中国生态农业学报(中英文)
Chinese Journal of Eco-Agriculture

基于DNDC模型评估湖北省不同稻作系统不同管理措施温室气体排放的周年变化

吴梦琴，李成芳，盛　锋，冯珩，胡权义，陈琨，周浩之，刘天奇

Assessment of the annual greenhouse gases emissions under different rice-based cropping systems in Hubei Province based on the denitrification-decomposition (DNDC) model

WU Mengqin, LI Chengfang, SHENG Feng, FENG Junheng, HU Quanyi, CHEN Yukun, ZHOU Haozhi, and LIU Tianqi

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.210099

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

基于DNDC模型模拟江汉平原稻田不同种植模式条件下温室气体排放

Greenhouse gases emission under different cropping systems in the Jianghan Plain based on DNDC model

中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(9): 1291–1301

稻虾共作对秸秆还田后稻田温室气体排放的影响

Effect of rice–crayfish co–culture on greenhouse gases emission in straw–puddled paddy fields

中国生态农业学报(中英文). 2017, 25(11): 1591–1603

水稻植株特性对稻田甲烷排放的影响及其机制的研究进展

The effect of rice plant traits on methane emissions from paddy fields: A review

中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(2): 175–181

植物排放N_2O研究进展

Advances in plant nitrous oxide (N_2O) emissions

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(2): 345–354

生物炭施用下中国农田土壤N_2O排放的Meta分析

Meta–analysis on farmland soil N_2O emissions under biochar application in China

中国生态农业学报(中英文). 2017, 25(9): 1254–1265

有机肥部分替代化肥氮对叶菜产量和环境效应的影响

Effects of the partial replacement of chemical fertilizer with manure on the yield and nitrogen emissions in leafy vegetable production

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(3): 349–356

关注微信公众号，获得更多资讯信息

中国生态农业学报(中英文) 2021 年 9 月 第 29 卷 第 9 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Sep. 2021, 29(9): 1480−1492

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.210099

吴梦琴, 李成芳, 盛锋, 冯珺珩, 胡权义, 陈淯琨, 周浩之, 刘天奇. 基于 DNDC 模型评估湖北省不同稻作系统不同管理措施温室气体排放的周年变化 [J]. 中国生态农业学报 (中英文), 2021, 29(9): 1480−1492

WU M Q, LI C F, SHENG F, FENG J H, HU Q Y, CHEN Y K, ZHOU H Z, LIU T Q. Assessment of the annual greenhouse gases emissions under different rice-based cropping systems in Hubei Province based on the denitrification-decomposition (DNDC) model[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(9): 1480−1492

基于 DNDC 模型评估湖北省不同稻作系统不同管理措施温室气体排放的周年变化*

吴梦琴[1], 李成芳[1,2], 盛 锋[3], 冯珺珩[1], 胡权义[1], 陈淯琨[1], 周浩之[1], 刘天奇[1,2**]

(1. 农业部长江中游作物生理生态与耕作重点实验室/华中农业大学植物科学技术学院 武汉 430070; 2. 长江大学/长江大学主要粮食作物产业化湖北省协同创新中心 荆州 434023; 3. 省部共建生物催化与酶工程国家重点实验室/湖北大学生命科学学院/湖北大学中国农业碳减排碳交易研究中心 武汉 430062)

摘 要: 为了探究不同管理措施对湖北省主要稻作系统 CH_4 和 N_2O 周年排放的影响, 利用田间观测数据验证 DNDC 模型后, 结合地理信息系统 (ArcGIS) 模拟和测算湖北省不同稻作系统温室气体的周年排放。本研究于 2019 年在鄂西北的枣阳市设置水稻-小麦 (RW)、水稻-再生稻 (RO) 稻作系统, 在鄂东南的武穴市设置 RO、水稻-油菜 (RR) 稻作系统, 在江汉平原的潜江市设置 RW、RO、RR 稻作系统, 每个稻作系统均设置常规栽培和优化栽培 (包括氮肥深施、节水灌溉、秸秆还田等) 两个模式, 通过静态箱法测定温室气体 CH_4 和 N_2O 的周年排放特征。大田验证试验结果显示, 不同稻作系统不同栽培模式下 CH_4 和 N_2O 排放实测值与模拟值归一化均方根误差 (NRMSE) 值为 19.3%~24.2%, 模型拟合度在可接受范围之内。DNDC 模型模拟和估算结果表明, 湖北省稻作区增温潜势 (GWP) 表现为江汉平原>鄂东南>鄂西北, 不同区域稻作系统 CH_4 的排放总量、N_2O 的排放总量和 GWP 均表现为 RW>RO>RR。优化栽培管理模式可以明显减少 CH_4 和 N_2O 排放, 与常规栽培管理模式相比, 优化栽培管理模式下 RW、RO 和 RR 的单位面积 CH_4 排放量分别降低 9.5%~18.0%、7.3%~18.4% 和 18.2%~22.4%, N_2O 排放量分别降低 4.2%~14.2%、6.9%~24.7% 和 8.8%~18.1%。优化栽培管理后, 各地区的 GWP 表现为, 鄂西北: 襄阳>十堰>神农架; 鄂东南: 黄冈>咸宁>武汉>黄石>鄂州; 江汉平原: 荆州>荆门>孝感>随州>天门>仙桃>潜江。优化栽培管理模式下鄂西北、鄂东南和江汉平原稻田 CH_4 周年排放总量较常规栽培管理模式分别降低 11.8%、14.4% 和 16.3%, 稻田 N_2O 周年排放总量分别降低 82.4%、77.5% 和 83.0%。本研究结果表明, DNDC 模型可以较好地模拟湖北省不同稻作系统下温室气体的排放, 同时优化稻作管理模式对稻田生产具有好的减排效果, 为在湖北省推广该模式提供理论依据。

关键词: 稻作系统; 优化管理; DNDC 模型; 甲烷; 氧化亚氮

中图分类号: X511 **开放科学码(资源服务)标识码(OSID):**

Assessment of the annual greenhouse gases emissions under different rice-based cropping systems in Hubei Province based on the denitrification-decomposition (DNDC) model*

* 国家重点研究计划项目 (2017YFD0301403)、国家自然科学基金项目 (71871086)、湖北省自然科学基金 (2018CFB608) 和中央高校基本科研业务费专项 (2662019FW009) 资助

** 通信作者: 刘天奇, 主要研究方向为农业碳中和和土壤碳氮循环。E-mail: 570112975@qq.com
吴梦琴, 主要从事稻田生态研究。E-mail: 1914316264@qq.com

收稿日期: 2021-02-23 接受日期: 2021-04-28

* This study was supported by the National Key Research and Development Project of China (2017YFD0301403), the National Natural Science Foundation of China (71871086), the Natural Science Foundation of Hubei Province (2018CFB608) and the Fundamental Research Funds for the Central Universities (2662019FW009).

