

doi: 10.12097/gbc.2024.05.039

齐宏运, 周传芳, 孙彦峰, 魏小勇, 牛广元, 张璇璞, 贾立明, 孟玲禹, 王德财, 苗志风. 2025. 基于碳足迹的黑龙省黑河市农田生态系统碳源/汇时序变化及其对碳中和的贡献[J]. 地质通报, 44(7): 1254–1271.

Qi Hongyun, Zhou Chuanfang, Sun Yanfeng, Wei Xiaoyong, Niu Guangyuan, Zhang Xuanpu, Jia Liming, Meng Lingyu, Wang Decai, Miao Zhifeng. 2025. Carbon footprint-based time-series changes of carbon sources/sinks in farmland ecosystems and its contribution to carbon neutrality in Heihe City, Heilongjiang Province, China[J]. Geological Bulletin of China, 44(7): 1254–1271(in Chinese with English abstract).

基于碳足迹的黑龙省黑河市农田生态系统 碳源/汇时序变化及其对碳中和的贡献

齐宏运^{1,2}, 周传芳^{1,2,3*}, 孙彦峰^{1,2}, 魏小勇^{1,2}, 牛广元^{1,2}, 张璇璞^{1,2},
贾立明^{1,2}, 孟玲禹^{1,2}, 王德财^{1,2}, 苗志风^{1,2}

(1. 中国地质调查局哈尔滨自然资源综合调查中心, 黑龙江 哈尔滨 150086; 2. 自然资源部哈尔滨黑土地地球关键带野外科学观测研究站, 黑龙江 哈尔滨 150086; 3. 中国地质大学(北京) 地球科学与资源学院, 北京 100083)

摘要:【研究目的】近年来, 碳足迹分析广泛应用于农田生态系统碳源/汇评估, 但中国地市级研究仍存在时间跨度窄、关键过程(如农田 N_2O 排放、稻田 CH_4 释放、土壤呼吸与固碳)测算缺失等问题, 导致区域碳源/汇评估偏差, 制约“双碳”政策精准落地。本次研究旨在揭示黑龙省黑河市 40 年间(1984—2023 年)农田生态系统碳源/汇时序演变规律, 量化碳汇对碳中和的贡献潜力, 识别碳足迹主导因素, 为地方政府实现“双碳”目标提供数据支持。【研究方法】以黑河市农田生态系统为研究对象, 基于 40 年间(1984—2023 年)农作物播种面积、产量和农业生产投入等统计数据, 利用农田生态系统碳足迹模型, 全面评估该地区农田生态系统碳源/汇总量及区域碳汇贡献指数。【研究结果】①1984—2023 年黑河市农田生态系统的碳排放量呈现持续增长态势, 年均增长率达 2.84%, 期间, 碳吸收量与碳足迹均表现出波动性上升趋势, 但碳吸收总量多显著高于碳排放总量, 两者比例处于 2.59 : 1 的水平。②从碳排放结构看, 土壤呼吸和农田 N_2O 排放是主要的碳排放源, 占比分别是 58.80% 和 32.22%; 化肥、农药施用和农业灌溉在农业生产资料投入中占据碳排放的重要比例(74.51%、12.26% 和 8.66%), 尽管农膜使用产生的碳排放占比相对较低(1.33%), 仍需给予足够重视。③农田生态系统碳吸收量主要与农作物类型及产量有关, 粮食作物和土壤构成了农田碳汇的主体, 占比分别是 84.08% 和 10.10%, 其中大豆、玉米、小麦是主要的碳吸收作物, 贡献了黑河地区 80.83% 的碳吸收量。④黑河市农田生态系统碳足迹占同时期耕地面积的比例略低(28.80%~66.44%), 该区域农业生态系统的碳汇能力较强。【结论】黑河市农田生态系统呈现碳生态盈余, 发挥良好生态屏障作用, 未来仍需深化农业“三减”促进可持续发展, 同时进一步提升农业生态系统碳汇功能, 协同推进“双碳”目标与区域高质量发展。

关键词: 农田生态系统; 碳源; 碳汇; 碳足迹; 碳中和; 黑龙江

创新点: 聚焦地市级行政单元, 填补其长时序碳源/汇研究的空白, 系统整合了 N_2O 、 CH_4 、土壤呼吸等关键碳过程, 规避传统测算遗漏, 进而准确揭示黑土区农田碳汇演变机制, 支撑地方政府“双碳”行动决策, 推动农业碳中和实践。

中图分类号: S154.1; X171.1 文献标志码: A 文章编号: 1671-2552(2025)07-1254-18

Carbon footprint-based time-series changes of carbon sources/sinks in farmland ecosystems and its contribution to carbon neutrality in Heihe City, Heilongjiang Province, China

QI Hongyun^{1,2}, ZHOU Chuanfang^{1,2,3*}, SUN Yanfeng^{1,2}, WEI Xiaoyong^{1,2}, NIU Guangyuan^{1,2},

收稿日期: 2024-05-17; 修订日期: 2025-06-03

资助项目: 中国地质调查局项目《小兴安岭黑河地区自然资源综合调查》(编号: DD20230504)

作者简介: 齐宏运(1996-), 男, 硕士, 助理工程师, 从事生态学、生态地质学方向研究。E-mail: 18629885860@163.com

* 通信作者: 周传芳(1985-), 男, 硕士, 正高级工程师, 从事地质矿产、生态地质和自然资源调查监测方向研究。E-mail: 546011015@qq.com

ZHANG Xuanpu^{1,2}, JIA Liming^{1,2}, MENG Lingyu^{1,2}, WANG Decai^{1,2}, MIAO Zhifeng^{1,2}

(1. Harbin Center for Integrated Natural Resources Survey, China Geological Survey, Harbin 150086, Heilongjiang, China;

2. Observation and Research Station of Earth Critical Zone in Black Soil, Harbin, Ministry of Natural Resources, Harbin 150086,

Heilongjiang, China; 3. School of Earth Sciences and Resources, China University of Geosciences, Beijing 100083, China)

Abstract: [Objective] In recent years, carbon footprint analysis has been widely applied to the assessment of carbon sources/sinks in farmland ecosystems, but Chinese prefecture and municipal level studies still have problems such as narrow time span and lack of measurement of key processes (e.g., N_2O emissions from farmland, CH_4 release from rice paddies, and soil respiration and sequestration), which lead to bias in the assessment of regional carbon sources/sinks and constrain the precise implementation of the “dual-carbon” policy. This study aims to reveal the time-series evolution of carbon sources/sinks in farmland ecosystems in Heihe City, Heilongjiang Province, over a 40-year period (1984—2023), to quantify the potential of carbon sinks to contribute to carbon neutrality, and to identify the dominant factors of carbon footprints, so as to provide data support for the local government to realize the goal of “dual-carbon”. **[Methods]** Based on the statistical data of crop sown area, production and agricultural inputs in Heihe City during the 40-year period (1984—2023), and utilizing the carbon footprint model of agricultural ecosystems, we comprehensively assessed the total amount of carbon sources/sinks of agricultural ecosystems in Heihe City, as well as the contribution index of carbon sinks in the region. **[Results]** ①The carbon emissions from farmland ecosystems in Heihe City from 1984 to 2023 showed a continuous growth trend, with an average annual growth rate of 2.84%. During this period, both carbon absorption and carbon footprint showed a fluctuating upward trend, but the total amount of carbon absorbed was much higher than the total amount of carbon emitted, and the ratio of the two was at the level of 2.59 : 1. ②From the perspective of carbon emission structure, soil respiration and farmland N_2O emission are the main sources of carbon emission, accounting for 58.80% and 32.22% respectively; chemical fertilizer, pesticide application and agricultural irrigation account for a significant proportion of carbon emission from inputs of agricultural means of production (74.51%, 12.26%, and 8.66%), although the proportion of carbon emission generated by the use of agricultural film is relatively low (1.33%), it still needs to be paid enough attention. ③The amount of carbon absorbed by farmland ecosystems is mainly related to the type of crops and their yields, with grain crops and soil constituting the bulk of farmland carbon sinks, accounting for 84.08% and 10.10%, respectively, of which soybean, corn, and wheat are the main carbon absorbing crops, contributing to 80.83% of the carbon absorption in the Heihe region. ④The carbon footprint of farmland ecosystems in Heihe City accounted for a slightly lower proportion of the cultivated area in the same period (28.80%~66.44%), and the carbon sink capacity of agroecosystems in the region was stronger. **[Conclusions]** The farmland ecosystem in Heihe City shows a carbon surplus and plays a good role as an ecological barrier, but in the future, it is still necessary to deepen the “three reductions” in agriculture and improve the function of carbon sinks, so as to synergistically promote the goal of Carbon Peaking and Carbon Neutrality Goals and the high-quality development of the region.

Key words: farmland ecosystem; carbon source; carbon sink; carbon footprint; carbon neutralization; Heilongjiang Province

Highlights: Focusing on prefecture and municipal administrative units, we fill the gaps in the study of carbon sources/sinks in long time series, systematically integrate key carbon processes such as N_2O , CH_4 , soil respiration, etc., and avoid the omission of traditional measurements, thus accurately revealing the mechanism of the evolution of the carbon sinks of the farmland in the black soil area, supporting the decision-making of the local government on “dual-carbon” actions, and promoting the practice of carbon neutrality in agriculture.

About the first author: QI Hongyun, male, born in 1996, master, assistant engineer, mainly engaged in ecology and ecological geology. E-mail: 18629885860@163.com

About the corresponding author: ZHOU Chuanfang, male, born in 1985, master, professor-level senior engineer, mainly engaged in geology and minerals, ecological geology and natural resources investigation and monitoring. E-mail: 546011015@qq.com

Fund support: Supported by the project of China Geological Survey (No.DD20230504)

全球气候变暖是国际社会关注的焦点。2023 年全球平均近地表温度比 1850—1900 年的平均气温高出约 $1.40 \pm 0.12^\circ\text{C}$ (World Meteorological Organization, 2023), 人类引发的气候变暖正以超

过 $0.20^\circ\text{C}/10\text{ a}$ 的速度增加 (Forster et al., 2023)。2019 年, 大气中的 CO_2 浓度达到 410×10^{-6} , CH_4 达到 1866×10^{-9} , N_2O 达到 332×10^{-9} , 且 CH_4 和 N_2O 的浓度上升到至少 80 万年来的最高水平, 甚至目前

CO₂ 的浓度高于至少过去 200 万年的任何时候 (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2023)。联合国《关于第一次全球盘点技术对话的综合报告》指出, 将气温升幅限制在工业化水平前 1.50°C 之内的时间窗口正在迅速缩小 (The United Nations Framework Convention on Climate Change, 2023)。中国从 2020 年“碳达峰”“碳中和”倡议开始, 便积极推动和执行“1+N”政策框架。黑龙江省政府于 2022 年发布了《黑龙江碳达峰实施方案》, 该文件重点关注农业和生态环境领域, 提出降低温室气体排放量、增强碳储存能力等措施, 应对全球气候变化带来的影响。

全球气候变化源于农田生态系统的巨大贡献。研究表明, 土地利用变化对人为碳排放的贡献率超过 30% (易丹等, 2022), 每年因此产生的碳排放量达 15×10^8 t, 使其成为仅次于化石燃料的第二大温室气体排放源 (郑吉林等, 2024)。据估算, 1961—2020 年土地利用变化导致的全球碳排放量就有 215×10^9 t (Qin et al., 2024); 值得注意的是, 同期中国西北干旱区碳储量呈现持续下降态势, 累计减少 1.86×10^8 t, 主要源于草地向荒漠的土地利用转型 (付宇佳等, 2024)。中国传统农业 CO₂ 排放量约占温室气体排放总量的 17.00% (赵文晋等, 2010), 过去几十年这一比例稳定上升, 且年均增速达 5.00% (冉光和等, 2011)。然而, 也有研究指出农田生态系统具有显著的固碳能力, 中国农田生态系统贡献了全国陆地生态系统 12.00% 的固碳量 (张茹等, 2022), 农田土壤固碳潜力约为 0.668×10^9 t (赵明月等, 2022), 表土理论固碳容量在 2×10^9 t 水平 (郑聚锋等, 2011)。其中, 半干旱区作物耕层有机碳 (SOC)、全氮 (STN)、全磷 (STP) 含量与生态系统固碳潜力具有较强的正相关性, 而 SOC、STN、STP 含量超过一定阈值后, 固碳能力趋于稳定 (胡延斌等, 2022)。

