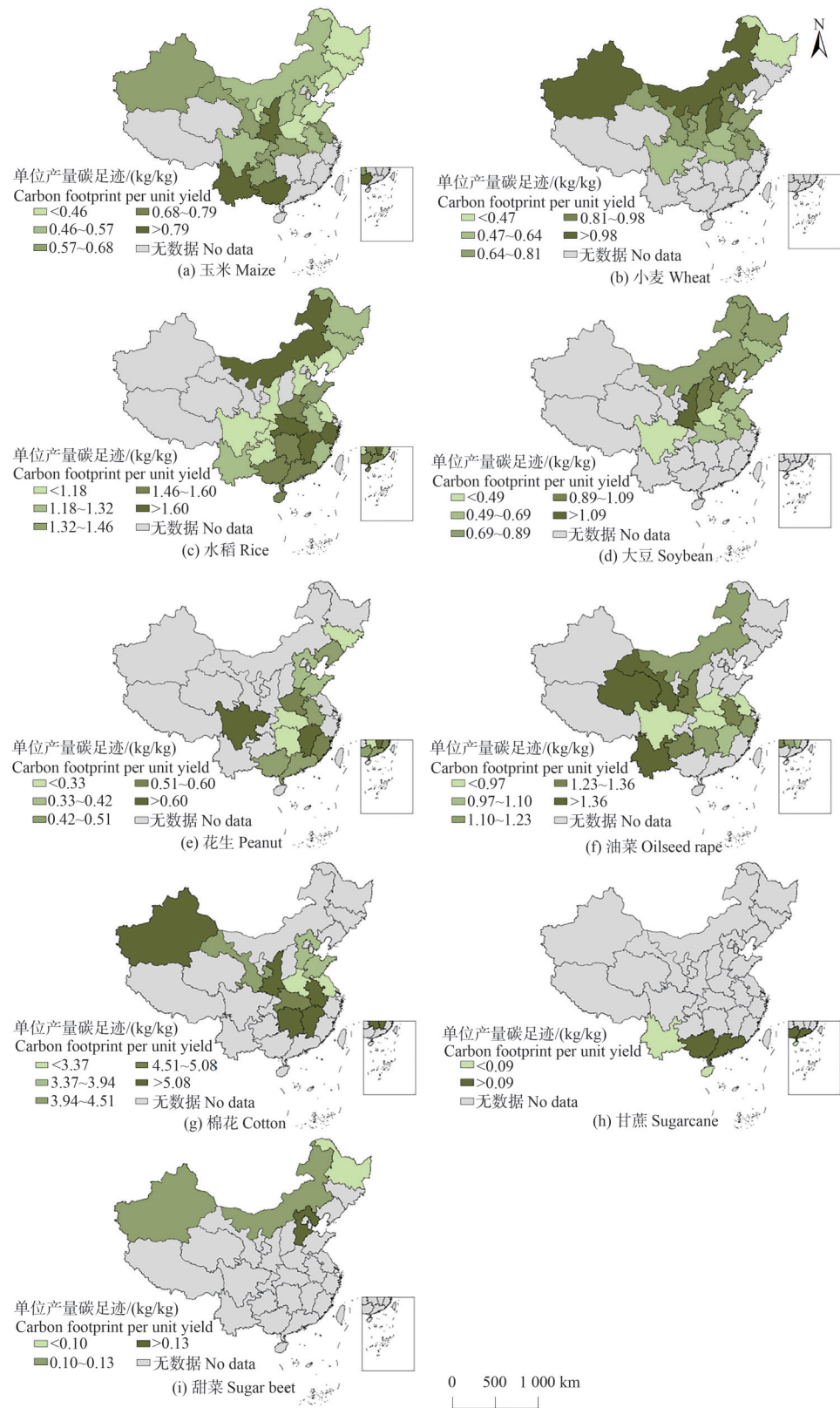
不同饲料原料农田生产过程的碳足迹存在明显的区域差异(图 2)。玉米生产单位产量碳足迹整体呈现出“西北和南部沿海地区高, 东北和中部地区低”的空间变化特征, 其中碳足迹最高的省份为广西 (0.92 kg/kg), 最低的省份为吉林 (0.33 kg/kg)。小麦生产单位产量碳足迹为 0.29~1.17 kg/kg , 其中新疆小麦的碳足迹最高, 黑龙江最低。总体来看, 西北地区的小麦生产碳足迹高于南部和东南地区。全国水稻生产单位产量碳足迹为 1.05~1.73 kg/kg , 其中碳足迹最高的省份为内蒙古, 最低的省份为陕西。从全国区域来看, 我国东北和中部地区的水稻生产单位产量碳足迹低于西北和南部沿海地区。

大豆生产单位产量碳足迹呈现出“华北地区偏高”的空间变化特征, 其中碳足迹最高的省份为陕西 (1.31 kg/kg), 最低的省份为四川 (0.28 kg/kg)。花生生产单位产量碳足迹为 0.23~0.72 kg/kg , 其中江西花生的碳足迹最高, 吉林最低。全国油菜生产单位产量碳足迹为 0.84~1.47 kg/kg , 其中碳足迹最高的省份为甘肃, 最低的省份为江苏。从全国区域来看, 我国西北和南部沿海地区的油菜生产单位产量碳足迹明显高于其他地区。

棉花生产单位产量碳足迹高的地区主要集中在西北和南方地区, 其中碳足迹最高的省份为陕西 (5.65 kg/kg), 最低的省份为河南 (2.80 kg/kg)。甘蔗生产单位产量碳足迹由高到低的省份依次为广东 (0.10 kg/kg)、广西 (0.09 kg/kg)、海南 (0.06 kg/kg) 和云南 (0.06 kg/kg)。甜菜生产单位产量碳足迹由高到低的省份依次为河北 (0.16 kg/kg)、新疆 (0.12 kg/kg)、内蒙古 (0.11 kg/kg) 和黑龙江 (0.06 kg/kg)。