** Corresponding author, E-mail: 570112975@qq.com

Received Feb. 23, 2021; accepted Apr. 28, 2021

WU Mengqin[1], LI Chengfang[1,2], SHENG Feng[3], FENG Junheng[1], HU Quanyi[1], CHEN Yukun[1], ZHOU Haozhi[1], LIU Tianqi[1,2**]

(1. Key Laboratory of Crop Physiology, Ecology and Farming in the Middle Reaches of the Yangtze River, Ministry of Agriculture/College of Plant Science and Technology, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Yangtze University/Hubei Collaborative Innovation Center for the Industrialization of Major Food Crops, Yangtze University, Jingzhou 434023, China; 3. State Key Laboratory of Biocatalysis and Enzyme Engineering Jointly Established by the Province and the Ministry/College of Life Sciences, Hubei University/ China Agricultural Carbon Emission Reduction and Carbon Trading Research Center, Hubei University, Wuhan 430062, China)

Abstract: This study explored the impacts of different management measures on the annual emissions of methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) from the main rice-based cropping systems in Hubei Province using the denitrification-decomposition (DNDC) model and observed emission data to estimate the annual greenhouse gas emissions via a geographic information system (ArcGIS). In 2019, rice–wheat (RW) and rice–ratoon rice (RO) cropping systems were implemented in Zaoyang City of Northwest Hubei, RO and rice–oilseed rape (RR) cropping systems were implemented in Wuxue City of Southeast Hubei, and RW, RO, and RR cropping systems were implemented in Qianjiang City of the Jianghan Plain. There were two cultivation modes for each rice-based system: conventional cultivation and optimized cultivation. The optimized mode included deep application of nitrogen fertilizer, water-saving irrigation, and straw returning to the field. The annual fluxes of CH_4 and N_2O were measured using the static closed chamber method. The field validation results showed that the normalized root mean square error between the observed and simulated values of CH_4 and N_2O emissions ranged from 19.3% to 24.2% under different rice-based cropping systems with different management practices, and the degree of model fitting was acceptable. According to the simulation results of the DNDC model, the global warming potential (GWP) for the rice growing regions in Hubei Province followed the order of Jianghan Plain > Southeast Hubei > Northwest Hubei, and the annual cumulative emissions of CH_4, N_2O, and GWP under different rice-based cropping systems in different regions was in the order of RW > RO > RR. The cultivation modes significantly affected the CH_4 and N_2O emissions. Compared with conventional cultivation, optimized cultivation lowered the CH_4 emissions per unit area by 9.5%–18.0%, 7.3%–18.4%, and 18.2%–22.4% under RW, RO, and RR, respectively. The N_2O emissions lowered by 4.2%–14.2%, 6.9%–24.7%, and 8.8%–18.1%, respectively. Moreover, compared with conventional cultivation, optimized cultivation decreased the annual cumulative CH_4 emissions by 11.8%, 14.4%, and 16.3% in Northwest Hubei, Southeast Hubei, and the Jianghan Plain, respectively, and decreased the annual cumulative N_2O emissions by 82.4%, 77.5%, and 83.0%, respectively. Under optimized cultivation, the GWP for Northwest Hubei was in the order of Xiangyang > Shiyan > Shennongjia, that for Southeast Hubei was in the order Huanggang > Xianning > Wuhan > Huangshi > Ezhou, and that for the Jianghan Plain was in the order Jingzhou > Jingmen > Xiaogan > Suizhou > Tianmen > Xiantao > Qianjiang. Our results show that the DNDC model can suitably simulate the greenhouse gas emissions of different rice-based cropping systems in Hubei Province. An optimized cultivation mode is needed to mitigate greenhouse gas emissions during rice production in Hubei Province.

Keywords: Rice-based cropping system; Optimized cultivation; Denitrification-decomposition (DNDC) model; CH_4; N_2O

近几年, 全球变暖日益显著, 灾害性天气频发, 减少温室气体排放越来越受到世界各国的重视。CH_4 和 N_2O 是除 CO_2 外导致全球变暖最主要的温室气体。在百年尺度上, CH_4 和 N_2O 的全球增温潜势分别是 CO_2 的 30 倍和 268 倍[1]。农业排放的 CH_4 和 N_2O 分别占全球人为排放 CH_4 和 N_2O 总量的 50% 和 43% 以上[2]。在农业生产中, 温室气体的主要排放源之一便是水稻 (*Oryza sativa*) 生产[3]。中国种植水稻的面积占世界种植面积的 18.7%[4]。水稻在湖北省粮食作物中占重要地位, 其播种面积和产量分别为 236.807 万 hm^2 和 1927.16 万 t, 占全省粮食总播种面积和总产量的 49.6% 和 68.9%[5]。湖北主要的水旱轮作模式有水稻-小麦 (*Triticum aestivum*)、水稻-油菜 (*Brassica campestris*)、水稻-绿肥和水稻-休耕模式。鄂西北地区水稻-小麦 (rice-wheat, RW) 模式和再生稻 (rice-ratoon rice, RO) 模式的种植面积占水稻种植面积的 84.6% 和 15.4%; 其主要稻米生产区是襄阳, RW 模式是襄阳的主要稻作模式。鄂东南地区 RO 模式和水稻-油菜 (rice-oilseed rape, RR) 模式占水稻种植面积的 75.4% 和 34.6%, 其主要稻米生产区是黄冈, RO 模式是黄冈的主要稻作模式。江汉平原 RW 模式、RO 模式和 RR 模式分别占水稻种植面积的 50.1%、40.3% 和 9.6%[5], 江汉平原的潜江地区 3 种稻作系统均有种植, 且 3 种稻作系统的种植面积比较接近, 潜江的稻田生产模式对于江汉平原稻作管理具有一定代表性。