开展农田生态系统碳源/汇研究既有助于制定合理的应对措施以解决全球气候问题, 也有助于推动农业向更环保、可持续的发展方向前进。21 世纪初, 碳足迹的概念被引入到农业 (West et al., 2002), 近年来这一方法被陆续应用于农田生态系统碳源/汇的分析研究。碳足迹指在特定的时间和空间范围内, 某项活动引起的或某产品生命周期内积累的 CO₂ 排放量的度量, 可用来评估农田系统或某种农业措施的优劣 (郝小雨等, 2022)。碳足迹模型的构

建发现中国农田生态系统碳足迹在总量上存在明显差异, 呈现出东部和北部高、西部低的分布格局 (付伟等, 2024)。四川省农田生态系统的碳吸收主要由水稻、玉米和小麦承担 (李华等, 2023), 而在江苏省沿海地区蔬菜正逐步发展为重要的碳吸收农作物 (孙小祥等, 2021); 北京、天津和河北三地的农田生态系统碳储存能力主要受到玉米和小麦的高产值和广泛种植影响 (田志会等, 2018)。关于黑龙江省农田生态系统碳源/汇功能的研究存在不同结论: 该生态系统被认为呈现碳生态赤字并主要发挥碳源功能 (宁静等, 2023), 但也有研究指出其具有碳汇潜力 (郝小雨, 2021; 吴晓华和贺萍, 2021)。导致这种差异的原因有 2 个方面: 一方面, 测算过程中忽视如农田 N₂O、稻田 CH₄ 排放、土壤呼吸 (郝小雨, 2021)、土壤净固碳 (宁静等, 2023) 等重要内容; 另一方面, 时间跨度相对较窄, 且不能更好地指导地市农业生产。

小兴安岭是中国黑龙江省中北部的重要山脉, 对维护生态安全、应对气候变化和保障能源稳定供应具有重要作用。黑河市作为重要的农业区, 其粮食产量的持续增长和“二十连丰”的实现, 与小兴安岭地区的良好气候、地形和肥沃土壤紧密相关, 为当地的农业生产和绿色有机农业提供了坚实的基础。为此, 本文以小兴安岭地区黑河市的农田生态系统为研究对象, 从农田生态系统的双重属性出发, 揭示黑河市 40 年间 (1984—2023 年) 农田生态系统碳源/汇时序演变规律, 量化碳汇对碳中和的贡献潜力, 识别碳足迹主导因素, 以丰富和完善农田生态系统碳源/汇研究, 为黑河市低碳农业和生态文明建设提供数据支持。

1 研究区域

黑河市地处黑龙江省北部, 坐标为北纬 47°42' ~ 51°03'、东经 124°45' ~ 129°18', 地处大兴安岭东端, 小兴安岭北部, 全市共辖 1 个市辖区、2 个县, 代管 3 个县级市, 东南与伊春市、绥化市接壤, 西南与齐齐哈尔市毗邻, 西部与内蒙古自治区隔嫩江相望, 北部与大兴安岭地区相连, 东北隔黑龙江与俄罗斯阿穆尔州相对 (图 1)。市属中温带大陆性季风气候, 跨三、四、五、六 4 个积温带, 近 5 年 (2019—2023 年) 全市年平均气温 1.70~2.56°C, 年均降水量 515.28~752.40 mm, 作物生长季有效积温在 2078.00~

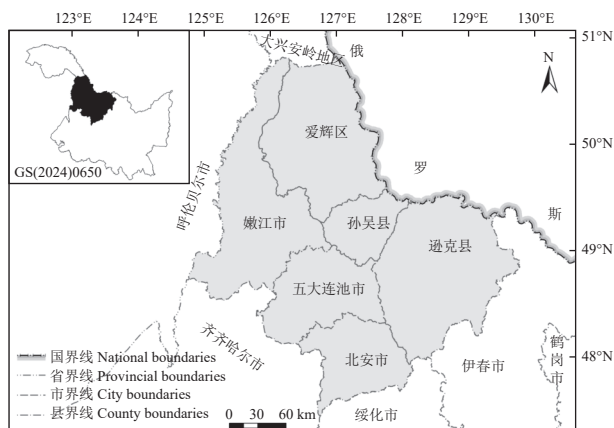


图 1 研究区位置示意图

Fig. 1 The location of the study area

2245.30℃ 之间。该区农用地土壤类型主要为黑土和草甸土, 占总耕地面积的 90%, 其中黑土层平均厚度深达 0.60 m 左右, 最高可达 1.50 m。2023 年全域粮食作物播种面积 $1867.67 \times 10^3 \text{ hm}^2$, 粮食产量 $578.10 \times 10^4 \text{ t}$, 比 2022 年增加 $34.30 \times 10^4 \text{ t}$, 增长 6.31%。其中, 大豆播种面积超过 $1333.33 \times 10^3 \text{ hm}^2$, 产量达 $256.50 \times 10^4 \text{ t}$, 高质量完成稳豆任务(黑河市人民政府, 2024)。

2 研究方法

2.1 农田生态系统碳排放估算

农田生态系统的碳排放主要由 4 个方面构成:

①农业资源使用引发的碳排放; ②因施用化肥中的氮元素导致农田中 N_2O 的排放; ③水稻种植所造成的 CH_4 排放; ④土壤呼吸过程的碳释放(宁静等, 2023)。其计算公式为:

$$E = E_{\text{Apm}(\text{CO}_2)} + E_{\text{N}_2\text{O}} + E_{\text{CH}_4} + E_{\text{Rs}(\text{CO}_2)} \quad (1)$$

式中: E 为农田生态系统碳排放总量, 单位为 10^4 t ; $E_{\text{Apm}(\text{CO}_2)}$ 为农业生产资料投入引起的碳排放当量, 单位为 10^4 t ; $E_{\text{N}_2\text{O}}$ 为农田 N_2O 排放总量转换的碳排放当量, 单位为 10^4 t ; E_{CH_4} 为稻田 CH_4 排放总量转换的碳排放当量, 单位为 10^4 t ; $E_{\text{Rs}(\text{CO}_2)}$ 为土壤呼吸产生的 CO_2 转换的碳排放当量, 单位为 10^4 t 。

2.1.1 农业生产资料碳排放

农业生产资料碳排放主要包括化肥、农药、农膜、农业机械总动力、农用机械柴油、农业灌溉和农业翻耕 7 个方面的碳排放核算。其计算公式为:

$$E_{\text{Apm}(\text{CO}_2)} = \sum_i^n Q_i \times E_f \quad (2)$$

式中: i 为第 i 种碳源, 即各种农业生产资料; Q_i 为第 i 种碳源在农田生产过程中的投入量; E_f 为农田生产过程中第 i 种碳源的碳排放系数(表 1)(王莉等, 2022; 宁静等, 2023)。

2.1.2 农田 N_2O 排放

农田 N_2O 产生的主要原因是微生物对氮素进行硝化和反硝化作用(Butterbach-Bahl et al., 2013)。在过去一个世纪, 氮肥输入的再分配导致全球 N_2O 排放系数显著升高, 额外贡献了 $50 \times 10^4 \text{ t Na}_2\text{O-N/a}$ 的 N_2O 排放量(Harris et al., 2022); 农田 N_2O 的排放量对全球土壤 N_2O 排放的贡献也由 4.00% 增加至 33.00%, 占据了全球土壤 N_2O 排放总增量的 82.00%(Hei et al., 2023)。其计算公式为:

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = (E_{\text{N}_2\text{O}(\text{d})} + E_{\text{N}_2\text{O}(\text{i})}) \times \frac{12}{44} \quad (3)$$

式中: $E_{\text{N}_2\text{O}(\text{d})}$ 为直接排放 N_2O 总量, 单位为 10^4 t ; $E_{\text{N}_2\text{O}(\text{i})}$ 为间接排放 N_2O 总量, 单位为 10^4 t 。

(1) 直接排放 N_2O

N_2O 直接排放源于施用氮肥和有机肥、作物残体还田、土壤矿化和有机土耕种(Hergoualc'h et al., 2019), 研究中只估算农田施用化肥、粪肥及秸秆还田三部分氮元素转化的量。在中国, 每年因化学氮肥施用引起的土壤 N_2O 排放高达 $20 \times 10^4 \text{ t}$ 纯氮, 约占全国土壤总排放量的 43.00%(夏龙龙等, 2023)。土壤施用家禽粪肥明显比尿素和硫酸铵处理后增加 N_2O 排放量(曹文超等, 2019), 且有机肥增加 N_2O 排放量平均高达 32.70%(Zhou et al., 2017)。其计算公式为:

$$E_{\text{N}_2\text{O}(\text{d})} = (F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}} + E_{\text{CR}}) \times (EF_1 + EF_2) \times 298 \quad (4)$$

式中: F_{SN} 为农田施用化肥的氮施用量, 单位为

表 1 农业生产资料的碳排放系数
(据王莉等, 2022; 宁静等, 2023)

Table 1 Carbon emission factors of agricultural production materials

农业生产资料	碳排放系数
化肥	0.8596 kg/kg
农药	4.9341 kg/kg
农膜	5.1800 kg/kg
农业机械动力	0.1800 kg/kw
农用机械柴油	0.5927 kg/kg
农业灌溉	266.4800 kg/hm ²
农业翻耕	3.1260 kg/hm ²

10^4 t; F_{ON} 为农田施用粪肥的氮施用量, 单位为 10^4 t; F_{CR} 为秸秆还田中氮的还田量, 单位为 10^4 t; EF_1 为氮元素投入旱地的 N_2O 排放系数, 为 0.0105 kg/kg; EF_2 为氮元素投入水田的 N_2O 排放系数, 为 0.0041 kg/kg。

$$F_{SN} = (F_{SN-N} + F_{SN-C}) \times (1 - EF_3) \quad (5)$$

式中: F_{SN-N} 为氮肥施用量, 单位为 t; F_{SN-C} 为复合肥中含氮量, 单位为 t, 依据国家标准 GB/T 15063—2020(复合肥料)所示, 氮的有效含量为 15.00% (国家标准化管理委员会等, 2020); EF_3 为氮肥施入土中氮元素的挥发值, 为 0.10 kg/kg。

$$F_{ON} = \sum_j^n Q_j \times T_j \times P_j \times F_j \times K_j \quad (6)$$

式中, j 为某种畜禽; Q_j 为第 j 种畜禽的年饲养数量, 单位为头; T_j 为第 j 种畜禽的饲养周期, 单位为 d; P_j 为第 j 种畜禽的粪便排泄系数, 单位为 kg/(d·头); F_j 为第 j 种畜禽粪便的留田比例, 单位为 %; K_j 为第 j 种畜禽的粪便含氮量, 单位为 g/kg。基本参数见表 2。

$$F_{CR} = \sum_k^n Y_k \times Z_k \times G_k \times F_k \quad (7)$$

式中, k 为某种农作物; Y_k 为第 k 种农作物的经济产量, 单位为 t; Z_k 为第 k 种农作物的秸秆籽粒比; G_k 为第 k 种农作物的秸秆全氮含量, 单位为 g/kg; F_k 为第 k 种农作物的秸秆还田比例, 单位为 %, 没有明确标识还田比例的农作物按 20.00% 计算。基本参数见表 3。

(2) 间接排放 N_2O

大气中的氮(包括氮肥和动物废弃物中的氮)通

表 2 施用粪肥的氮施用量参数
(据张强, 2010; 国家发展改革委, 2011)

Table 2 Nitrogen application rate parameters for manure application

种类	饲养周期	粪便排泄系数/ (kg·d ⁻¹ ·头 ⁻¹)	粪便还田 比例/%	粪便全氮 含量/(g·kg ⁻¹)
黄牛	365	27.67	30	3.51
奶牛	365	53.15	30	3.51
猪	199	5.30	65	2.38
山羊	365	2.38	33	10.14
绵羊	365	2.38	33	10.14
家禽	210	0.002	45	8.96