2.1.2 饲料原料作物的氮足迹分析

饲料原料作物生产单位产量氮足迹的空间变化特征与碳足迹相似(图 3)。玉米生产单位产量氮

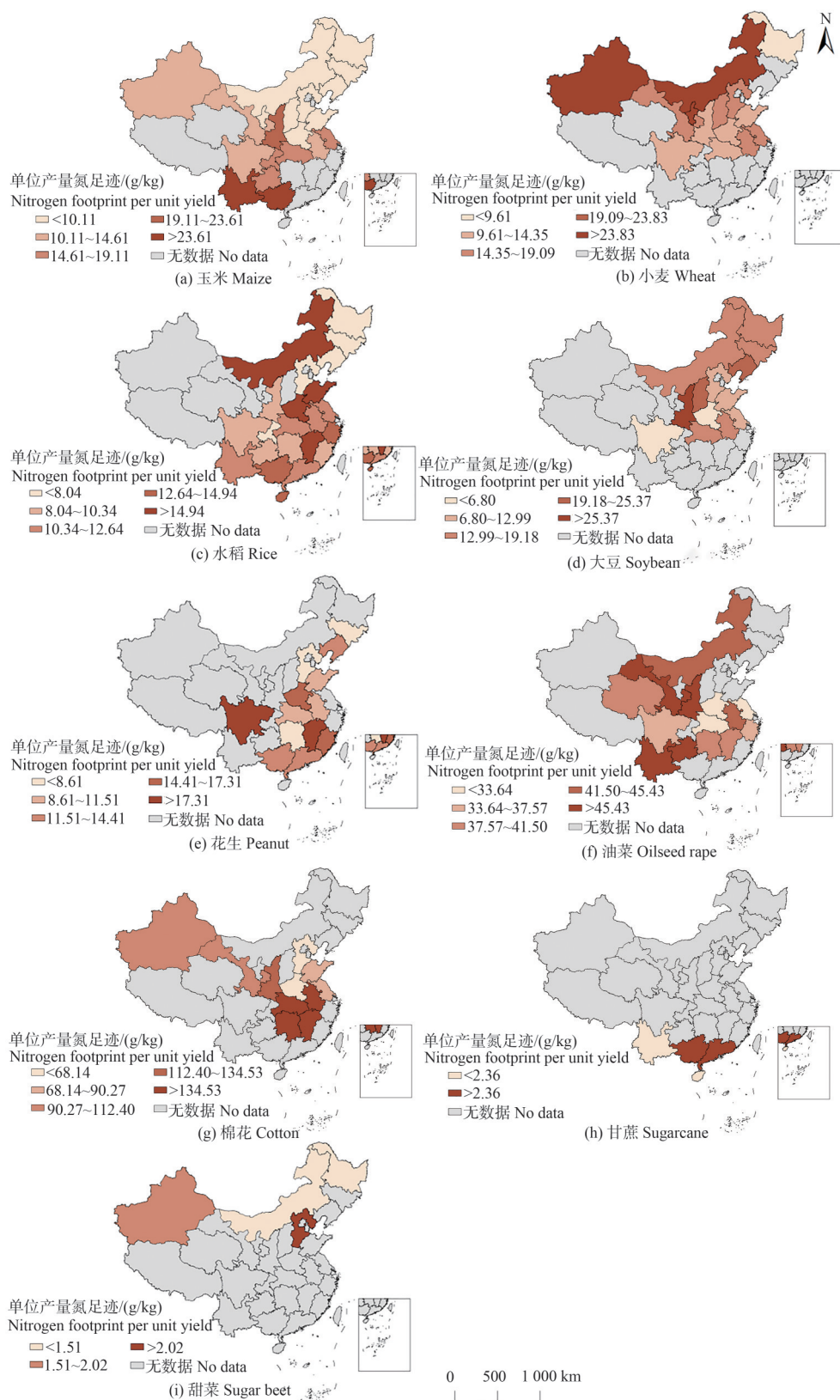


基于审图号:GS(2024)0650

Based on drawing review No. : GS(2024)0650

图2 不同作物单位产量碳足迹的空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of carbon footprint per unit yield of different crops



基于审图号:GS(2024)0650

Based on drawing review No. : GS(2024)0650

图3 不同作物单位产量氮足迹的空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of nitrogen footprint per unit yield of different crops

足迹最高的省份为广西(28.14 g/kg),最低的省份为吉林(5.60 g/kg)。小麦生产单位产量氮足迹为4.88~28.56 g/kg,其中内蒙古小麦的氮足迹最高,黑龙江最低。水稻生产单位产量氮足迹为6.88~17.24 g/kg,其中最高的省份为内蒙古,最低的省份为黑龙江。

大豆生产单位产量氮足迹最高的省份为陕西(31.56 g/kg),最低的省份为河南(0.60 g/kg)。花生生产单位产量氮足迹为5.71~20.21 g/kg,其中江西花生生产氮足迹最高,河北最低。油菜生产单位产量氮足迹为29.72~49.33 g/kg,其中氮足迹最高的省份为云南,最低的省份为江苏。

棉花生产单位产量氮足迹最高的省份为安徽(156.66 g/kg),最低的省份为河北(46.01 g/kg)。甘蔗生产单位产量氮足迹由高到低的省份依次为广西(2.92 g/kg)、广东(2.86 g/kg)、海南(1.97 g/kg)和云南(1.78 g/kg)。甜菜生产单位产量氮足迹由高到低的省份依次为河北(2.53 g/kg)、新疆(2.02 g/kg)、内蒙古(1.21 g/kg)和黑龙江(1.00 g/kg)。