传统农业管理方式为获得高产投入高水肥, 其中大水淹灌以及漫灌等不当水分管理方式导致 CH_4 释放增加[6], 肥料大量投入和氮肥利用率低下造成 N_2O 大量排放[7], 因此研究合理的施肥方式及其配套栽培措施以减少稻田的温室气体排放十分有必要。前人的研究主要集中在单一的农田管理措施、作物

类型和不同耕作制度对稻田温室气体的影响[8-10]。周文涛等[11]研究表明由于种植的作物不同, 因作物肥水利用不同和栽培措施差异, 会综合影响土壤 CH_4 和 N_2O 的产生和排放。邹凤亮等[12]研究表明, 水稻-小麦和水稻-油菜轮作 CH_4 排放量显著高于水稻-冬闲模式, 而 N_2O 的排放量表现为水稻-油菜轮作低于水稻-小麦轮作和水稻-冬闲模式。前人研究表明节水灌溉可以减少稻田 CH_4 排放, 但会导致 N_2O 大量释放[13-14]。刘天奇[15]、Fan 等[16]研究发现氮肥深施能有效减少稻田 CH_4 和 N_2O 的排放量。胡发龙[17]通过研究氮肥后移对玉米 (*Zea mays*) 温室气体的减排影响, 发现氮肥后移可以减少 N_2O。针对集成技术模式对稻作系统温室气体排放的影响鲜有报道, 因此通过综合优化调控施肥、灌溉和秸秆还田等管理措施相对优化单一管理技术更加降低稻田温室气体排放还未可知。本研究基于 DNDC 模型, 探究了不同稻作系统下的优化管理栽培模式和农民常规栽培模式对温室气体排放的影响。

模型模拟可以比较全面地描述和预测温室气体的排放状况, 但应用前需进行田间验证。Denitrification-Decomposition model (DNDC 模型) 是国际生态学界公认的模拟 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放最成功的生物地球化学模型之一[18]。由于 DNDC 模型采用的参数主要是来自于北美的观测数据, 对于世界各个地区的适应性受限, 因此我国研究者对此模型加以改进, 使 DNDC 模型更适于估算我国生态系统下的温室气体排放情况。DNDC 模型进一步结合遥感 (RS) 和地理信息系统 (ArcGIS) 等技术, 可以更为精确地模拟区域性温室气体排放[19-20]。DNDC 模型对稻田温室气体排放具有较好的模拟效果, 并且得到了广泛的验证[21-22], 其已经成为研究中国稻田温室气体排放的重要方法。目前, DNDC 模型的研究对象多是单个区域, 缺少对湖北省地区区域尺度上的研究, 也没有关于 DNDC 模型模拟不同稻作系统下不同管理措施对稻田温室气体排放的影响研究。

本研究借助 DNDC 模型测算湖北省区域尺度温室气体排放, 评估湖北省 3 种主要稻作系统下优化管理对温室气体排放的影响, 研究结果对于研究区域温室气体排放具有重要意义, 也可为优化稻作系统和减少温室气体排放提供一些理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

本研究于 2019 年在湖北省三大稻作区——鄂西北、鄂东南和江汉平原的核心区枣阳市、武穴市和潜江市设置大田试验。各试验点的土壤理化性质如表 1 所示。

表 1 湖北省不同稻作区试验点土壤肥力状况

Table 1 Soil fertility status of the experimental sites in different rice planting regions in Hubei Province

稻作区 Rice planting region	硝态氮 Nitrate nitrogen ($mg·kg^{-1}$)	铵态氮 Ammonium nitrogen ($mg·kg^{-1}$)	有机质 Organic matter ($g·kg^{-1}$)	速效磷 Available phosphorus ($mg·kg^{-1}$)	速效钾 Available potassium ($mg·kg^{-1}$)	全氮 Total nitrogen ($g·kg^{-1}$)	全磷 Total phosphorus ($g·kg^{-1}$)	全钾 Total potassium ($g·kg^{-1}$)	pH	容重 Bulk density ($g·cm^{-3}$)
枣阳 Zaoyang	5.35	8.01	16.90	11.25	92.36	2.05	0.87	3.00	6.75	1.29
武穴 Wuxuan	6.67	9.96	19.55	10.07	90.15	1.68	0.49	3.35	6.75	1.29
潜江 Qianjiang	4.20	9.10	18.87	11.56	98.63	1.80	0.85	3.23	7.85	1.05

鄂西北稻作区试验点位于襄阳枣阳市吴店镇肖湾村 (31°84′N, 112°88′E), 气候属于典型的亚热带大陆性季风气候, 年降雨量为 500~1000 mm, 年均日照时数约为 2100 h, 年均温 15.5 ℃, 全年无霜期 232 d。土壤以砂质壤土为主。设置水稻-小麦 (RW) 与水稻-再生稻 (RO) 稻作系统, 2 个稻作系统均设常规栽培管理模式和优化栽培管理模式, 每个模式的田块面积均为 40 m×60 m, 进行 3 次重复, 水稻品种是‘黄华占’, 小麦品种是‘郑麦 9023’。

鄂东南稻作区试验点位于黄冈武穴市现代农业示范中心的试验基地 (30°01′N, 115°74′E), 气候湿润, 属于典型的亚热带季风性湿润气候, 拥有丰富的水热资源。降雨主要集中 4—8 月, 年平均降雨量 (1387±305) mm, 年平均气温为 (17.7±0.5) ℃, 年均日照时数 1900 h, 无霜期为 260 d。土壤主要为潴育型水稻土, 土壤质地是砂质壤土。设置 RO 和水稻-油菜 (RR) 稻作系统。每个稻作系统均设常规栽培管理模式和优化栽培管理模式, 每个模式的田块面积均为 40 m×60 m, 进行 3 次重复, 水稻品种同上, 油菜品种是‘华油杂 7 号’。