注: 家禽的粪便全氮含量采用平均值

过沉降到农田或淋溶渗漏或径流损失引起的排放, 就属于间接排放的情况(李玥等, 2020)。外源氮的添加可快速提高土壤 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量, 从而显著增加 N_2O 排放(Zhang et al., 2020)。其计算公式为:

$$E_{N_2O(i)} = (E_{N_2O(i-v)} + E_{N_2O(i-l)}) \times 298 \quad (8)$$

式中: $E_{N_2O(i-v)}$ 为农田土壤氮元素挥发沉降产生 N_2O 排放总量, 单位为 10^4 t; $E_{N_2O(i-l)}$ 为农田土壤氮元素淋溶径流产生 N_2O 排放总量, 单位为 10^4 t。

$$E_{N_2O(i-v)} = (F_{SN} \times \text{Frac}_{\text{GASF}} + F_{ON} \times \text{Frac}_{\text{GASM}}) \times EF_4 \quad (9)$$

式中: $\text{Frac}_{\text{GASF}}$ 为施用氮肥中氮元素挥发比例, 默认值为 0.10 kg/kg; $\text{Frac}_{\text{GASM}}$ 为施用粪肥中氮元素挥发比例, 默认值为 0.20 kg/kg; EF_4 为土壤和水面氮向大气沉降造成 N_2O 间接排放的排放因子, 取值 0.01 kg/kg。

$$E_{N_2O(i-l)} = (F_{SN} + F_{ON}) \times \text{Frac}_{\text{LEACH}} \times EF_5 \quad (10)$$

式中: F_{SN} 为农田施用化肥的氮施用量, 单位为 t; F_{ON} 为农田施用粪肥的氮施用量, 单位为 t; $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ 为农田土壤中通过淋溶径流损失的所有添加氮的比例, 取值 0.30 kg/kg; EF_5 为土壤和水面氮淋溶径流产生 N_2O 间接排放的排放因子, 取值 0.0075 kg/kg。

2.1.3 稻田 CH_4 排放

稻田 CH_4 产生指在淹水形成的严格厌氧条件

表 3 秸秆还田中氮的还田量参数
(据张强, 2010; 国家发展改革委, 2011)

Table 3 Nitrogen return rate parameters for straw returning

农作物类型	秸秆籽粒比	秸秆全氮量/(g·kg ⁻¹)	秸秆还田比例/%
水稻	1.20	7.53	30
小麦	1.30	5.16	45
玉米	1.28	5.80	20
谷子	1.60	8.50	20
高粱	1.55	7.30	20
大豆	1.60	181.00	80
薯类	0.50	11.00	20
油料	1.62	12.26	20
麻类	0.21	13.10	20
甜菜	0.50	5.07	90
烟叶	1.60	14.40	20
蔬菜	0.21	8.00	20
瓜果	0.50	11.00	20

下,土壤中产甲烷菌,作用于土壤腐殖质、水稻根系分泌物、土壤微生物残体、施入有机物料等产甲烷基质的结果(夏龙龙等, 2020)。范紫月等(2022)基于排放因子法系统核算了 1980—2020 年中国农业系统 CH₄ 排放量,其占总排放量的 47.33%。计算公式为:

$$E_{\text{CH}_4} = \sum_a^n (S_a \times EF_a) \times GWP_{\text{CH}_4} \times \frac{12}{44} \quad (11)$$

式中: S_a 为第 a 种水稻的播种面积,单位为 hm^2 ; a 为水稻类型,黑龙江省稻田类型以中稻为主; EF_a 为第 a 种类型水稻的甲烷排放因子,单位为 g/m^2 ; 中稻的甲烷排放因子取值 $8.31 \text{ g}/\text{m}^2$ (宁静等, 2023); GWP_{CH_4} 为甲烷的全球增温潜势值,取值 25.00。

2.1.4 土壤呼吸产生的碳排放

土壤呼吸是指土壤中有机体(包括土壤微生物、动物)和植物地下部分(植物根系)释放 CO₂ 的过程(Yang et al., 2022)。东北的土壤呼吸碳排放速率为 $598.20 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ (江国福等, 2014),其中植物根系 CO₂ 排放量占土壤呼吸 CO₂ 排放量的 50.00% 左右(丁杰萍等, 2015)。其计算公式为:

$$E_{\text{Rs}(\text{CO}_2)} = S \times T \times EF_6 \times \frac{12}{44} \quad (12)$$

式中: $E_{\text{Rs}(\text{CO}_2)}$ 为土壤呼吸产生的 CO₂ 转换的碳,单位为 t ; S 为耕地面积,单位为 hm^2 ; T 为时间,单位为 a ; EF_6 为修正后土壤呼吸碳排放速率, $299.10 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。

2.1.5 单位碳排放强度估算

确保碳排放量在单位面积和单位产量的范围内,能更直观地理解黑河市的碳排放状况。其计算公式为:

$$E_{\text{qc}} = \frac{E}{S} \quad (13)$$

$$E_{\text{qm}} = \frac{E}{Y} \quad (14)$$

式中: E_{qc} 代表农田生态系统单位面积碳排放强度,单位为 kg/hm^2 ; E_{qm} 代表农田生态系统单位产量碳排放强度,单位为 kg/t ; S 为耕地面积, hm^2 ; Y 为农作物总产量,单位为 t (郝小雨, 2021)。

注意: C 当量转换为 CO₂ 当量的转换系数为 44/12, N₂O 的全球增温潜势值,取值 298。

2.2 农田生态系统碳吸收估算

农田生态系统的碳吸收为两大类: ①农作物全生育期的碳吸收量; ②土壤的净固碳量。其计算公式为:

$$C = C_{\text{Crop}} + C_{\text{Soil}} \quad (15)$$

式中: C 为农田生态系统碳吸收总量,单位为 10^4 t ; C_{Crop} 为农田生态系统农作物碳吸收总量,单位为 10^4 t ; C_{Soil} 为土壤的净固碳量,单位为 10^4 t 。

2.2.1 农作物在生长过程中的碳吸收

农田生态系统碳吸收指农作物通过光合作用摄取空气中的 CO₂ 并将之转化成有生物质储存于其体内的过程(谢鸿宇等, 2008)。根据数据分析,全球陆地生态系统中,农作物吸收碳量占 47.00%,其中以农作物所产生的碳固定效果最为显著(郭鹏等, 2023)。其计算公式为:

$$C_{\text{Crop}} = \sum_{i=1}^n \frac{Y_i \times B_i \times (1 - W_i) \times (1 + R_i)}{L_i} \quad (16)$$

式中: Y_i 为各农作物产量,单位为 t ; B_i 为各农作物的碳吸收率; W_i 为各农作物的含水率; R_i 为各农作物的根冠比; L_i 为各农作物的经济系数,是各农作物经济产量与生物产量的比值。主要农作物碳吸收估算系数见表 4(郝小雨等, 2021; 王莉等, 2022)。

2.2.2 土壤的净固碳能力

土壤碳汇指进入土壤的植物残体经微生物活动分解转化并以有机质的积累来实现固定和储存大气中 CO₂ 的过程(王莉等, 2022)。目前,全球 2 m 深度

表 4 主要农作物碳吸收估算系数

(据郝小雨等, 2021; 王莉等, 2022)

Table 4 Estimated coefficient of carbon absorption for major crops

农作物类型	碳吸收率/%	平均含水率	根冠比	经济系数
水稻	0.414	0.12	0.60	0.45
小麦	0.485	0.12	0.40	0.40
玉米	0.471	0.13	0.16	0.40
谷子	0.45	0.13	0.20	0.40
高粱	0.45	0.13	0.27	0.35
大豆	0.45	0.13	0.13	0.34
薯类	0.423	0.70	0.18	0.70
油料	0.45	0.09	0.04	0.25
麻类	0.45	0.13	0.40	0.10
甜菜	0.45	0.70	0.72	0.60
烟叶	0.45	0.17	0.32	0.55
蔬菜	0.45	0.90	0.25	0.65
瓜果	0.45	0.90	0.050	0.70

土壤内无机碳的储量为 $2305 \times 10^9 \pm 636 \times 10^9$ t (Huang et al., 2024), 在 1 m 深度土壤内含有约 1500×10^9 t 有机碳(Gonçalves et al., 2021), 且非永久冻土矿质土壤中有有机碳占比更是高达 59.90% 左右 (Georgiou et al., 2022)。研究指出, 土壤碳库的稳定性受土壤结构、物质组成、微生物活性等多重因素的相互作用(孙紫坚等, 2023)。

其计算公式为:

$$C_{\text{Soil}} = F_{\text{Soil}} \times S \times T \quad (17)$$

式中: F_{Soil} 为农田土壤固碳速率, 单位为 $\text{t}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$; 这里取平均值 0.4518 (表 5); S 为耕地面积, 单位为 10^3 hm^2 ; T 为时间, 单位为 a(王莉等, 2022)。

2.2.3 单位碳吸收强度估算

其计算公式为:

$$C_{qc} = \frac{C}{S} \quad (18)$$

$$C_{qm} = \frac{C}{Y} \quad (19)$$

式中: C_{qc} 代表农田生态系统单位面积碳吸收强度, 单位为 kg/hm^2 ; C_{qm} 代表农田生态系统单位产量碳吸收强度, 单位为 kg/t ; S 为耕地面积, 单位为 hm^2 ; Y 为农作物总产量, 单位为 t(郝小雨, 2021)。

2.3 碳足迹

农业碳足迹指人类在开展农业作业时产生的碳流量, 即产生 CO_2 必须占据的土壤空间, 构成了生态环境影响的一部分(段华平等, 2011)。其计算公式为:

$$C_{EF} = \frac{E}{C_{qm}} \quad (20)$$

表 5 中国农田生态系统土壤固碳速率参考

Table 5 Reference for soil carbon fixation rate in Chinese agricultural ecosystems

类型	固碳速率/($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	参考文献
施用化肥后	0.3800	韩冰等, 2008
施用有机肥后	0.3160	
施用化肥后	0.1290	金琳等, 2008
施用有机肥后	0.5450	
无机有机配施	0.8890	
20 cm 深表土	0.1275	赵永存等, 2018
30 cm 深表土	0.1830	

$$C_{ER} = S - C_{EF} \quad (21)$$

式中: C_{EF} 为农田生态系统碳足迹, 单位为 hm^2 ; C_{ER} 为生态盈亏, 正值为生态盈余, 负值为生态赤字。

2.4 数据来源与分析

数据来源于 1987—2023 年《黑龙江统计年鉴》及黑河市农业统计数据, 其中, 缺失数据用年均增长率估值计算。①化肥(氮肥、复合肥)为折纯量; ②翻耕为农作物实际播种面积; ③灌溉为有效灌溉面积; ④猪是出栏量, 其他牲畜为年末存栏量。基于 Excel 2016 进行数据统计处理, Origin 2024 绘图, 采用 IBM SPSS Statistics 25 软件进行相关性分析和回归分析。

3 结果与分析

3.1 黑河市农田系统碳排放特征

3.1.1 碳排放时间变化

1984—2023 年黑河市农田生态系统碳排放量整体呈上升趋势, 碳排放量由 1984 年的 101.01×10^4 t 上升到 2023 年的 300.89×10^4 t, 增幅 197.88%, 年均增长率为 2.84%(图 2)。黑河市农田生态系统碳排放量依据发展速度可以分成 5 个阶段。

(1) 1984—1988 年, 黑河市农田生态系统碳排放呈现急剧下降态势, 年均降幅高达 15.91%, 这一阶段的变化趋势尤为显著。

(2) 1988—2002 年, 碳排放量转为温和上升趋势, 年均增速维持在 2.27% 的较低水平, 整体变化相对平稳。

(3) 2002—2010 年, 碳排放增长显著加速, 年均增速跃升至 11.13%, 呈现出快速攀升的特征。

(4) 2010—2019 年, 碳排放量变化呈现波动性特征, 年均增速回落至 3.05%, 期间出现多次起伏。

(5) 2019—2023 年, 碳排放重现快速增长势头, 年均增速达到 9.30%, 上升趋势明显。

3.1.2 碳排放平均比例

根据 1984—2023 年黑河市农田生态系统碳排放的长序统计数据, 各排放因子的平均占比呈现显著差异。其中, 土壤呼吸作为最主要的碳排放途径, 其贡献率高达 58.80%; 农田 N_2O 排放以 32.22% 的占比位居第二, 反映出氮肥施用等农业活动的重要影响; 稻田 CH_4 排放的贡献则相对有限, 占比不足 1%。在农业生产资料相关的碳排放方面, 化肥施用以 74.51% 的绝对优势成为最大碳源, 凸显了化学肥