2.2 饲料原料作物碳氮足迹排放源分析

2.2.1 饲料原料作物不同环节的碳排放贡献

饲料原料作物不同环节的碳足迹排放源如图4

和图5所示。可见:除水稻外不同作物碳足迹主要来自农资投入环节(38%~61%);其次是农田种植环节(23%~42%),能源消耗产生的碳足迹占比较少;而水稻碳足迹主要来自农田种植环节(70%),农资投入仅占21%。除甜菜、棉花和小麦外,其他饲料原料作物能源消耗产生的碳足迹均低于20%。作物农资投入产生的碳足迹排放主要来自氮肥和复混肥的生产,而磷钾肥以及种子、农药和农膜的贡献较小,但大豆和花生例外,其种子生产碳排放占比较高,分别贡献23%和18%。此外,棉花和甜菜农资投入中农膜的贡献也较高,分别为14%和9%。不同作物农田种植环节中化肥施用产生的碳足迹差异较大,其中油菜、甘蔗、玉米和小麦化肥施用产生的碳足迹占比较高(34%~42%),大豆、花生、棉花和甜菜较低(22%~25%),水稻最低(13%),但水稻CH₄排放占比最高(57%)。

2.2.2 饲料原料作物不同环节的氮排放贡献

饲料原料作物不同环节的氮足迹排放源如图6和图7所示。可见:饲料原料作物的氮足迹排放源包括农资投入、能源消耗和农田种植三部分,其中农田种植产生的活性氮损失量最大(93%~97%)。农田种植过程的活性氮损失主要来自化肥施用导

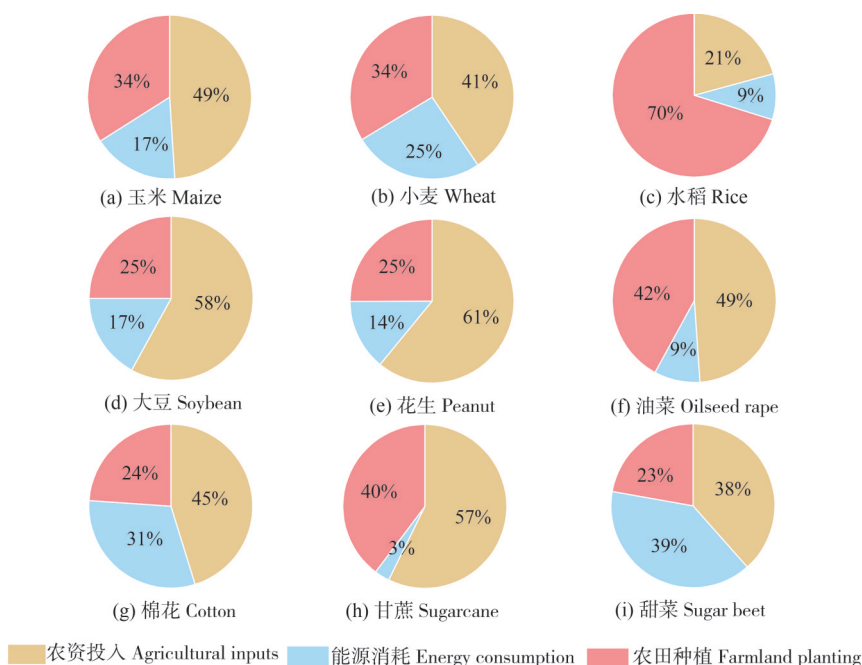


图4 农资投入、能源消耗和农田种植的碳足迹占比

Fig. 4 Carbon footprint ratios of agricultural inputs, energy consumption and farmland planting