江汉平原稻作区试验点位于潜江市沙洋广华农工贸有限公司二分场 (112°43′E, 30°23′N), 气候属于典型的亚热带季风气候, 年均气温为 16.1 ℃, 年均降雨量为 1100 mm, 年均日照时数为 1945~1988 h, 全年无霜期为 249 d。土壤主要为潮土性水稻土, 是河流冲积物发育。设置 RW、RO 和 RR 稻作系统。

每个稻作系统均设常规栽培管理模式和优化栽培管理模式, 每个模式的田块面积均为 40 m×60 m, 进行 3 次重复, 水稻、小麦和油菜品种同上。

对于水稻-小麦系统: 1) 常规模式。水稻季的肥料施用总量为 180 kg(N)·hm^{-2}、90 kg(P_2O_5)·hm^{-2} 和 180 kg(K_2O)·hm^{-2}, 氮肥使用含 46% 氮的尿素, 磷肥使用含 12% P_2O_5 的过磷酸钙, 钾肥使用含 60% K_2O 的氯化钾。大田试验中磷肥和钾肥全部作为基肥, 采用一次性撒施, 氮肥按 5∶2∶1.2∶1.8 的比例在苗期、分蘖期、拔节期与齐穗期施用。稻田水分管理采用湿润灌溉, 每 3~5 d 进行 1 次灌水。立苗期田间有 1~2 cm 的浅水层; 分蘖期采取间歇灌溉。水稻在每年 6 月抛秧, 抛秧密度是 20 万穴·hm^{-2}, 10 月收获。小麦在每年 10 月中下旬进行直播, 采用 150 kg·hm^{-2} 的播种量。麦季的总施肥量为 180 kg(N)·hm^{-2}、90 kg(P_2O_5)·hm^{-2} 和 180 kg(K_2O)·hm^{-2}。磷肥和钾肥全部作为基肥一次性施用; 而氮肥则按 5∶3∶2 的比例在苗期、拔节期与齐穗期施用。采用除草剂和手工去除田间杂草。2) 优化模式。相比于常规模式, 采用秸秆粉碎覆盖还田和肥料深施等措施进行田间优化管理。水稻和小麦秸秆在联合收割机收割时同步粉碎, 并均匀覆盖在土壤表面。氮基肥深施, 使用半自动施肥器, 在大田水层落干后土壤含水量下降到 25%~35%, 抛秧前的 2~3 d 开始氮肥深施, 穴施点间距控制在 20~30 cm, 施肥深度为 8~10 cm。

对于水稻-再生稻系统: 1) 常规模式。肥料施用总量为 180 kg(N)·hm^{-2}、90 kg(P_2O_5)·hm^{-2} 和 180 kg(K_2O)·hm^{-2}, 头季稻的氮肥使用按照基肥∶分蘖肥为 6∶4 的比例, 磷、钾肥作为基肥一次性施用。再生稻季氮肥的使用量为 120 kg(N)·hm^{-2}, 氮肥在头季稻齐穗 15 d 后及头季稻收割留桩 7 d 后施催芽肥和促苗肥, 施肥比例为 7.5∶2.5。头季稻留桩收割 7 d 后, 再生季的促苗肥配合灌溉一次性施用, 采用人工撒施的施肥方式。使用收割机对头季稻以及再生季稻进行收割, 在头季稻收割时保留 20 cm 的稻桩, 将两季收获的水稻秸秆在稻桩的行间均匀覆盖。收获再生稻后, 稻田进入冬闲期。分蘖盛期与收获前 2 周进行排水晒干, 头季和再生季其他时期稻田均保持 3~5 cm 的水层。2) 优化模式: 与常规模式比较, 对氮肥运筹、田间水分管理以及秸秆管理等方面进行优化。头季稻采用与常规管理模式相同的施肥方式; 再生季的促苗肥深施, 具体施肥操作见水稻-小麦模式优化管理。成熟的头季稻使用再生稻专用收割机[23] 收割, 并且在收割时保留 35 cm 稻桩, 水稻秸秆采用粉碎覆盖的方式还田。移植水稻 4~6 d 后, 在田间每隔 10 m 的位置用开沟机开一条排水沟, 沟的深度为 15~20 cm, 宽度为 20~25 cm; 头季稻采用间歇灌溉进行田间水分管理, 即从播种到 3 叶 1 心期, 田间保持沟中满水, 并且厢面水层维持在 1~2 cm。3 叶 1 心期后, 再进行 1 次灌水直至厢沟满水, 厢沟中没水而厢面湿润时再次灌水至厢沟满水, 反复交替。水稻收获前约 15~20 d 灌水停止。再生稻季田间保持 3~5 cm 水层。采用撒播的方式在收割再生稻前 7 d 套种油菜, 15 kg·hm^{-2} 的播种量, 翌年 4 月油菜就地进行粉碎, 作绿肥还田。

对于水稻-油菜系统: 1) 常规模式: 稻季管理同水稻-小麦常规模式。油菜季肥料施用总量为 180 kg(N)·hm^{-2}、90 kg(P_2O_5)·hm^{-2} 和 180 kg(K_2O)·hm^{-2}。磷、钾肥全部作为基肥一次性施用; 氮肥按照 5∶3∶2 的比例在苗期、蕾薹期和初花期施用。油菜在每年 10 月中下旬直播, 采用 6 kg·hm^{-2} 的播种量, 翌年 5 月收获。2) 优化模式: 相比常规模式, 将氮肥施用比例和水分管理等措施进行优化, 其中氮肥后移技术为稻季调整氮肥施用比例为 4∶2∶2∶2 (苗期∶分蘖期∶拔节期∶齐穗期)。水分管理为从播种到 3 叶 1 心期, 田间保持沟中满水, 而厢面维持有 1~2 cm 水层。3 叶 1 心期后, 再进行 1 次灌水直至厢沟满水, 厢沟中没水而厢面湿润时再次灌水至厢沟满水, 进行反复交替。水稻收获前约 15~20 d 灌水停止。