料在农业生产中的主导地位及其环境代价; 农药使用以 12.26% 的占比次之, 显示出植保措施的重要碳足迹; 农业灌溉贡献了 8.66% 的排放, 反映了水资源管理在碳排放中的关键作用。尽管农业翻耕(2.81%)和农用塑料薄膜使用(1.33%)的占比相对较低, 但这些环节的减排潜力不容忽视, 特别是在推动农业可持续发展的背景下, 这些“次要”排放源的累积效应可能产生重要影响(图 3)。

3.1.3 碳排放强度变化

黑河市农田生态系统单位面积碳排放量呈波动上升趋势($y = 10.221x + 1138.9$, $R = 0.86$, $P < 0.01$),

2023 年达 1529.52 kg/hm^2 , 相比于 1984 年的 1157.67 kg/hm^2 增幅 32.12%。其中, 1984—1994 年的年均增速为 1.87%, 1987 年时碳排放达最低值 1089.69 kg/hm^2 ; 1994—2023 年的年均增速为 0.32%。黑河市的农田生态系统单位产出碳排放量变动剧烈, 总体呈下降趋势($y = 1.8268x + 437.33$, $R = 0.22$, $P > 0.05$), 2023 年达 497.29 kg/t , 较 1984 年的 548.80 kg/t 下降了 9.39%。其中, 1984—1997 年波动下降, 1997 年达最低值 327.66 kg/t , 年均降速 3.89%; 1997—2003 年碳排放波动上升, 2003 年达最高值 768.23 kg/t , 年均增速 15.26%; 2003—2023 以年均

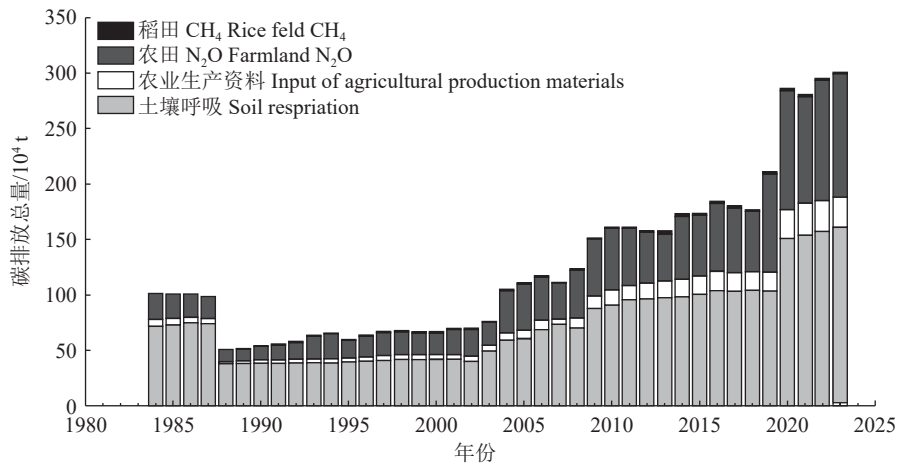


图 2 黑河市农田生态系统碳排放时间变化

Fig. 2 Temporal changes of carbon emissions of farmland ecosystem in Heihe City

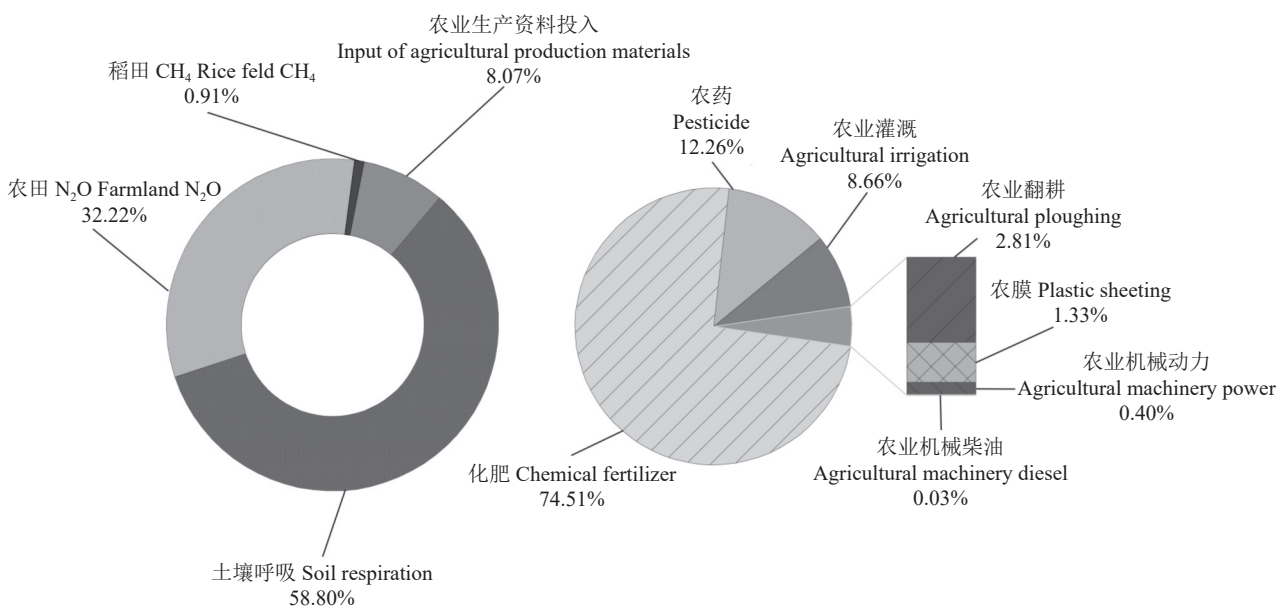


图 3 黑河市农田生态系统碳排放构成

Fig. 3 Carbon emission composition of farmland ecosystem in Heihe City

-2.15% 的增速波动(图 4)。

3.2 黑河市农田系统碳吸收特征

3.2.1 碳吸收时间变化

1984—2023 年黑河市农田生态系统碳吸收总量整体呈现上升趋势,从 1984 年的 178.53×10^4 t 到 2023 年的 830.29×10^4 t,增幅 365.08%,年均增长率 4.02%(图 5)。黑河市农田生态系统碳吸收总量依据发展速度可以分成 5 个阶段。

(1)1984—1987 年,黑河市农田生态系统碳吸收

能力呈现显著提升态势,年均增长率达到 9.27%,这一阶段碳汇功能得到明显增强。

(2)1987—2003 年,碳吸收量变化呈现明显的波动特征,整体呈下降趋势,年均降幅为 4.38%,反映出该阶段碳吸收能力的不稳定性。

(3)2003—2012 年,碳吸收量恢复高速增长,年均增速跃升至 19.07%,增长速度显著加快,碳汇功能得到快速提升。

(4)2012—2017 年,碳吸收量出现持续下降趋

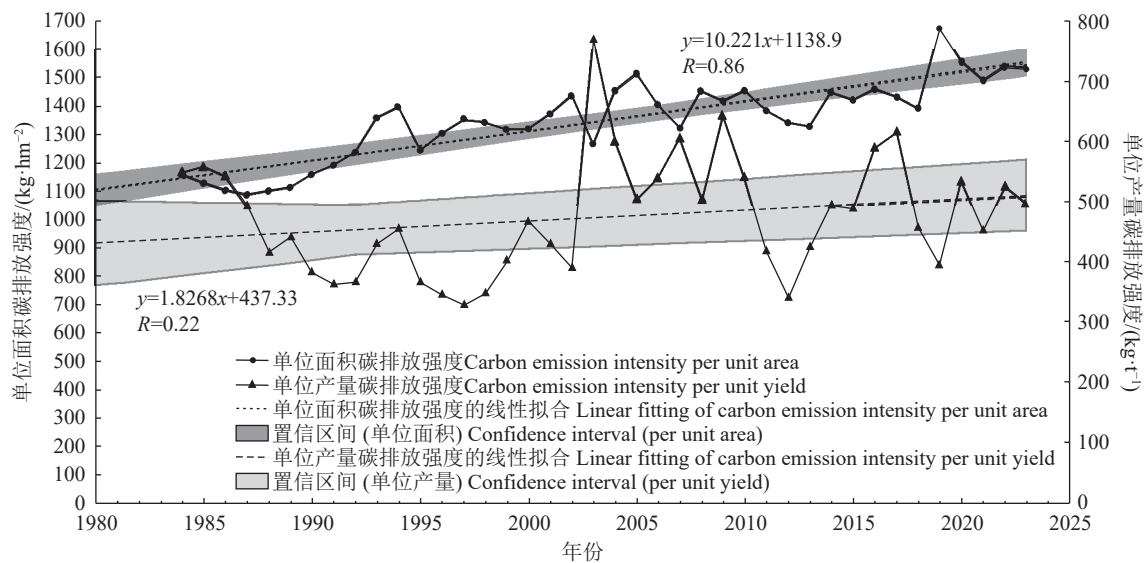


图 4 黑河市农田生态系统碳排放强度

Fig. 4 Carbon emission intensity of farmland ecosystem in Heihe City

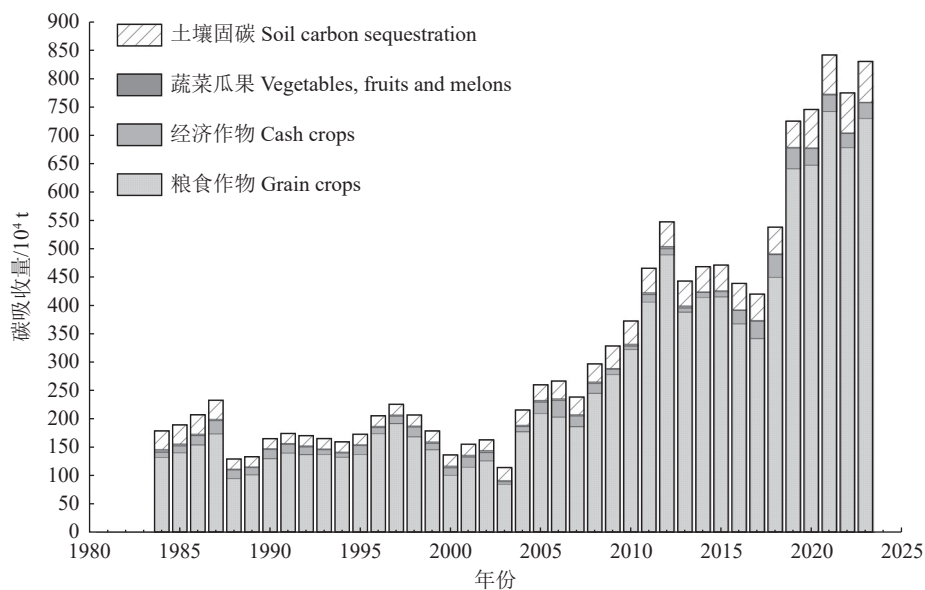


图 5 黑河市农田生态系统碳吸收时间变化

Fig. 5 Temporal variation of carbon absorption in farmland ecosystems in Heihe City

势, 年均降速为 5.17%, 该阶段碳汇能力有所减弱。

(5) 2017—2023 年, 碳吸收量重现快速增长势头, 年均增速达到 12.04%, 表明农田碳汇功能正在逐步恢复和增强。

黑河市农田生态系统表现出较显著的碳汇效应, 其碳吸收量达到同期碳排放量的 1.51~3.47 倍, 平均高出 2.59 倍, 充分证明该地区农田生态系统具有突出的固碳能力。