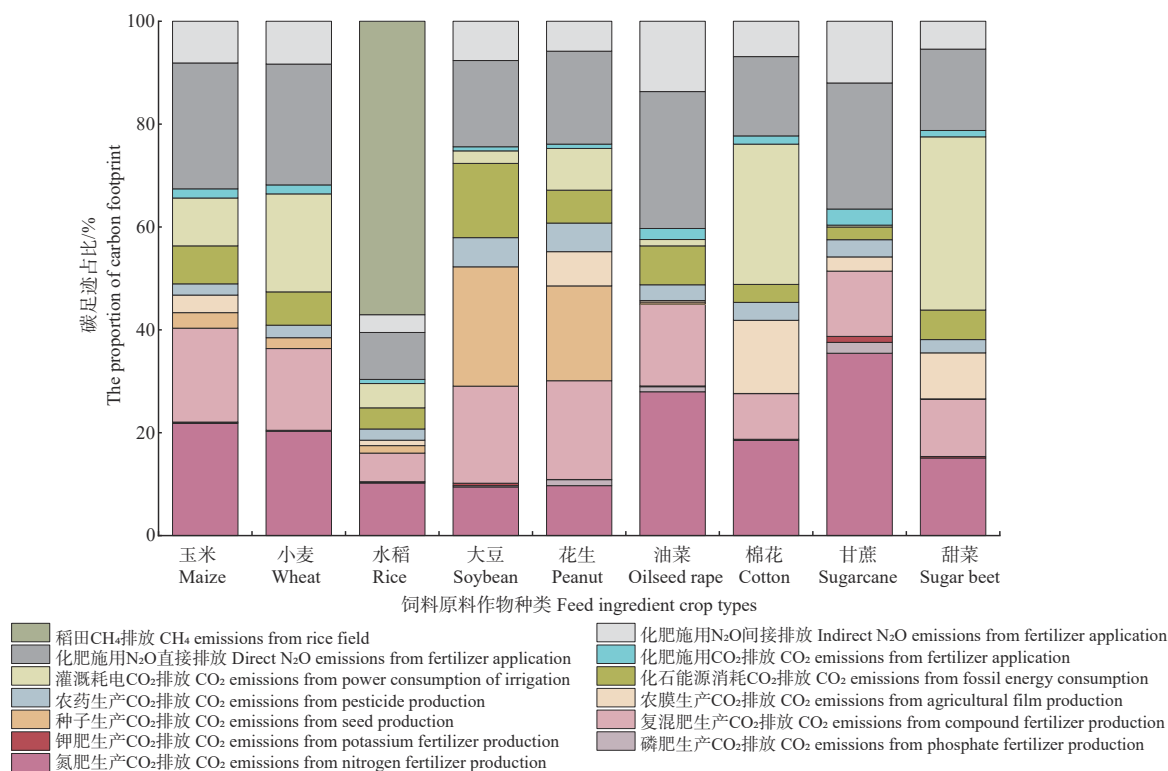


图 5 不同饲料原料作物的碳足迹排放源分析

Fig. 5 Analysis of carbon footprint emission sources of different feed ingredient crops

致的 NH_3 挥发以及氮的淋洗和径流损失。玉米、小麦、水稻、大豆、花生、油菜、棉花、甘蔗和甜菜种植过程中化肥施用导致的 NH_3 挥发分别占比 75%、68%、64%、52%、77%、46%、53%、49% 和 70%，玉

米、小麦、水稻、甜菜和花生淋洗和径流产生的活性氮损失较低 (13%~27%)，而大豆、油菜、棉花和甘蔗淋洗和径流产生的活性氮损失较高，分别为 41%、49%、39% 和 45%。

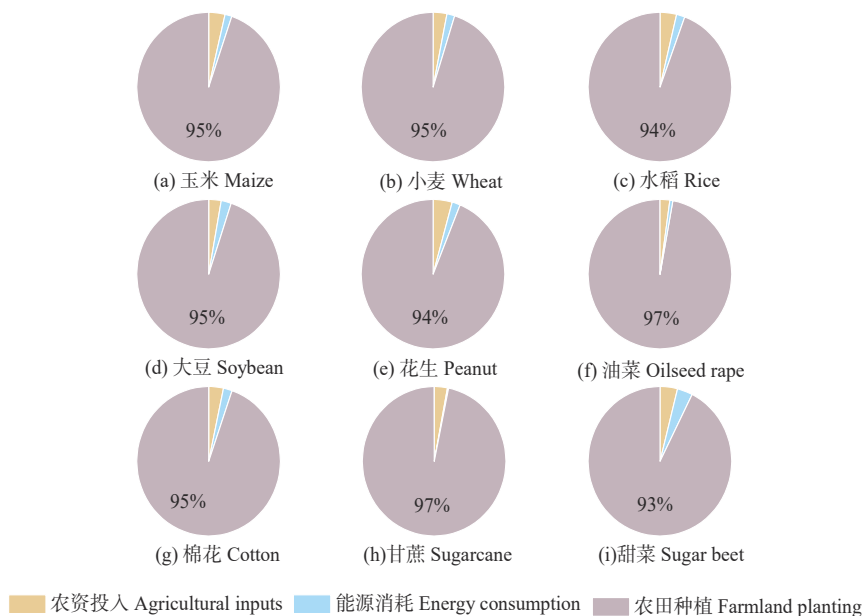


Fig. 6 Nitrogen footprint ratios of agricultural inputs, energy consumption and farmland planting