1.2　样品采集和测定

CH_4 和 N_2O 排放通量的测定采取静态暗箱-气象色谱法。在稻季水稻移栽后每 7 d 收集 1 次 CH_4 和 N_2O, 非稻季移栽后每 10 d 收集 1 次 CH_4 和 N_2O。在收集气体时, 使用 20 mL 注射器在 0 min、10 min、20 min 和 30 min 将采样箱内的气体抽进真空瓶中, 并记录对应时间箱子内部的温度。采集的气体通过 Shimadzu GC-14B 型气象色谱仪进行测定。CH_4 和 N_2O 通量按照如下公式计算:

$$F = \rho \times h \times dc/dt \times 273/(273+T) \quad (1)$$

式中: F 指 CH_4 或 N_2O 的排放通量 (mg·m^{-2}·h^{-1}), ρ 指 CH_4 或 N_2O 标准条件下的密度 (mg·m^{-3}), h 指采样箱的有效高度 (m), dc/dt 指 CH_4 或 N_2O 的浓度变化率, T 指在采样时采样箱内部的平均温度 (℃)。

CH_4 和 N_2O 的累积排放量计算公式为:

$$\mathrm{CE} = \sum[(F_i + F_{i+1})/2 \times 10^{-3} \times d \times 24 \times 10] \quad (2)$$

式中: CE 指 CH_4 或 N_2O 累积排放量 (kg·hm^{-2}), F_i 和 F_{i+1} 是指相邻的两个采样时期的气体排放通量

($mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$), d 是相邻两个采样时期间隔的天数。

CH_4 和 N_2O 的增温潜势在 100 年时间尺度内是 CO_2 的 30 倍和 268 倍, 全球增温潜势 GWP [$t(CO_2\ eq) \cdot hm^{-2}$] 按照如下计算公式:

$$GWP = (CH_4 \times 30) + (N_2O \times 268) \tag{3}$$

式中: CH_4 和 N_2O 分别代表 CH_4 和 N_2O 的排放总量 ($kg \cdot hm^{-2}$)。

在试验地翻耕播种水稻、油菜以及小麦之前, 采集试验地土壤样品, 测量土壤有机质和黏粒含量、pH 以及容重等指标。在作物成熟期, 采用五点取样法在每小区选取大田穗数相似的植株, 去除根部, 将茎、叶、穗分开, 分别在 105 ℃ 杀青 30 min, 在 80 ℃ 烘干至恒重, 测定植株地上部分干物质重。当水稻、小麦和油菜成熟后, 在各小区选取生长均匀的 5 m^2 样方植株, 经晾晒、烘干和脱粒后, 测量籽粒含水率, 计算产量。DNDC 模型所需要的最高生物产量 [$kg(C) \cdot hm^{-2}$] 为干物质量乘以 0.4[24]。

1.3 DNDC 模型验证

根据 Gjettermann 等[25] 提出的归一化均方根误差 (NRMSE), 当 NRMSE<25% 时说明该模型的拟合效果比较好, NRMSE=25%~30% 是可以接受的。所以本文将 NRMSE 作为定量化判断模拟结果和实测值间一致性的主要依据。采用均方根误差 (RMSE) 和平均相对误差 (MRE) 来评估二者之间的吻合度。上述指标根据以下公式计算:

$$NRMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{(p_i - o_i)^2}{o_m^2}} \tag{4}$$

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^{n}\frac{(p_i - o_i)^2}{n}} \tag{5}$$

$$MRE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{|p_i - o_i|}{o_i} \tag{6}$$

式中: p_i 指第 i 个模拟值, o_i 指第 i 个实测值, o_m 指实测值的平均值, p_m 指模拟值的平均值, n 指观测值个数。

1.4 DNDC 模型区域数据的收集

DNDC 模型利用核心试验点实测数据验证达到模拟准确度要求后, 利用 DNDC 模型通过模拟测算获取 2019 年鄂西北、鄂东南和江汉平原区域温室气体排放数据。从湖北省气象局中获取 DNDC 模型需要的气象数据, 其中包括湖北省 1987—2019 年各气象站点每天的统计资料。使用 FORTRAN 将 DNDC 模型模拟所需的日最高温度、日最低温度和日降水量处理成 DNDC 模型要求的数据格式, 并构建一个气象数据库, 通过地理位置进行就近分配。

1.5 土壤数据

从全球土壤数据库 (HWAD, http://westdc.westgis.ac.cn) 获取所需的土壤数据, 数据分辨率为 0.0083×0.0083, 约为 1 km×1 km。在试验中, 使用 ArcGIS 提取湖北省各地土壤 0~30 cm 耕作层中有机质、黏粒含量、pH 以及容重等数据, 以构建 DNDC 模型土壤数据库。市域土壤数据库的单位格点属性是此市域行政区划内的土壤数据平均值。每个水稻格点的土壤属性均取自 ArcGIS 提取的网格土壤数据库。

1.6 作物数据

湖北省各市域的作物数据从 2019 年《湖北省农村统计年鉴》中获取, 构建以湖北省各市为单位的 DNDC 作物数据库。

2 结果与分析

2.1 稻田 CH_4 和 N_2O 排放的周年变化

在枣阳和潜江试验点实测数据表明, RW 常规模式 CH_4 排放通量周年变化范围为 6.0~38.6 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, RW 优化模式的变化范围为 5.0~33.8 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。对于枣阳、黄冈和潜江试验点, RO 常规模式 CH_4 周年排放通量范围为 7.8~42.4 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, RO 优化模式的变化范围为 6.3~40.2 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。对于黄冈和潜江试验点, RR 常规模式的 CH_4 周年排放范围为 6.2~32.5 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$; RR 常规模式变化范围为 4.1~28.3 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。