3.2.2 碳吸收平均比例

1984—2023 年黑河市农田生态系统碳吸收平均比例分析显示, 粮食作物是主要的碳吸收来源, 占比高达 84.08%。土壤固碳作用贡献了 10.10%, 显示出其在农田碳循环中的重要性。经济作物和蔬菜瓜果类合计占比 5.84%, 其中经济作物占 5.06%, 蔬菜瓜果类占 0.77%。不同作物的碳吸收差异悬殊, 呈现显著的梯度特征。在粮食作物中, 大豆表现最突出, 占比达 40.13%, 远高于其他作物; 玉米和小麦分别占 23.57% 和 17.13%, 共同构成了粮食作物的主

体; 水稻(2.33%)、薯类(0.42%)、高粱(0.29%)、谷子(0.20%)等其余粮食作物的占比相对较低。经济作物方面, 麻类(3.15%)和甜菜(1.61%)的贡献较显著, 而油料(0.29%)和烟叶(0.01%)的占比非常有限。蔬菜瓜果类中, 蔬菜占比 0.69%, 瓜果仅占 0.08%。整体看, 黑河市农田碳吸收呈现“粮食主导、大豆核心、土壤重要”的鲜明格局(图 6)。

3.2.3 碳吸收强度变化

黑河市农田生态系统单位面积碳吸收量呈剧烈波动上升趋势($y = 37.8x + 2723.8$, $R = 0.57$, $P < 0.01$), 2023 年达 4220.61 kg/hm^2 , 较 1984 年的 2046.05 kg/hm^2 上升了 106.28%。其中, 1984—2003 年均增速 -0.38% , 2003 年达最低值 1904.53 kg/hm^2 ; 2003—2023 年均增速 4.06% , 2019 年达最高值 5744.12 kg/hm^2 。黑河市农田生态系统单位产量碳吸收量波动较剧烈, 总体呈下降趋势($y = 9.2971x + 1001.8$, $R = 0.78$, $P < 0.01$, 2023 年达 1372.24 kg/t , 较 1984 年的 969.94 kg/t 上升了 41.48%。

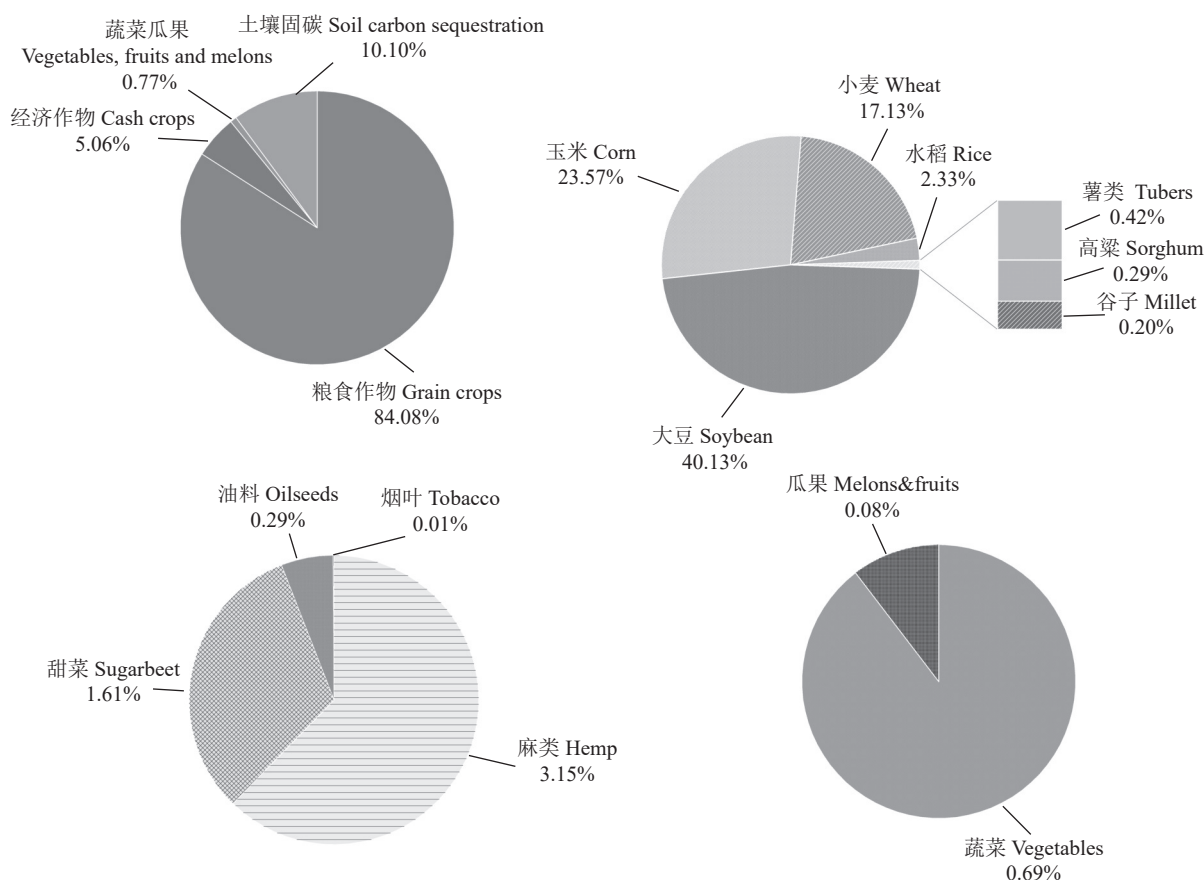


图 6 黑河市农田生态系统碳吸收构成

Fig. 6 Carbon absorption composition of farmland ecosystem in Heihe City

其中, 1984—2002 年均降速 0.32%, 2002 年达最低值 915.77 kg/t; 2002—2017 年波动上升, 且 2017 年达最高值 1431.85 kg/t, 年均增速 3.02%; 2003—2023 年均增速 -0.45% (图 7)。

3.3 黑河市农田系统碳足迹变化

3.3.1 碳足迹时间变化

1984—2023 年黑河市农田生态系统碳足迹呈波动增加趋势特征 ($y = 0.9711x + 15.824$, $R = 0.67$, $P < 0.01$)。研究期间黑河市农田碳足迹由 $49.37 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 增加到 $71.29 \times 10^4 \text{ hm}^2$, 年均增幅 0.95% (图 8)。其发展趋势可分为 5 个阶段。

(1) 1984—1991 年持续下降, 年均降速 15.91%, 主要是单位面积碳吸收强度逐年上升。

(2) 1991—1999 年碳排放量变化不大, 碳足迹相对平稳, 年均增速 3.03%。

(3) 1999—2017 年为快速波动上升期, 年均增速 6.08%。

(4) 2017—2019 年碳排放增量小于单位碳吸收量, 碳足迹连续下降, 年均降幅 17.50%。

(5) 2019—2023 年快速上升, 年均增速 18.06%, 且 2022 年为最高值 $73.49 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。

从农田生态系统碳足迹占同时期耕地面积的比例看, 1984—2023 年碳足迹占比在 28.80%~66.44% 之间, 说明黑河市农业生态系统的碳汇能力较强, 且

1984 年以来黑河市农业生态系统的生态盈亏均为正值, 呈现出碳生态盈余。

3.3.2 碳足迹影响因素

碳足迹与土壤呼吸、农业生产资料投入 (包括化肥施用量、农药使用量、农业机械动力、有效灌溉面积、翻耕面积和农用机械柴油使用量)、农田 N_2O 、农作物总产量有极显著的相关性, 与稻田 CH_4 有显著相关, 却与农膜使用量无关 (表 6)。将 1984—2023 年黑河市农业生态系统的碳足迹作为因变量, 将同期土壤呼吸、农业生产资料投入、农田 N_2O 、稻田 CH_4 、农作物总产量和其他相关指标视为自变量, 建立回归方程如下:

$$y(\text{碳足迹}) = 1.734x_1(\text{土壤呼吸}) - 0.247x_2(\text{农业生产资料投入}) + 0.275x_3(\text{农田 } \text{N}_2\text{O}) - 0.014x_4(\text{稻田 } \text{CH}_4) - 0.866x_5(\text{农作物总产量})$$

$$(R = 0.990, n = 40, P < 0.01) \quad (22)$$

$$y(\text{碳足迹}) = 0.429x_1(\text{翻耕}) + 1.209x_2(\text{化肥}) - 0.417x_3(\text{农业机械动力}) + 1.060x_4(\text{农药}) + 0.311x_5(\text{农膜}) - 0.062x_6(\text{灌溉}) - 1.448x_7(\text{柴油})$$

$$(R = 0.935, n = 40, P < 0.01) \quad (23)$$

土壤呼吸的标准系数绝对值意味着其对于碳足迹的贡献最大, 其后是农作物总产量、农田 N_2O 量、农业生产资料投入及稻田 CH_4 量 (公式 (22)); 农业生产资料中如柴油、化肥等物质也对碳足迹产生主

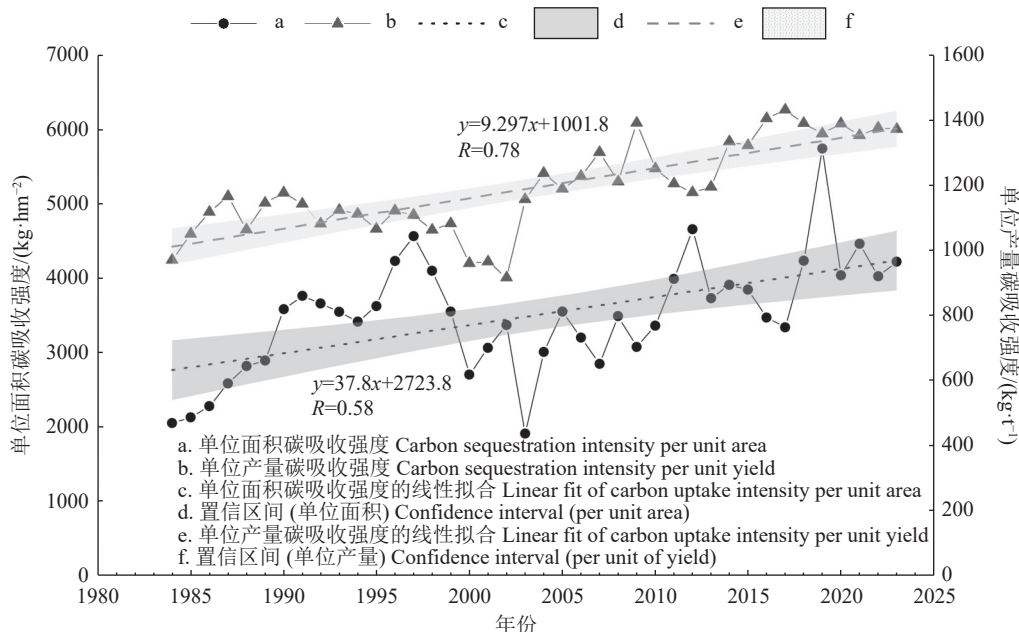


图 7 黑河市农田生态系统碳吸收强度

Fig. 7 Carbon absorption intensity of farmland ecosystem in Heihe City

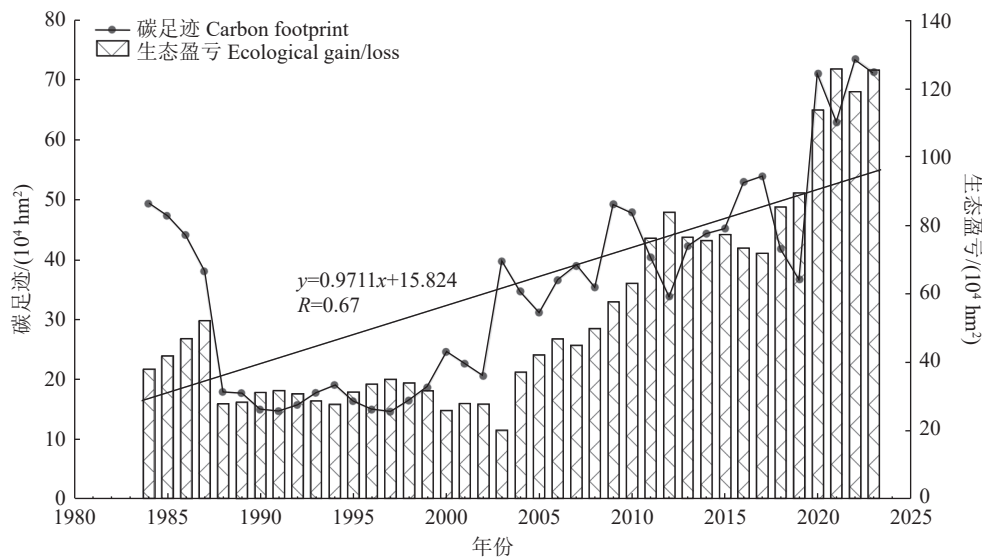


图 8 黑河市农业生态系统的碳足迹和生态盈亏

Fig. 8 Carbon footprint and ecological profit and loss of farmland ecosystem in Heihe City