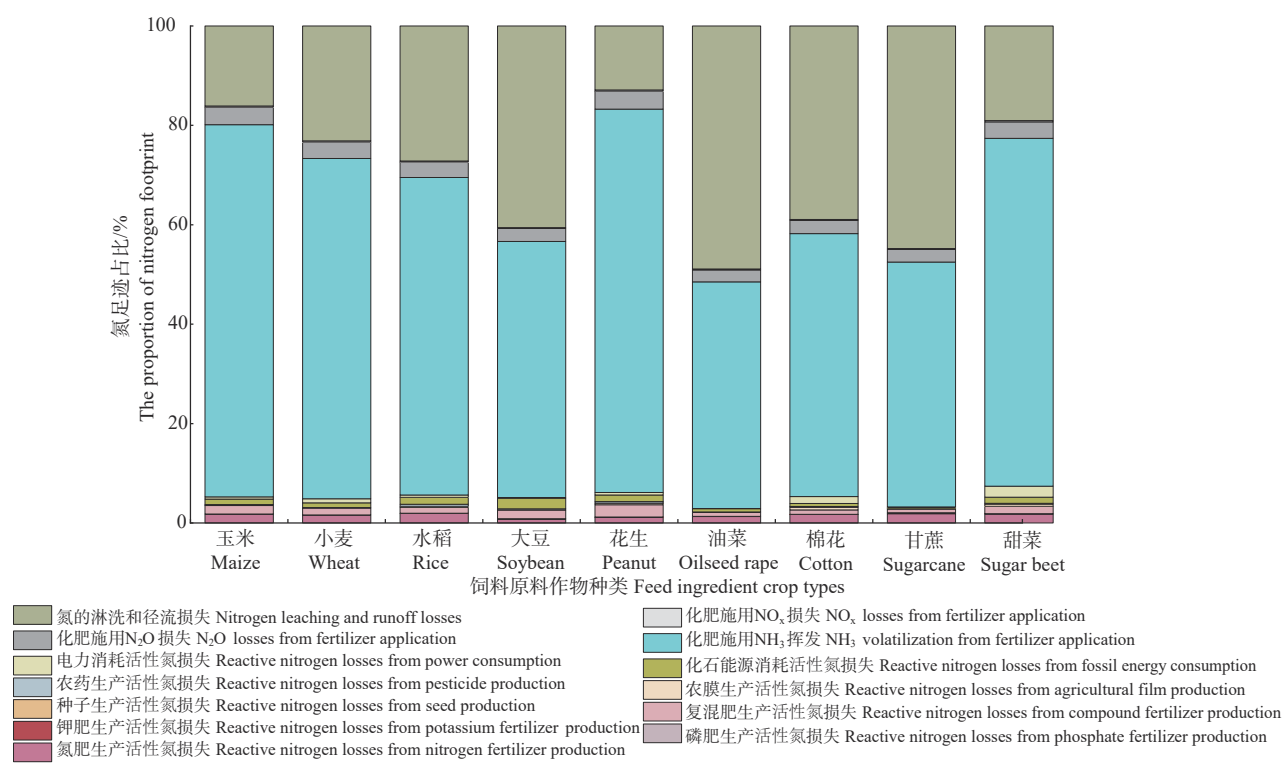


图7 不同饲料原料作物的氮足迹排放源分析

Fig. 7 Analysis of nitrogen footprint emission sources of different feed ingredient crops

2.2.3 饲料原料作物碳氮足迹敏感性分析

文献查阅、实地调研及专家访谈是LCA研究中获取清单数据和相关参数的主要方法。本研究,受部分关键参数缺乏和碳氮排放因子未本地化所限,模型中主要的参数,如农资(氮肥、复混肥、农膜等)生产、化肥施用和能源消耗的温室气体和活性氮排放因子采用全国平均值,未考虑区域之间的差异。因此,可能导致本研究的结果存在不确定性。从研究结果来看,氮肥生产和化肥施用环节是造成碳氮排放的主要因素。因此,通过不确定分析评估模型中碳氮排放因子(氮肥生产、复混肥生产、化肥施用 NH_3 挥发、化肥施用 N_2O 损失)的变化对单位产量作物生产碳氮足迹的影响,结果见表3。可知:本研究选用的排放因子变化对碳氮足迹的影响均低于9.8%,其中氮肥生产排放因子的变化对甘蔗和油菜生产碳足迹的影响较大,化肥施用 NH_3 的挥发对作物生产氮足迹的影响最大。这主要是因为氮肥生产环节在甘蔗、油菜的总碳排放中占比最大,而化肥施用 NH_3 的挥发是造成活性氮损失的主要原因。

3 讨论

3.1 饲料原料作物碳氮足迹的空间变异分析

饲料原料农田生产过程中产生的单位产量碳氮足迹与氮肥施用量和作物产量的比值密切相关^[15]。本研究发现,各省玉米氮肥施用量为127~350 kg/hm²,存在较大的差异。且玉米产量在各省份之间差异也较大(4 700~12 071 kg/hm²),其中东北和中部地区(如吉林省、河南省和山东省)的玉米生产单位产量碳氮足迹较低,主要是因为东北和中部地区(如吉林省、河南省和山东省)的玉米产量为7 818~8 073 kg/hm²,高于其他省份7%,但其平均施肥量为147 kg/hm²,低于其他省份36%。东北三省中吉林省的碳氮足迹最低,黑龙江省和辽宁省较高,主要是因为黑龙江省种植玉米氮肥投入量高但产量低,产生的环境代价也高;辽宁省氮肥施用量低于黑龙江省和吉林省,但较高的机械能源消耗也造成了大量环境污染^[12,16]。各省小麦产量(4 235~7 064 kg/hm²)和种植过程氮肥施用量(52~411 kg/hm²)均存在较大差异。从全国区域来看,西北地区的小麦生产单位产量碳氮足迹普遍高于其

表 3 排放因子对作物单位产量碳氮足迹的影响																			
Table 3 Effects of emission factors on carbon and nitrogen footprints of crop production per unit yield																			%
排放因子 Emission factors	变化范围 Range	玉米 Maize		小麦 Wheat		水稻 Rice		大豆 Soybean		花生 Peanut		油菜 Oilseed rape		棉花 Cotton		甘蔗 Sugarcane		甜菜 Sugar beet	
		CF	NF	CF	NF	CF	NF	CF	NF	CF	NF	CF	NF	CF	NF	CF	NF	CF	NF
氮肥生产 Nitrogen fertilizer	+20	+4.3	+0.7	+4.0	+0.6	+2.0	+0.6	+1.9	+0.5	+1.9	+0.7	+5.5	+0.4	+3.7	+1.5	+7.0	+0.5	+3.0	+0.7
	-20	-4.3	-0.7	-4.0	-0.6	-2.0	-0.6	-1.9	-0.5	-1.9	-0.7	-5.5	-0.4	-3.7	-1.5	-7.0	-0.5	-3.0	-0.7
复混肥生产 Compound fertilizer	+50	+3.7	+0.7	+3.2	+0.6	+1.1	+0.6	+3.8	+0.5	+3.8	+0.7	+3.2	+0.4	+1.8	+1.5	+2.5	+0.5	+2.2	+0.7
	-50	-3.7	-0.7	-3.2	-0.6	-1.1	-0.6	-3.8	-0.5	-3.8	-0.7	-3.2	-0.4	-1.8	-1.5	-2.5	-0.5	-2.2	-0.7
化肥施用氮挥发 Fertilizer NH ₃	+20	+1.2	+9.5	+1.1	+8.2	+0.5	+8.4	+0.9	+6.9	+0.9	+9.8	+1.3	+5.8	+0.8	+7.1	+1.4	+7.2	+0.8	+8.9
	-20	-1.2	-9.5	-1.1	-8.2	-0.5	-8.4	-0.9	-6.9	-0.9	-9.8	-1.3	-5.8	-0.8	-7.1	-1.4	-7.2	-0.8	-8.9
化肥施用氧化亚氮 Fertilizer N ₂ O	+50	+4.1	+0.4	+3.7	+0.3	+1.6	+0.3	+3.0	+0.3	+3.0	+0.4	+4.4	+0.2	+2.8	+0.3	+4.8	+0.3	+2.7	+0.3
	-50	-4.1	-0.4	-3.7	-0.3	-1.6	-0.3	-3.0	-0.3	-3.0	-0.4	-4.4	-0.2	-2.8	-0.3	-4.8	-0.3	-2.7	-0.3
注:CF为单位产量碳足迹,kg/kg;NF为单位产量氮足迹,g/kg。+表示增加,-表示减少。																			
Note: CF is the carbon footprint per unit yield, kg/kg; NF is the nitrogen footprint per unit yield, g/kg. + represents increase, - represents decrease.																			