对于 N_2O 排放通量, RW 常规模式在枣阳和潜江试验点的周年变化范围为 51.2~455.3 $\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, RW 优化模式的变化范围为 50.4~386.6 $\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。对于枣阳、黄冈和潜江试验点, RO 常规模式 N_2O 周年排放通量为 55.0~495.2 $\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, RO 优化模式的变化范围为 48.3~444.3 $\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。在黄冈和潜江试验点, RR 常规模式 N_2O 周年排放通量为 61.6~489.4 $\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, RR 优化模式的变化范围为 51.7~398.9 $\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$(原始数据扫文章首页 OSID 码获取)。

2.2 DNDC 模型的验证

由表 2 和表 3 可知, 稻作管理模式下 DNDC 模型对 RW、RO 和 RR 模式的稻田温室气体排放模拟结果表明: DNDC 模型对 RW 常规模式、RO 常规模式和 RR 常规模式的 CH_4 和 N_2O 排放模拟的 NRMSE 值范围为 19.4%~24.4%, DNDC 模型对 RW 优化模式、RO 优化模式和 RR 优化模式的 CH_4 和 N_2O 排放模拟的 NRMSE 值范围为 19.1%~23.2%, 均小于 25.0%。这一验证结果可以说明: DNDC 模型对湖北省不同稻作系统下稻田温室气体 CH_4 和 N_2O 的排放具有良好的模拟效果。

表 2　湖北省不同稻作区不同稻作管理模式 CH_4 和 N_2O 排放通量的 DNDC 模型拟合度 (NRMSE) 检测

Table 2　Fit check of CH_4 and N_2O fluxes under different rice cultivation modes based on DNDC model fit test (NRMSE) in different rice planting regions of Hubei Province　　%

地区 Region	CH_4						N_2O					
	常规模式 Conventional cultivation mode			优化模式 Optimized cultivation mode			常规模式 Conventional cultivation mode			优化模式 Optimized cultivation mode		
	RW	RO	RR	RW	RO	RR	RW	RO	RR	RW	RO	RR
鄂西北 Northwest Hubei	19.7	20.5	—	20.2	21.3	—	20.4	21.3	—	19.7	23.0	—
鄂东南 Southeast Hubei	—	20.5	24.4	—	22.4	20.6	—	19.4	24.2	—	20.4	22.2
江汉平原 Jianghan Plain	20.2	21.4	24.1	19.7	20.6	23.2	19.7	21.4	23.7	20.2	19.1	23.1

RW: 水稻-小麦系统; RR: 水稻-油菜系统; RO: 再生稻系统; “—”表示稻作模式在相应的区域中面积很小，忽略不计。RW: rice-wheat cropping system; RR: rice-oilseed rape cropping system; RO: rice-ratoon rice cropping system. “—” means that the rice cropping pattern has a small area in this area, and the greenhouse gases are ignored.

表 3　2019 年湖北省不同稻作区不同管理模式下不同稻作系统周年 CH_4 和 N_2O 排放总量

Table 3　Annual CH_4 and N_2O emissions of different rice-based cropping systems under different cultivation modes in different rice planting regions in Hubei Province in 2019

地区 Region		CH_4 排放量 CH_4 emission [kg(CH_4-C)·hm^{-2}]						N_2O排放量 N_2O emission [kg(N_2O-N)·hm^{-2}]					
		常规模式 Conventional cultivation mode			优化模式 Optimized cultivation mode			常规模式 Conventional cultivation mode			优化模式 Optimized cultivation mode		
		RW	RO	RR	RW	RO	RR	RW	RO	RR	RW	RO	RR
鄂西北 Northwest Hubei	十堰 Shiyan	321.9	293.1	—	276.6	271.6	—	8.25	1.66	—	7.53	1.49	—
	襄阳 Xiangyang	359.2	331.3	—	317.6	280.8	—	8.86	1.89	—	8.26	1.64	—
	神农架 Shennongjia	334.2	321.5	—	302.5	276.8	—	8.06	1.53	—	7.72	1.40	—
鄂东南 Southeast Hubei	武汉 Wuhan	—	306.3	251.3	—	263.3	200.9	—	2.15	2.25	—	2.00	2.02
	黄冈 Huanggang	—	362.2	273.1	—	324.4	205.3	—	2.36	2.21	—	2.08	2.03
	鄂州 Ezhou	—	355.2	279.3	—	312.6	222.9	—	2.25	2.06	—	1.91	1.88
	黄石 Huangshi	—	364.3	260.6	—	314.5	193.8	—	2.47	2.28	—	2.01	1.96
	咸宁 Xianning	—	367.5	264.9	—	319.3	208.1	—	2.31	2.15	—	2.15	1.96
江汉平原 Jianghan Plain	荆门 Jingmen	364.3	354.2	268.9	305.3	303.5	225.7	9.63	2.65	2.54	8.26	2.26	2.08
	荆州 Jingzhou	370.2	344.7	276.8	307.5	292.4	211.8	9.15	2.31	2.21	8.33	2.10	1.98
	天门 Tianmen	354.3	342.3	261.5	295.4	279.2	214.5	8.55	2.52	2.36	7.41	2.04	1.95
	仙桃 Xiantao	360.7	331.2	264.5	296.6	273.3	220.9	8.36	2.42	2.38	7.44	1.84	1.99
	孝感 Xiaogan	381.1	357.6	276.7	319.9	304.9	234.2	8.47	2.38	2.21	7.63	2.04	1.94
	随州 Suizhou	390.2	361.5	—	328.4	324.2	—	8.69	2.47	—	7.58	1.86	—
	潜江 Qianjiang	348.2	328.8	246.7	285.5	271.9	197.5	8.52	2.57	2.47	7.36	2.01	2.16

RW: 水稻-小麦系统; RR: 水稻-油菜系统; RO: 再生稻系统; “—”表示稻作模式在相应的区域中面积很小，忽略不计。RW: rice-wheat cropping system; RR: rice-oilseed rape cropping system; RO: rice-ratoon rice cropping system. “—” means that the rice cropping pattern has a small area in this area, and the greenhouse gases are ignored.