表 6 黑河市农田生态系统的碳足迹与驱动因子的相关性

Table 6 Correlation between carbon footprint and driving factors of farmland ecosystem in Heihe City

驱动因子	皮尔逊相关性	P
土壤呼吸CO ₂ 量	0.939	0
农业生产资料投入CO ₂	0.880	0
农田N ₂ O量	0.855	0
稻田CH ₄ 量	0.372	0.018
翻耕面积	0.884	0
化肥施用量	0.889	0
农业机械动力	0.826	0
农药使用量	0.836	0
有效灌溉面积	0.760	0
农膜使用量	0.263	0.101
机械柴油使用量	0.798	0
农作物总产量	0.766	0

要影响(公式(23))。

4 讨 论

4.1 碳源/汇时序特征

4.1.1 碳源时序特征分析

通过对 1984—2023 年黑河市农田碳排放演变特征的分析,可以发现其动态变化受到多维度因素的复合影响。在早期阶段(1984—1988 年),碳排放的急剧下降可能与国家土地管理体制改

革(原国家土地管理局成立,城乡土地由该部门统一管理)带来的统计标准变化密切相关。进入中期阶段(1988—2002 年),碳排放温和上升。一方面,在土地管理政策调整、法律法规完善、退耕还林还草工程实施等多重措施作用下,耕地面积保持相对稳定;另一方面,农业生产活动中禽畜粪便、秸秆还田等有机质输入持续增加,氮元素输入,显著影响了碳排放总量的变化。2002 年后的快速增长期(2002—2010 年)则凸显了国家惠农政策的显著效果,农业投入增加和生产力提升直接推动了碳排放量的上升。近期变化(2010—2019 年)的波动特征表明,现代农业综合配套改革的实施在一定程度上调节了碳排放的增长速度,体现了可持续发展理念的调控作用;而新阶段(2019—2023 年)的快速反弹警示了在耕地面积扩张、秸秆还田等农业措施持续推进的背景下,需要更加重视其对碳排放的促进作用。

在单位面积和单位产量的范围内,通过碳排放量能更直观地理解黑河市的碳排放状况。段华平等(2011)认为,全国农田生态系统单位面积碳排放总量为 460~710 kg/hm²,而黑河市同期碳排放总量则处于 1089.69~1670.32 kg/hm² 之间(图 4),单位产量碳排放强度增长幅度更是高出同时期黑龙江省 37.90% (郝小雨, 2021),原因在于前人研究没有将土壤呼吸、农田 N₂O 排放等计入统计。由于黑河市调整了畜牧业结构,提升了饲养技术和畜禽排泄物处理设施,使粪肥留田的氮输入量减少,致使这部分农田 N₂O 排放减少。但是,秸秆还田总量在缓慢增加,近

5 年增幅 103.10%。究其原因,黑河市认真落实惠农政策,有力地调动了农民的生产积极性,年末耕地面积增加,秸秆综合利用率和农业机械化水平稳步提升。据统计,截至 2023 年,黑河市秸秆综合利用率 94.40%,耕种收综合机械化水平 99.83%,分别比全国平均水平高出 8.40% 和 26.83%(常钦, 2023; 高伟, 2023; 高云才等, 2023)。尽管黑龙江省在减少化肥和农药使用方面取得了显著成果,但本次研究显示,农业生产中化肥和农药的施用仍然是碳排放的主要来源(图 3),这与农作物产量的逐年增加一致,说明化肥和农药在提升粮食产量中仍然发挥关键作用。此外,农业灌溉也是碳排放的重要来源,这一点与之前的研究成果相符(宁静等, 2023),原因可能是水分条件的改变影响土壤理化性质,使土壤微生物群落结构和多样性发生改变,影响土壤有机碳矿化速率(刘琪等, 2021)。

4.1.2 碳汇时序特征分析

黑河市农田生态系统的碳吸收能力呈现阶段性演变特征,与区域农业发展政策和种植结构调整密切相关。1984—1987 年的快速增长期主要得益于粮食作物(如水稻、小麦)和经济作物(如油料、麻类)的协同发展;1987—2003 年则因农业生产要素间(耕地面积、农作物产量与碳吸收能力)的复杂相互作用呈现波动下降趋势;2003—2012 年在“双增”计划推动下实现 19.07% 的年均增长率,凸显政策驱动的显著效果;而 2012—2017 年“减豆增麦控玉米”的种植结构调整,导致碳吸收能力下降,表明单一化调整可能削弱碳汇功能;2017—2023 年通过实施“扩油扩豆”战略,碳吸收能力以 12.04% 的年均增长率回升,证实优化作物结构特别是扩大大豆等高效固碳作物种植规模是提升农田碳汇能力的有效途径。

段华平等(2011)认为,中国农田生态系统主要农作物的碳吸收强度总体呈现平稳的态势,主要波动区间在 4.5~5.5 t/hm² 之间,而黑河市农田生态系统碳吸收强度则呈波动上升趋势,波动区间明显较低(图 7);单位面积碳吸收强度增幅和单位产量碳吸收强度均远高于同时期黑龙江省(郝小雨, 2021)。究其原因,由于国家和地区政策的推动,土地产出率得到提升,导致年末耕地面积和农作物种植面积增加,特别是粮食作物种植面积的增长,使得作物碳吸收能力随着产量的提高而增加,从而产生积极影响。据统计,截至 2023 年底,黑河市全域粮食作物播种

面积和粮食产量分别占全国的 1.57% 和 0.83%(国家统计局, 2023; 黑河市人民政府, 2024)。其中,大豆、玉米和小麦是最大的碳吸收农作物,这一观点可能与郝小雨(2021)和宁静等(2023)的研究结果存在差异,体现了近年来黑河市在响应国家“扩油扩豆”战略方面的积极努力和显著成效。数据显示,该市 2022 年实播大豆面积高达 104.62 hm²,同比增长 25%,种植面积和总产量分别约占全省的 1/3 和全国的 1/7 以上(刘伟等, 2022)。土壤有机碳的积累是农田生态系统另一个主要的碳吸收途径,研究者普遍认为,农作物碳库普遍小于农田土壤碳库(罗怀良, 2014)。农作物的碳汇潜力被低估,原因是农作物增加的生物量大多在短时期内经分解又释放到大气中,导致年度净碳汇较低;且收获后的粮食和秸秆大多被消耗,不能长期有效固碳(方精云等, 2007; Wei et al., 2024);暂不考虑分解释放因素,研究中土壤固碳能力小于农作物碳吸收能力,却在农田生态系统中依旧扮演着重要的角色,占据 10.1%(图 6)。具体来说,中国农田表层土壤有机碳储量的平均增长速率为 0.14 t C/(hm²·a),其中秸秆还田的贡献约为 2/5(Zhao et al., 2018)。需要注意的是,在淹水稻田中施用秸秆有助于增加土壤碳库,也可能显著促进 CH₄ 的排放,增加温室效应(夏龙龙等, 2020)。

4.2 碳足迹评估的局限

黑河市农田生态系统的碳足迹整体呈上升趋势,这主要受两方面因素驱动:①农田生态系统碳排放的增加直接导致碳足迹扩大,其中土壤呼吸作为主要排放源,其贡献率与碳排放构成比例一致;②尽管农业机械柴油使用量在农业生产资料中占比较小,但其逐年增长的趋势对碳足迹变化产生了不容忽视的影响(图 3)。值得关注的是,当前黑河市农田生态系统的碳吸收量仍高于碳排放量,呈现出良好的碳生态盈余状态,表明农业开发处于生态承载力范围内,更凸显了其作为生态屏障的重要功能,能够有效补偿其他行业的碳生态赤字。这一发现与宁静等(2023)关于“黑河市处于碳生态赤字”的结论存在差异,主要原因在于本次研究充分考虑了农田土壤的固碳作用。

然而,本次研究在碳足迹评估方面仍存在若干局限性。首先,基于文献和统计资料的数据可能无法准确反映当前农业生产实际,特别是随着种植模式优化、作物品种改良和农业技术进步,碳排放和吸

收系数的时效性可能不足,这会影响碳足迹计算的精确性。其次,研究中未能充分量化秸秆还田的固碳效应,而这一措施已被证实能显著提升土壤碳储量(Liu et al., 2023),其固碳效果受秸秆类型、还田方式等多种因素影响,这一遗漏可能导致对碳足迹的估算存在偏差。最后,对农田 N_2O 排放的评估不够全面,而 N_2O 作为重要的温室气体,其排放受到氮肥施用、有机物分解等多因素影响(严圣吉等, 2022),这一局限会影响碳足迹评估的完整性。为提升碳足迹研究的准确性,建议未来进行以下研究:①采用更新、更贴近实际生产的数据源,反映农业生产的最新变化;②重点考察不同种植制度下秸秆还田(还田方式、比例等因素)对碳足迹的影响机制;③考虑土壤类型对碳排放和碳吸收的影响,探究土壤类型差异对碳循环的影响;④系统研究禽畜粪便和秸秆还田对 N_2O 排放的贡献,进而更全面地理解农业生产中的温室气体排放问题。这些改进将有助于更精准地评估黑河市农田生态系统的碳足迹,为区域低碳农业发展提供科学依据。

4.3 农田碳汇对区域碳中和的贡献

对黑河市农田生态系统碳源/汇综合分析证实,农业生态系统在实现碳中和目标中具有双重作用,既是温室气体排放源,又是重要的碳汇系统。通过系统优化农业生产管理体系,构建“减排-增汇”协同机制,可显著提升农业碳中和贡献。本次研究提出六大实施路径。

(1)精准施肥与碳氮协同调控体系。基于数字农业技术构建的测土配方施肥系统,通过土壤养分快速检测、作物需肥模型和变量施肥装备的集成应用,实现氮磷钾养分的精准调控,有针对性地“定制”各类化肥用量,以有效减少化肥生产和施用的碳排放。

(2)种养循环与 N_2O 减排技术体系。建立基于环境承载力的养殖业空间布局优化模型,因地制宜提高畜禽养殖废弃物循环利用率。如推广“畜禽—沼气—有机肥—农田”的循环模式、改进堆肥工艺(添加生物炭等调理剂)、优化施肥方式(深施、分次施)。

(3)稻田系统 CH_4 全过程管控技术体系。集成应用水分精准管理(中期烤田)、秸秆腐熟还田(添加腐熟剂堆沤)、微生物调控(施用甲烷氧化菌剂)等技术,构建稻田 CH_4 “产生—转化—排放”全过程调控

体系,从而减弱对稻田 CH_4 排放的促进效应。

(4)保护性耕作固碳技术体系。建立以少免耕为核心,配套秸秆覆盖、轮作休耕的技术模式。采用深松-旋耕轮耕制,配合秸秆覆盖还田,增加土壤中的有机质含量,改善土壤结构,提高土壤的保水保肥能力,进而实现粮食增产和固碳减排的目的。

(5)种植结构优化与碳汇扩容工程。深入推进大豆和油料产能提升工程,实施“豆科作物+”种植模式,扎实推广大豆玉米带状复合种植、粮豆轮作、开发利用盐碱地种植大豆等策略,稳步提升粮食产量和边际土地碳汇能力。

(6)高标准农田碳汇提升工程。建设“节水—改土—增碳”三位一体的高标准农田,推广水肥一体化智能灌溉系统,配套施用生物碳等土壤改良剂。通过建立农田碳汇监测网络,实现固碳效果的精准评估,构建“吨粮田”与“碳汇田”协同发展模式。