他地区,主要是因为西北地区氮肥施用量较高。由于西北地区土壤贫瘠且气候干旱,为了满足作物的增产效果从而增加农资投入^[7,17]。各省水稻产量和氮肥施用量分别为 5 055~10 497 kg/hm²和 118~316 kg/hm²,均存在明显差异。本研究发现,西北和南部沿海地区的水稻生产单位产量碳氮足迹较高,这可能与西北地区化肥等农资投入较高,南部沿海地区农机的能源消耗较大有关,也可能与作物不同区域的种植制度有关,与多元化的种植制度相比,作物传统的单作、连作等会产生较高的碳氮足迹^[18]。

华北地区的大豆生产单位产量碳氮足迹高于其他地区,其中陕西省、山西省和河北省的平均大豆产量为 2 260 kg/hm²,高于其他省份 9%,其平均施肥量为 89 kg/hm²,是其他省份的 1.12 倍。因此,陕西省、山西省和河北省的碳氮足迹相对较高,这也是由于该地区氮肥投入量和农业机械能耗高所致。各省花生产量和氮肥施用量分别为 2 652~4 661 kg/hm²和 76~173 kg/hm²,其中江西省种植花生氮肥投入量最高但产量相对较低,导致江西省的花生生产单位产量碳氮足迹最高。西北和南部沿海地区(如甘肃省、青海省和云南省)的平均油菜产量为 2 245 kg/hm²,比其他省份低 5%,但其平均施

肥量较高(182 kg/hm²),比其他省份高 42%。因此,西北和南部沿海地区(如甘肃省、青海省和云南省)的油菜生产单位产量碳氮足迹较高,这也与 Yan 等^[19]的研究结果一致。

棉花和甜菜由农田灌溉引起的碳排放仅次于化肥施用,节水灌溉可以增加土壤碳固定,减少能耗降低碳排放^[20-21]。本研究发现,西北地区的棉花生产单位产量碳足迹高,这可能是由于西北地区的农田灌溉能耗较高,产生了大量碳排放。各省甜菜产量(49 391~75 990 kg/hm²)和氮肥施用量(126~395 kg/hm²)均存在较大差异。其中黑龙江省的甜菜产量和氮肥施用量分别低于其他省份 45% 和 17%,此外,黑龙江省种植甜菜的灌溉能耗最低,其他省份的农田灌溉能耗均超过 1 654 (kW·h)/hm²,因此黑龙江省的甜菜产生的环境代价最低。广东省和广西壮族自治区的平均甘蔗产量为 83 330 kg/hm²,比其他省份高 19%,但其平均施肥量为 469 kg/hm²,比其他省份高 92%,因此大量的氮肥施用导致该地区的甘蔗生产单位产量碳氮足迹较高。

综上,区域农田管理(化肥施用量、机械灌溉量、种植制度)措施的差异是影响作物产量及碳氮足迹的重要因素^[19],同时区域间的降雨、温度、土壤

性质的不同可能也会对同一作物的产量和碳氮足迹产生较大影响^[22]。此外,从碳氮足迹空间变化特征来看,饲料原料作物在部分地区碳氮排放强度高,可能的原因是这些地区的光热资源等并不利于该类作物的高产高效种植,但农民盲目追求产量而过量增加农资投入,从而加剧了作物生产的环境代价^[22]。但这些地区往往并非该作物的主产区,因此对作物整体的环境排放影响较小。

3.2 作物种植过程减排展望及饲料利用启示

从碳氮足迹构成的角度分析,降低饲料原料农田生产过程的碳氮足迹需要优化农田管理。合理施用化肥、减少氮肥施用量可以从源头减少种植系统的环境代价,确定合理施氮量是获得较高目标产量、维持土壤氮肥力和降低施氮引起环境污染的关键^[23]。Peng等^[24]通过实地氮肥管理(Site-specific N management, SSNM)技术,发现与农户传统施氮量相比,SSNM技术可平均减少32%的氮肥施用且使水稻增产5%。在最优氮素投入下,SSNM技术既可以提高氮肥利用率,又可以提高灌溉水稻的产量。因此,合理施用氮肥是减少农田种植系统碳氮排放的有效措施。本研究中灌溉产生的碳排在总碳排放中占比较大,适当调整农田的灌溉水量,避免过度灌溉,是节水农业的重要措施之一,湿润灌溉和间歇灌溉可降低灌溉过程中的能源消耗,从而减少碳排放^[25]。因此,农作物种植系统需要建立科学合理的农田管理措施,如推广保护性耕作和精准农业技术,优化施肥管理,减少氮肥的过量施用,发展缓释肥料和生物肥料,提高肥料利用率;采用节水灌溉技术也可促进农业机械的节能减排,提高灌溉设施利用效率^[26-27]。