2.3　不同稻作区不同稻作系统下的稻田 CH_4、N_2O 周年排放量和增温潜势

如表 3 和表 4 结果所示, 湖北省不同稻作系统的 CH_4 和 N_2O 年平均单位面积排放量的趋势总体呈现 RW>RO>RR。不同稻作系统的 GWP 总体呈现 RW>RO>RR 的趋势。RW、RO 和 RR 稻作系统的 CH_4、N_2O 排放通量和 GWP 均表现为江汉平原>鄂东南>鄂西北。不同地区 CH_4 和 N_2O 的 GWP 顺序, RW 优化模式为随州>孝感>襄阳>荆州>荆门>神农架>天门>仙桃>潜江>十堰, RO 优化模式为黄冈>咸宁>随州>黄石>鄂州>荆门>孝感>荆州>天门>襄阳>仙桃>十堰>潜江>神农架>武汉, RR 优化模式为孝感>荆门>鄂州>仙桃>天门>荆州>咸宁>黄冈>潜江>武汉>黄石。

表 4 2019 年湖北省不同稻作区不同管理模式下不同稻作系统周年增温潜势

Table 4 Annual global warming potential of different rice-based cropping systems under different management modes in different rice planting regions in Hubei Province in 2019 t (CO_2 eq)·hm^{-2}

地区 Region		常规模式 Conventional cultivation mode			优化模式 Optimized cultivation mode		
		RW	RO	RR	RW	RO	RR
鄂西北 Northwest Hubei	十堰 Shiyan	16.22	13.42	—	14.39	12.22	—
	襄阳 Xiangyang	18.75	14.52	—	15.50	12.46	—
	神农架 Shennongjia	16.35	14.38	—	15.20	12.18	—
鄂东南 Southeast Hubei	武汉 Wuhan	—	14.65	11.78	—	12.06	10.15
	黄冈 Huanggang	—	14.77	12.17	—	13.58	10.20
	鄂州 Ezhou	—	14.31	12.28	—	13.30	10.62
	黄石 Huangshi	—	14.56	12.07	—	13.39	10.00
	咸宁 Xianning	—	14.64	12.33	—	13.54	10.34
江汉平原 Jianghan Plain	荆门 Jingmen	17.68	14.36	12.41	15.24	13.10	10.83
	荆州 Jingzhou	17.87	14.28	12.47	15.42	12.85	10.39
	天门 Tianmen	18.26	14.33	12.25	14.93	12.48	10.40
	仙桃 Xiantao	18.57	14.47	12.36	14.79	12.33	10.54
	孝感 Xiaogan	18.66	14.85	12.52	15.52	13.10	10.90
	随州 Suizhou	19.16	14.79	—	15.66	13.52	—
	潜江 Qianjiang	18.88	14.54	12.11	14.51	12.21	10.19

RW: 水稻-小麦系统; RR: 水稻-油菜系统; RO: 再生稻系统; "—"表示稻作模式在相应的区域中面积很小，忽略不计。RW: rice-wheat cropping system; RR:rice-oilseed rape cropping system; RO: rice-ratoon rice cropping system. "—" means that the rice cropping pattern has a small area in this area, and the greenhouse gases are ignored.

从表 3 和表 4 可以看出, 湖北省不同稻作系统下优化模式与常规模式相比显著降低单位面积 CH_4 排放量、单位面积 N_2O 排放量和 GWP。RW 优化模式比常规模式减少 9.5%~18.0% 的单位面积 CH_4 排放量、4.2%~14.2% 的单位面积 N_2O 排放量和 10.2%~16.0% 的 GWP。与 RO 常规模式相比, RO 优化模式减少单位面积 CH_4 排放量、单位面积 N_2O 排放量和 GWP 分别为 7.3%~18.4%、6.9%~24.7% 和 10.0%~16.0%。与 RR 常规模式相比, RR 优化模式能减少 18.2%~22.4%、8.8%~18.1% 和 11.9%~18.9% 单位面积 CH_4 排放量、单位面积 N_2O 排放量和 GWP。

2.4 不同稻作区不同稻作系统稻田温室气体周年排放量

由表 5 可知, 湖北省不同稻作区 3 种稻作系统下优化模式与常规模式相比明显降低了 CH_4 和 N_2O 年平均排放量。不同稻作区 RW 常规模式和优化模式的 CH_4 和 N_2O 年平均排放量为江汉平原>鄂西北。不同稻作区 RO 常规模式和优化模式的 CH_4 和 N_2O 年平均排放量为江汉平原>鄂西北>鄂东南。不同稻作区 RR 常规模式和优化模式的 CH_4 和 N_2O 年平均排放量为江汉平原>鄂东南, RR 模式在鄂西北的种植面积很少, 忽略不计。

RW 优化模式和常规模式下各个地区 CH_4 年平均排放量的具体表现为襄阳最大, 神农架最小, 其他地区排放值范围为 10 000~66 000 t(C), 大小顺序为: 荆州>荆门>孝感>随州>天门>十堰>潜江>仙桃。RW 优化模式和常规模式的 N_2O 年平均排放值范围均为 2~3500 t(N), 与常规模式相比, 优化模式减少了 N_2O 排放, 各个地区按大小排序为: 襄阳>荆州>荆门>孝感>随州>天门>十堰>黄冈>潜江>仙桃>武汉>黄石>鄂州>咸宁>神农架。RO 优化模式相比常规模式, 降低了 CH_4 和 N_2O 的排放值, 两种模式下 CH_4 的年平均排放量最大的是荆州, 最小的是神农架, 其他地区 CH_4 排放范围为 4000~64 000 t(C)。两种模式下荆州的 N_2O 排放量最大, 神农架的最小, 其他各个地区 N_2O 排放值范围为 50~290 t(N)。与 RR 常规模式比, RR 优化模式减少了 15.4%~26.2% 的 CH_4 年均排放量和 58.8%~83.2% 的 N_2O 年均排放量, 两种模式下各个地区的 CH_4 和 N_2O 排放顺序均为: 黄冈>荆州>荆门>咸宁>孝感>武汉>仙桃>天门>鄂州>黄石>潜江。