5 结 论

(1)黑河市农田生态系统 1984—2023 年碳排放量呈上升趋势,与农业生产活动增强、农业机械化水平提升和外源氮投入增加相关。同期,碳吸收能力和碳足迹亦呈波动上升趋势,表明农田生态系统碳汇功能增强,对缓解区域碳排放压力具有积极作用。

(2)土壤呼吸和农田 N_2O 的排放构成了主要的碳排放源,稻田 CH_4 排放虽占比小,亦需关注。化肥、农药的施用和灌溉活动的增加也是碳排放的主要贡献者,在未来的农业生产中需要更加重视科学的农业管理措施和环保可持续性。

(3)农田生态系统碳汇能力与作物生长期碳吸收量直接相关,关联到农作物的单位面积、产量。其中,大豆、玉米、小麦等关键作物具有显著的碳吸收能力,与土壤共同构成农田碳汇主体,对提升碳汇功能起决定性作用。

(4)黑河市农田生态系统碳吸收量超碳排放量,整体处于碳生态盈余状态。揭示该系统具备通过植物光合作用吸收大量二氧化碳的能力,为缓解全球气候变暖提供碳汇贡献,对维护区域生态平衡和促进农业可持续发展具有战略意义,可为其他地区提供经验参考。

References

Butterbach-Bahl K, Baggs E M, Dannenmann M, et al. 2013. Nitrous

- oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls?[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 368(1621): 20130122.
- Cao W C, Song H, Wang Y J, et al. 2019. Key production processes and influencing factors of nitrous oxide emissions from agricultural soils[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 25(10): 1781–1798 (in Chinese with English abstract).
- Chang Q. 2023. Use straw resources to help green agriculture[N]. *People's Daily*, 2023-09-12(14)(in Chinese).
- Ding J P, Luo Y Q, Zhou X, et al. 2015. Review of methodology and factors influencing plant root respiration[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 24(5): 206–216 (in Chinese with English abstract).
- Duan H P, Zhang Y, Zhao J B, et al. 2011. Carbon footprint analysis of farmland ecosystem in China[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 25(5): 203–208(in Chinese with English abstract).
- Fan Z Y, Qi X B, Zeng L L, et al. 2022. Accounting of greenhouse gas emissions in the Chinese agricultural system from 1980 to 2020[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 42(23): 9470–9482(in Chinese with English abstract).
- Fang J Y, Guo Z D, Piao S L, et al. 2007. Estimation of carbon sinks in terrestrial vegetation in China from 1981 to 2000[J]. *Science in China Series D—Earth Sciences*, 37(6): 804–812(in Chinese).
- Forster P M, Smith C J, Walsh T, et al. 2023. Indicators of global climate change 2022: annual update of large-scale indicators of the state of the climate system and human influence[J]. *Earth System Science Data*, 15(6): 2295–2327.
- Fu W, Xu Y Y, Wang F L, et al. 2024. Temporal and spatial evolution of carbon footprint of farmland ecosystems in China[J]. *Ecological Economy*, 40(1): 88–94(in Chinese with English abstract).
- Fu Y J, Liu X H, Sun X L, et al. 2024. Spatial-temporal variation of ecosystem carbon storage driven by land use in northwest inland desert resource region in recent 30 years[J]. *Geological Bulletin of China*, 43(2/3): 451–462(in Chinese with English abstract).
- Gao Y C, Chang Q, Yu X J, et al. 2023. More than 1.3 trillion pounds, a bumper harvest answer sheet for 9 years in a row[N]. *People's Daily*, 2023-12-19(2) (in Chinese).
- Gao W. 2023. Heihe city “six re-strengthening” for the fall of land protection[N]. *China Food News*, 2023-11-24(5) (in Chinese).
- GB/T 15063-2020 Compound fertilizers[S]. Beijing: National Standardization Administration of China, State Administration for Market Supervision and Regulation, 2020(in Chinese).
- Georgiou K, Jackson R B, Vinduřková O, et al. 2022. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon[J]. *Nature Communications*, 13(1): 3797.
- Gonçalves D R P, Mishra U, Wills S, et al. 2021. Regional environmental controllers influence continental scale soil carbon stocks and future carbon dynamics[J]. *Scientific Reports*, 11(1): 6474.
- Guo P, Zhang Y G. 2023. Exploring farmland carbon sequestration and emission reduction to help agricultural green transformation[N]. *China Meteorological News*, 2023-02-13(3) (in Chinese).
- Han B, Wang X K, Lu F, et al. 2008. Soil carbon sequestration and its potential by cropland ecosystems in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, (2): 612–619 (in Chinese with English abstract).
- Hao Xiaoyu. 2021. Changes of carbon source/sink intensity and carbon footprint of farmland ecosystem in Heilongjiang Province in recent 30 years[J]. *Heilongjiang Agricultural Sciences*, (8): 97–104 (in Chinese with English abstract).
- Hao X Y, Sun L, Ma X Z, et al. 2022. Nitrogen reduction effect and carbon footprint estimation of maize field in black soil region of Heilongjiang Province[J]. *Journal of Hebei Agricultural University*, 45(5): 10–18.
- Harris E, Yu L, Wang Y P, et al. 2022. Warming and redistribution of nitrogen inputs drive an increase in terrestrial nitrous oxide emission factor[J]. *Nature Communications*, 13(1): 4310.
- Heihe Municipal People's Government. 2024. Report on the work of Heihe Municipal Government (2024)[EB/OL]. (2024-02-02)[2024-03-02]. https://www.heimhe.gov.cn/hhs/c100756/202402/c11_277657.shtml (in Chinese).
- Hei Z W, Peng Y T, Hao S L, et al. 2023. Full substitution of chemical fertilizer by organic manure decreases soil N₂O emissions driven by ammonia oxidizers and gross nitrogen transformations[J]. *Global Change Biology*, 29(24): 7117–7130.
- Hergoualc'h K, Akiyama H, Bernoux M, et al. 2019. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application[C]//The IPCC TFI Side Event Climate Change Conference COP22/CMP12/CMA1, Marrakech, Morocco.
- Huang Y Y, Song X D, Wang Y P, et al. 2024. Size, distribution, and vulnerability of the global soil inorganic carbon[J]. *Science*, 384(6692): 233–239.
- Hu Y B, Zhang Q, Xiao G J, et al. 2022. Effect of soil carbon, nitrogen and phosphate contents on maize production in semi-arid regions of China[J]. *Journal of Desert Research*, 42(3): 261–273.
- Intergovernmental Panel on Climate change. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of working groups I, II and III to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. Geneva, Switzerland: IPCC, 2023: 35–115.
- Jiang G F, Liu C, Li J Q, et al. 2014. Soil respiration and driving factors of farmland ecosystems in China[J]. *Scientia Sinica Vitae*, 44(7): 725–735(in Chinese with English abstract).
- Jin L, Li Y E, Qing Q Z, et al. 2008. Estimate of carbon sequestration under cropland management in China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 41(3): 734–743 (in Chinese with English abstract).
- Li H, Yuan P F, Wang J, et al. 2023. Temporal and spatial changes in carbon footprint and carbon eco-efficiency of farmland ecosystem in Sichuan Province[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 51(11): 192–201(in Chinese with English abstract).
- Li Y, Ju X T. 2020. Rational nitrogen application is the key to mitigate agricultural nitrous oxide emission[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 39(4): 842–851(in Chinese with English abstract).
- Liu J, Fang L C, Qiu T Y, et al. 2023. Crop residue return achieves environmental mitigation and enhances grain yield: A global meta-analysis[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 43(6): 78.

- Liu Q, Li Y H, Li Z, et al. 2021. Characteristics of paddy soil organic carbon mineralization and influencing factors under different water conditions and microbial biomass levels[J]. *Environmental Science*, 42(5): 2440–2448(in Chinese with English abstract).
- Liu W, Guan J T, Liu H Y. 2022. Increasing area, breeding good seeds and extending chain[N]. *Xinhua Daily Telegraph*, 2022-09-08(5) (in Chinese).
- Luo H L. 2014. Advances on carbon storage in crops of China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, (4): 692–697(in Chinese with English abstract).
- National Development and Reform Commission. 2011. Guidelines for the preparation of provincial greenhouse gas inventories(Trial)[EB/OL]. (2011-05-11)[2024-03-01]. <https://26692948.s21i.faiusr.com/61/ABUIABA9GAAGgLM2igYogPiwiAI.pdf> (in Chinese).
- National Bureau of Statistics. Announcement on grain production data for 2023[N]. *China Information Daily*, 2023-12-12(1)(in Chinese).
- Ning J, Yang N, Du G M, et al. 2023. Spatial-temporal evolution of carbon footprint of farmland ecosystem: A case study of Heilongjiang Province[J]. *Journal of China Agricultural University*, 28(6): 98–112(in Chinese with English abstract).
- Qin Z C, Zhu Y K, Canadell J G, et al. 2024. Global spatially explicit carbon emissions from land-use change over the past six decades (1961–2020)[J]. *One Earth*, 7(5): 835–847.
- Ran G H, Wang J H, Wang D X. 2011. Study on the trend of carbon emission changes in China's modern agricultural production[J]. *Issues in Agricultural Economy*, (2): 32–38 (in Chinese).
- Sun X X, Zhang H B, Yu Y P. 2021. Spatial and temporal dynamics in carbon source/sink and equity of the farmland ecosystem in Jiangsu coastal area, China[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 42(10): 56–64(in Chinese with English abstract).
- Sun Z J, Shen W, Chen Z R, et al. 2023. Influences of Quaternary sedimentary facies on soil organic carbon pool in Juhe watershed Hebei Province[J]. *Geological Bulletin of China*, 42(2/3): 431–442(in Chinese with English abstract).
- The United Nations Framework Convention on Climate Change. Technical dialogue of the first global stocktake: Synthesis report by the co-facilitators on the technical dialogue (FCCC/SB/2023/9)[EB/OL]. Bonn, Germany: UNFCCC, 2023: 1–46. https://unfccc.int/sites/default/files/resource/sb2023_09E.pdf.
- Tian Z H, Liu R H. 2018. Inter-annual variations of the carbon footprint in Beijing Tianjin and Hebei agro-ecosystem[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 35(2): 167–173(in Chinese with English abstract).
- Wang L, Liu Y Y, Zhang Y H, et al. 2022. Spatial and temporal distribution of carbon source/sink and decomposition of influencing factors in farmland ecosystem in Henan Province[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 42(12): 410–422(in Chinese with English abstract).
- Wei H, Wu L H, Chen D, et al. 2024. Rapid climate changes responsible for increased net global cropland carbon sink during the last 40 years[J]. *Ecological Indicators*, 166: 112465.
- West T O, Marland G A. 2002. synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: Comparing tillage practices in the United States[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91(1): 217–232.
- World Meteorological Organization. 2023. Provisional state of the global climate 2023 (9789213586891)[R]. Retrieved from Geneva, Switzerland. <https://wmo.int/sites/default/files/2023-11/WMO%20Provisional%20State%20of%20the%20Global%20Climate%202023.pdf>.
- Wu X H, He P. 2021. Research on reducing carbon emission and enhancing carbon sink of farmland ecosystems in Heilongjiang Province[J]. *Journal of Heilongjiang Bayi Agricultural University*, 33(4): 106–112 (in Chinese with English abstract).
- Xia L L, Ti C P, Zhu C W, et al. 2023. Mitigation strategies of greenhouse gas emissions from crop production in China and the pathways to agricultural carbon neutrality[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 60(5): 1277–1288 (in Chinese with English abstract).
- Xia L L, Yan X Y, Cai Z C. 2020. Research progress and prospect of greenhouse gas mitigation and soil carbon sequestration in croplands of China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 39(4): 834–841 (in Chinese with English abstract).
- Xie H Y, Chen X S, Lin K R, et al. 2008. The ecological footprint analysis of fossil energy and electricity[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 28(4): 1729–1735(in Chinese with English abstract).
- Yan S J, Shang Z Y, Deng A X, et al. 2022. Spatiotemporal characteristics and reduction approaches of farmland N₂O emission in China[J]. *Crops*, 38(3): 1–8(in Chinese with English abstract).
- Yang Y, Li T, Pokharel P, et al. 2022. Global effects on soil respiration and its temperature sensitivity depend on nitrogen addition rate[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 174: 108814.
- Yi D, Ou M H, Guo J, et al. 2022. Progress and prospect of research on land use carbon emissions and low-carbon optimization[J]. *Resource Science*, 44(8): 1545–1559(in Chinese with English abstract).
- Zhang Q, Ju X T, Zhang F L. 2010. Reestimation of direct nitrous oxide emission from agricultural soils of China via revised IPCC 2006 guideline method[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 18(1): 7–13(in Chinese with English abstract).
- Zhang R, Lou C D, Zhang Z T, et al. 2022. Utilization and protection of water resources under the background of carbon neutralization[J]. *Advanced Engineering Sciences*, 54(1): 69–82(in Chinese with English abstract).
- Zhao M Y, Liu Y X, Zhang X Y. 2022. A review of research advances on carbon sinks in farmland ecosystems[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 42(23): 9405–9416(in Chinese with English abstract).
- Zhao W J, Li D F, Wang X E. 2010. Development of low carbon agriculture[J]. *Environmental Protection*, 24(12): 38–39(in Chinese).
- Zhao Y C, Xu S X, Wang M Y, et al. 2018. Carbon sequestration potential in Chinese cropland soils: Review, challenge, and research suggestions[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 33(2): 191–197 (in Chinese with English abstract).
- Zhang J T, Tian H Q, Shi H, et al. 2020. Increased greenhouse gas emissions intensity of major croplands in China: Implications for food