玉米-豆粕型日粮在我国生猪饲料配方中占主导地位,但玉米、豆粕大量依靠海外进口。因此,优先选择能满足本省份生猪养殖的饲料需求且环境代价较低的饲料原料作物或者其加工副产物来部分替代玉米和豆粕等饲料粮,既能满足畜禽生长性能又可以实现饲料生产碳氮减排,对改善我国目前的“人畜争粮”现状,保障国家粮食安全,具有重要的现实意义。

4 结 论

本研究基于“摇篮”到“农田”的生命周期评价方法,分析了我国9种饲料原料作物生产的碳氮足

迹空间变化特征,得出如下结论:

1)9种饲料原料作物的碳氮足迹存在明显的区域差异。西北和南部沿海地区的玉米生产碳氮足迹高,东北和中部地区低;西北地区的小麦生产碳氮足迹高于南部和东南地区;西北和南部沿海地区的水稻生产碳氮足迹高,东北和中部地区低;华北地区的大豆生产碳氮足迹较高;南方地区的花生生产碳氮足迹较高;西北和南部沿海地区的油菜生产碳氮足迹明显高于其他地区;西北和南方地区的棉花生产碳氮足迹较高。

2)饲料原料农田生产过程的碳足迹主要来自于氮肥生产(9.44%~35.45%)、复混肥生产(5.60%~19.21%)和农田肥料施用(9.13%~26.62%);氮足迹主要来自于农田肥料施用NH₃的挥发(45.60%~77.13%)、氮的淋洗和径流损失(12.86%~48.91%)。

3)优化农田管理(如化肥减量等)可以有效降低饲料原料作物的碳氮足迹;在畜禽生产中,可以优先选择低排放区域的饲料原料作物来减少畜牧业环境代价,但需要注意配方营养均衡、区域调配成本等因素的影响。

参考文献 References

- [1] 张延昕. 双循环新格局下饲料粮安全供给的推进策略[J]. 饲料研究, 2023, 46(23):187-190
Zhang Y X. Promotion strategy of feed grain safety supply under new pattern of double circulation[J]. *Feed Research*, 2023, 46(23): 187-190 (in Chinese)
- [2] 李佳艺, 刘卓凡, 戴一多, 焦浩鹏, 孙天晴, 董利锋. 低蛋白日粮调控反刍动物生产性能及瘤胃甲烷排放量研究进展[J]. 饲料工业, 2024, 45(13): 47-52
Li J Y, Liu Z F, Dai Y D, Jiao H P, Sun T Q, Dong L F. Research progress of low-protein diet regulating production performance and enteric methane emissions of ruminants[J]. *Feed Industry*, 2024, 45(13): 45-52 (in Chinese)
- [3] 中华人民共和国生态环境部. 关于发布《第二次全国污染源普查公报》的公告[EB/OL]. [2024-04-14]. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/202006/t20200610_783547.html
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Announcement on the release of the second national pollution source census bulletin[EB/OL]. [2024-04-14]. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/202006/t20200610_783547.html (in Chinese)
- [4] FAO. In Food and Agriculture Organization of the United Nations[EB/OL]. [2024-04-14]. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL>
- [5] Noya I, Aldea X, Gasol C M, Gonzalez-Garcia S, Amores M J, Colon J, Ponsa S, Roman I, Rubio M A, Casas E. Carbon and water footprint of pork supply chain in Catalonia: From feed to final products[J]. *Journal*

- of *Environmental Management*, 2016, 171: 133-143
- [6] Long W T, Wang H L, Hou Y, Chadwick D, Ma Y F, Cui Z L, Zhang F S. Mitigation of multiple environmental footprints for China's pig production using different land use strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(8): 4440-4451
- [7] 任科宇, 徐明岗, 张露, 段英华, 王伯仁. 我国不同区域粮食作物产量对有机肥施用的响应差异[J]. *农业资源与环境学报*, 2021, 38(1): 143-150
- Ren K Y, Xu M G, Zhang L, Duan Y H, Wang B R. Response of grain crop yield to manure application in different regions of China[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(1): 143-150 (in Chinese)
- [8] Lin J Y, Hu Y C, Cui S H, Kang J F, Xu L L. Carbon footprints of food production in China (1979-2009) [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 90: 97-103
- [9] 陈中督, 徐春春, 纪龙, 方福平. 基于生命周期法的中国 2004-2015 年油菜生产氮足迹分析[J]. *作物学报*, 2019, 45(6): 932-940
- Chen Z D, Xu C C, Ji L, Fang F P. Assessment of the nitrogen footprint in oilseed rape production of China during 2004 to 2015 base on life cycle assessment method[J]. *Acta Agronomica Sinica*, 2019, 45(6): 932-940 (in Chinese)
- [10] 史磊刚, 陈阜, 孔凡磊, 范士超. 华北平原冬小麦-夏玉米种植模式碳足迹研究[J]. *中国人口·资源与环境*, 2011, 21(9): 93-98
- Shi L G, Chen F, Kong F L, Fan S C. The carbon footprint of winter wheat-summer maize cropping pattern on north China plain [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2011, 21 (9) : 93-98 (in Chinese)
- [11] 张传红, 韩露, 谢佳男, 靳浩, 刘翠英, 樊建凌. 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*, 2022, 14(1): 110-119
- Zhang C H, Han L, Xie J N, Jin H, Liu C Y, Fan J L. Carbon footprint dynamics and composition assessment of major crops production in Jiangsu province [J]. *Journal of Nanjing University of Information Science and Technology*, 2022, 14(1): 110-119 (in Chinese)
- [12] 国家发展和改革委员会价格司. 全国农产品成本收益资料汇编 2021[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021
- National Development and Reform Commission. *National Agricultural Product Cost-Benefit Data Compilation 2021* [M]. Beijing: China Statistics Press, 2021 (in Chinese)
- [13] 刘攀. 生猪“公司+农户”与农户自繁自养模式环境代价及经济效益研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2022
- Liu P. Environmental costs and economic benefits of pig production for 'company + farmers' mode and 'farrowing to finishing' mode [D]. Beijing: China Agricultural University, 2022 (in Chinese)
- [14] Ma L, Ma W Q, Velthof G L, Wang F H, Qin W, Zhang F S, Oenema O. Modeling nutrient flows in the food chain of China [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4): 1279-1289
- [15] 龙维桐. 中国生猪养殖氮足迹及饲料调控途径研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2020
- Long W T. Nitrogen footprint of China's pig production and mitigation measures through feed management [D]. Beijing: China Agricultural University, 2020 (in Chinese)
- [16] 侯相成, 李涵, 董思奇, 于清军, 冯国忠, 李晓宇, 高强. 东北地区玉米种植系统碳足迹及氮足迹研究[J/OL]. *吉林农业大学学报*, 2022: 1-16. [2024-04-14]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/22.1100.S.20220913.1936.006.html>
- Hou X C, Li H, Dong S Q, Yu Q J, Feng G Z, Li X Y, Gao Q. Study on carbon footprint and nitrogen footprint of maize planting system in Northeast China[J/OL]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2022: 1-16. [2024-04-14]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/22.1100.S.20220913.1936.006.html> (in Chinese)
- [17] 张蕾, 王玲莉, 房娜娜, 石晓雨, 武志杰, 张丽莉, 石元亮. 稳定性肥料在中国不同区域的施用效果及施用量[J]. *植物营养与肥料学报*, 2021, 27(2): 215-230
- Zhang L, Wang L L, Fang N N, Shi X Y, Wu Z J, Zhang L L, Shi Y L. Effect of stabilized fertilizer in different regions of China and the suitable application rate[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2021, 27(2): 215-230 (in Chinese)
- [18] Yang X L, Gao W S, Zhang M, Chen Y Q, Sui P. Reducing agricultural carbon footprint through diversified crop rotation systems in the North China Plain[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2014, 76: 131-139
- [19] Yan M, Cheng K, Luo T, Yan Y, Pan G X, Rees R M. Carbon footprint of grain crop production in China-based on farm survey data[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 104: 130-138
- [20] Kallenbach C M, Rolston D E, Horwath W R. Cover cropping affects soil N₂O and CO₂ emissions differently depending on type of irrigation [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 137(3): 251-260
- [21] Zou X X, Li Y E, Cremades R, Gao Q Z, Wan Y F, Qin X B. Cost-effectiveness analysis of water saving irrigation technologies based on climate change response: A case study of China [J]. *Agricultural Water Management*, 2013, 129(6): 9-20
- [22] 王青. 基于粮食生产和碳排放的耕地利用优化布局[D]. 武汉: 华中农业大学, 2023
- Wang Q. Optimal layout of cultivated land use based on grain production and carbon emission [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2023 (in Chinese)
- [23] 巨晓棠. 理论施氮量的改进及验证: 兼论确定作物氮肥推荐量的方法[J]. *土壤学报*, 2015, 52(2): 249-261
- Ju X T. Improvement and validation of theoretical N rate (tnr): Discussing the methods for N fertilizer recommendation [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(2): 249-261 (in Chinese)
- [24] Peng S B, Buresh R J, Huang J L, Zhong X H, Zou Y B, Yang J C, Wang G H, Liu Y Y, Hu R H, Tang Q Y, Cui K H, Zhang F S, Dobermann A. Improving nitrogen fertilization in rice by site-specific N management. A review [J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2010, 30(3): 649-656
- [25] 邓毓灏, 邝美杰, 黑泽文, 章家恩, 向慧敏. 水稻间作生产模式的综合效应研究进展及展望[J]. *山东农业科学*, 2023, 55(6): 166-172
- Deng Y H, Kuang M J, Hei Z W, Zhang J E, Xiang H M. Research progress and prospect of integrated effects of rice intercropping production patterns[J]. *Shandong Agricultural Sciences*, 2023, 55(6): 166-172 (in Chinese)
- [26] Yao Y, Li G, Lu Y H, Liu S N. Modelling the impact of climate change and tillage practices on soil CO₂ emissions from dry farmland in the Loess Plateau of China[J]. *Ecological Modelling*, 2023, 478: 110276
- [27] Wang X L, Chen Y, Yang K P, Duan F Y, Liu P, Wang Z G, Wang J W. Effects of legume intercropping and nitrogen input on net greenhouse gas balances, intensity, carbon footprint and crop productivity in sweet maize cropland in South China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 314: 127997

责任编辑: 申青苗



第一作者简介: 吕沛颖, 博士研究生, 目前就读于中国农业大学资源与环境学院植物营养学专业。硕士期间获得校级一等奖学金, 先后参与饲料调控干预生猪粪尿管理过程碳氮流动的后续效应与机制项目、作物-生猪系统氮素养分流动特征和调控机制研究项目。



通讯作者简介: 王红亮, 博士, 中国农业大学副教授, 博士生导师。主要在农牧系统养分管理、农业废弃物循环利用等方向开展交叉学科研究。担任生猪、奶牛等多个科技小院首席专家。主持国家自然科学基金、科技部重点研发项目子课题以及地方政府或企业委托项目多项, 在 *Environmental Science and Technology*、*Science of the Total Environment* 等国际期刊发表论文 10 余篇。荣获 2023 年第三届全国创新争先奖牌-中国农业大学科技小院团队; 入选 2022 年中国农技协“最美科技小院”; 获得 2022 年国家级赛事“中国研究生乡村振兴科技强农+创新大赛”特等奖及优秀指导教师称号、2022 年曲周县农业科技服务先进个人、2020 年中国农业大学优秀人才; 担任 *Animal Research and One Health* 青年编委。