- security and climate change mitigation[J]. *Global Change Biology*, 26(11): 6116–6133.
- Zhao Y C, Wang M Y, Hu S J, et al. 2018. Economics and policy-driven organic carbon input enhancement dominates soil organic carbon accumulation in Chinese croplands[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(16): 4045–4050.
- Zheng J F, Cheng K, Pan G X, et al. 2011. Perspectives on studies on soil carbon stocks and the carbon sequestration potential of China[J]. *Chinese Science Bulletin*, 56(26): 2162–2173 (in Chinese with English abstract).
- Zheng J L, Cai Y L, Guo X Y, et al. 2024. Study on land use change and carbon stock in northern Shanxi Province based on InVEST model[J]. *Geological Bulletin of China*, 43(1): 173–180(in Chinese with English abstract).
- Zhou M H, Zhu B, Wang S J, et al. 2017. Stimulation of N₂O emission by manure application to agricultural soils may largely offset carbon benefits: A global meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 23(10): 4068–4083.
- ### 附中文参考文献
- 曹文超, 宋贺, 王娅静, 等. 2019. 农田土壤 N₂O 排放的关键过程及影响因素[J]. *植物营养与肥料学报*, 25(10): 1781–1798.
- 常钦. 2023. 用好秸秆资源助力绿色农业[N]. *人民日报*, 2023-09-12(14).
- 丁杰萍, 罗永清, 周欣, 等. 2015. 植物根系呼吸研究方法及其影响因素研究进展[J]. *草业学报*, 24(5): 206–216.
- 段华平, 张悦, 赵建波, 等. 2011. 中国农田生态系统的碳足迹分析[J]. *水土保持学报*, 25(5): 203–208.
- 范紫月, 齐晓波, 曾麟岚, 等. 2022. 中国农业系统近 40 年温室气体排放核算[J]. *生态学报*, 42(23): 9470–9482.
- 方精云, 郭兆迪, 朴世龙, 等. 2007. 1981—2000 年中国陆地植被碳汇的估算[J]. *中国科学 (D 辑: 地球科学)*, 37(6): 804–812.
- 付伟, 徐媛媛, 王福利, 等. 2024. 中国省域农田生态系统碳足迹时空演变分析[J]. *生态经济*, 40(1): 88–94.
- 付宇佳, 刘晓煌, 孙兴丽, 等. 2024. 近 30 年西北内陆荒漠资源大区土地利用驱动下生态系统碳储量时空变化[J]. *地质通报*, 43(2/3): 451–462.
- 高伟. 2023. 黑河市“六个再加力”为秋整地保驾护航[N]. *中国食品报*, 2023-11-24(5).
- 高云才, 常钦, 郁静娴, 等. 2023. 1.3 万亿斤以上, 连续 9 年的丰收答卷[N]. *人民日报*, 2023-12-19(2).
- 国家标准化管理委员会, 国家市场监督管理总局. 2020. GB/T 15063—2020 复合肥料[S].
- 国家发展改革委. 2011. 省级温室气体清单编制指南(试行)[EB/OL]. (2011-05-11)[2024-03-01]. <https://26692948.s21i.faiusr.com/61/ABUIABA9GAAGgLM2igYogPiwiAl.pdf>.
- 国家统计局. 2023. 关于 2023 年粮食产量数据的公告[N]. *中国信息报*, 2023-12-12(1).
- 郭鹏, 张运国. 2023. 探索农田固碳减排助力农业绿色转型[N]. *中国气象报*, 2023-02-13(3).
- 韩冰, 王效科, 逯非, 等. 2008. 中国农田土壤生态系统固碳现状和潜力[J]. *生态学报*, (2): 612–619.
- 郝小雨. 2021. 黑龙江省 30 年来农田生态系统碳源/汇强度及碳足迹变化[J]. *黑龙江农业科学*, (8): 97–104.
- 郝小雨, 孙磊, 马星竹, 等. 2022. 黑龙江省黑土区玉米田氮肥减施效应及碳足迹估算[J]. *河北农业大学学报*, 45(5): 10–18.
- 黑河市人民政府. 2024. 黑河市政府工作报告(2024 年)[EB/OL]. (2024-02-02)[2024-03-02]. https://www.heihe.gov.cn/hhs/c100756/202402/c11_277657.shtml.
- 胡延斌, 张强, 肖国举, 等. 2022. 中国半干旱区农田土壤碳、氮、磷含量对玉米生产的影响[J]. *中国沙漠*, 42(3): 261–273.
- 江国福, 刘畅, 李金全, 等. 2014. 中国农田土壤呼吸速率及驱动因子[J]. *中国科学: 生命科学*, 44(7): 725–735.
- 金琳, 李玉娥, 高倩竹, 等. 2008. 中国农田管理土壤碳汇估算[J]. *中国农业科学*, 41(3): 734–743.
- 李华, 袁鹏飞, 王洁, 等. 2023. 四川省农田生态系统碳足迹和碳生态效率时空变化[J]. *江苏农业科学*, 51(11): 192–201.
- 李玥, 巨晓棠. 2020. 农田氧化亚氮减排的关键是合理施氮[J]. *农业环境科学学报*, 39(4): 842–851.
- 刘琪, 李宇虹, 李哲, 等. 2021. 不同水分条件和微生物生物量水平下水稻土有机碳矿化及其影响因子特征[J]. *环境科学*, 42(5): 2440–2448.
- 刘伟, 管建涛, 刘赫垚. 2022. 增面积、育良种、延链条[N]. *新华每日电讯*, 2022-09-08(5).
- 罗怀良. 2014. 中国农田作物植被碳储量研究进展[J]. *生态环境学报*, (4): 692–697.
- 宁静, 杨楠, 杜国明, 等. 2023. 区域农田生态系统碳足迹时空演变研究——以黑龙江省为例[J]. *中国农业大学学报*, 28(6): 98–112.
- 冉光和, 王建洪, 王定祥. 2011. 我国现代农业生产的碳排放变动趋势研究[J]. *农业经济问题*, (2): 32–38.
- 孙小祥, 张华兵, 于英鹏. 2021. 江苏沿海地区农田生态系统碳源/汇时空变化及公平性研究[J]. *中国农业资源与区划*, 42(10): 56–64.
- 孙紫坚, 申维, 陈自然, 等. 2023. 河北沟河流域第四纪沉积相对土壤有机碳库的影响[J]. *地质通报*, 42(2/3): 431–442.
- 田志会, 刘瑞涵. 2018. 基于京津冀一体化的农田生态系统碳足迹年际变化规律研究[J]. *农业资源与环境学报*, 35(2): 167–173.
- 王莉, 刘莹莹, 张亚慧, 等. 2022. 河南省农田生态系统碳源/汇时空分布及影响因素分解[J]. *环境科学学报*, 42(12): 410–422.
- 吴晓华, 贺萍. 2021. 黑龙江省农田生态系统减排增汇研究[J]. *黑龙江八一农垦大学学报*, 33(4): 106–112.
- 夏龙龙, 逯超普, 朱春梧, 等. 2023. 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*, 60(5): 1277–1288.
- 夏龙龙, 颜晓元, 蔡祖聪. 2020. 我国农田土壤温室气体减排和有机碳固定的研究进展及展望[J]. *农业环境科学学报*, 39(4): 834–841.
- 谢鸿宇, 陈贤生, 林凯荣, 等. 2008. 基于碳循环的化石能源及电力生态足迹[J]. *生态学报*, 28(4): 1729–1735.
- 严圣吉, 尚子吟, 邓艾兴, 等. 2022. 我国农田氧化亚氮排放的时空特征及减排途径[J]. *作物杂志*, 38(3): 1–8.
- 易丹, 欧名豪, 郭杰, 等. 2022. 土地利用碳排放及低碳优化研究进展与趋势展望[J]. *资源科学*, 44(8): 1545–1559.

- 张强, 巨晓棠, 张福锁. 2010. 应用修正的 IPCC 2006 方法对中国农田 N_2O 排放量重新估算[J]. 中国生态农业学报, 18(1): 7–13.
- 张茹, 楼晨笛, 张泽天, 等. 2022. 碳中和背景下的水资源利用与保护[J]. 工程科学与技术, 54(1): 69–82.
- 赵明月, 刘源鑫, 张雪艳. 2022. 农田生态系统碳汇研究进展[J]. 生态学报, 42(23): 9405–9416.
- 赵文晋, 李都峰, 王宪恩. 2010. 低碳农业的发展思路[J]. 环境保护, 24(12): 38–39.
- 赵永存, 徐胜祥, 王美艳, 等. 2018. 中国农田土壤固碳潜力与速率: 认识、挑战与研究建议[J]. 中国科学院院刊, 33(2): 191–197.
- 郑吉林, 蔡艳龙, 郭晓宇, 等. 2024. 基于 InVEST 模型的晋北土地利用变化与碳储量研究[J]. 地质通报, 43(01): 173–180.
- 郑聚锋, 程琨, 潘根兴, 等. 2011. 关于中国土壤碳库及固碳潜力研究的若干问题[J]. 科学通报, 56(26): 2162–2173.

《地质通报》第 44 卷第 8 期要目预告

- 基于生态系统特性的生态修复效果评价研究进展 杜韩初等
- 冀东下营坊金矿热液蚀变过程中元素迁移规律及其对成矿作用的指示 邹滔等
- 河南省光山县杨帆一带膨润土矿床地质特征及其成矿潜力 包峻帆等
- 延安地区长 7 段有机质非均质性特征及其开发潜力分析 李慧等
- 胶西北招远滕家金矿花岗岩锆石 U–Pb 年龄、地球化学、Lu–Hf 同位素特征及对金成矿制约 张泽涛等
- 沈阳市城区地下水污染风险评价及其对生态环境的影响 张静等
- 北京张坊应急备用水源地水位动态多时间尺度演变特征及安全供水调控 南英华等
- 上海地区潜水水化学特征、成因机制及其开发潜力 占光辉
- 近 10 年北京平原区地面沉降演化、驱动因素及其预防防治建议 赵龙等
- 东北森林带生态系统格局变化模式特征——基于强度分析框架 宋立东等
- 澜沧江裂点带支流河谷纵剖面和下切量空间分布特征及其演化趋势分析 王世龙等
- 2000—2022 年天山生态环境质量时空变化和驱动力分析 袁江龙等
- 辽东岫岩地区晚三叠世五凤山岩体成因与板片断离作用:
 岩石地球化学、锆石 U–Pb 年龄与 Hf 同位素证据 杨仲杰等
- 扬子西缘滇中陆良地区青白口纪硅质火山岩的发现及与南华纪冰期事件的联系 黄亮等
- 全球矿产资源信息系统总体设计思路与关键技术 何学洲等