2.5 不同稻作区稻田 CH_4 和 N_2O 排放总量

2019 年常规模式下湖北省稻田 CH_4 年均排放总量为 724 186 t(C), 优化模式与常规模式相比减少了 107 665 t(C) 的 CH_4 年排放量。其中江汉平原降低 CH_4 排放量最大, 为 68 268 t(C), 减少幅度最小的是鄂东南, 为 17 803 t(C) (图 1a)。如图 1b 所示, 常规模式下鄂西北、鄂东南和江汉平原的 N_2O 年均排放量分别为 4058 t(C)、844 t(C) 和 6770 t(C)。与常规模式相比, 优化模式下鄂西北、鄂东南和江汉平原的 N_2O 年均排放量分别减少 3342 t(C)、654 t(C) 和 5622 t(C)。

表 5　2019 年湖北省不同稻作区不同管理模式下不同稻作系统温室气体周年排放总量

Table 5　Cumulative greenhouse gas emissions from different rice-based cropping systems under different cultivation modes in different rice planting regions in Hubei Province in 2019

地区 Region		CH_4排放量 CH_4 emission [t (CH_4-C)]						N_2O排放量 N_2O emission [t (N_2O-N)]					
		常规模式 Conventional cultivation mode			优化模式 Optimized cultivation mode			常规模式 Conventional cultivation mode			优化模式 Optimized cultivation mode		
		RW	RO	RR	RW	RO	RR	RW	RO	RR	RW	RO	RR
鄂西北 Northwest Hubei	十堰 Shiyan	18 271	12 735	—	15 700	11 801	—	468	72	—	81.2	12.3	—
	襄阳 Xiangyang	139 671	12 430	—	123 496	10 536	—	3445	71	—	610.2	11.7	—
	神农架 Shennongjia	90	84	—	82	72	—	2	0	—	0.4	0.1	—
鄂东南 Southeast Hubei	武汉 Wuhan	—	10 025	972	—	8618	777	—	70	9	—	12.4	3.1
	黄冈 Huanggang	—	44 370	19 965	—	39 739	15 009	—	289	162	—	48.4	66.8
	鄂州 Ezhou	—	4124	372	—	3629	297	—	26	3	—	4.2	1.0
	黄石 Huangshi	—	11 869	122	—	10 246	90	—	80	1	—	12.4	0.4
	咸宁 Xianning	—	28 400	3098	—	24 676	2433	—	179	25	—	31.6	9.2
江汉平原 Jianghan Plain	荆门 Jingmen	47 884	36 904	8372	40 129	31 622	7027	1266	276	79	206.3	44.7	25.9
	荆州 Jingzhou	65 537	63 390	19 703	54 437	53 772	15 076	1620	425	157	280.2	73.4	26.4
	天门 Tianmen	23 586	11 351	872	19 665	9258	715	569	84	8	93.7	12.9	2.6
	仙桃 Xiantao	10 136	16 325	882	8334	13 471	736	235	119	8	39.7	17.2	2.7
	孝感 Xiaogan	32 302	23 094	1424	27 115	19 690	1205	718	154	11	122.9	25.0	4.0
	随州 Suizhou	27 653	8430	—	23 274	7560	—	616	58	—	102.1	8.2	—
	潜江 Qianjiang	12 762	6902	82	10 464	5707	66	312	54	1	51.3	8.0	0.3

RW: 水稻-小麦系统; RR: 水稻-油菜系统; RO: 再生稻系统 “—”表示稻作模式在相应的区域中面积很小，忽略不计。RW: rice-wheat cropping system; RR: rice-oilseed rape cropping system; RO: rice-ratoon rice cropping system. “—” means that the rice cropping pattern has a small area in this area, and the greenhouse gases are ignored.

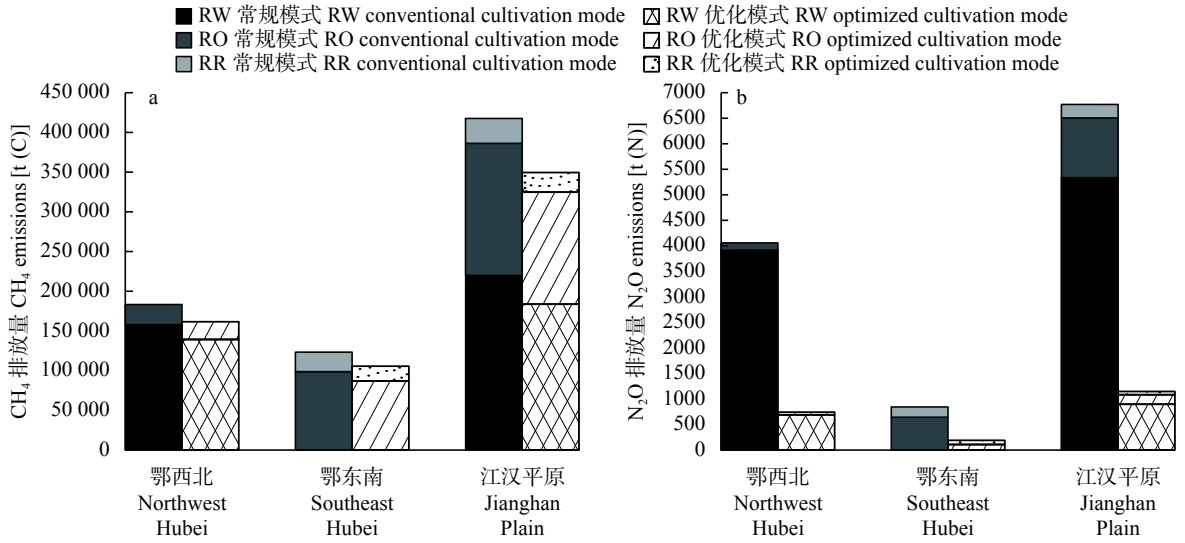

图 1　湖北省不同稻作区常规模式与优化模式下稻田 CH_4 (a) 和 N_2O (b) 周年排放总量

Fig. 1　Total cumulative CH_4 (a) and N_2O (b) emissions from different rice-based cropping systems under different cultivation modes in Hubei Province in 2019

RW: 水稻-小麦系统; RR: 水稻-油菜系统; RO: 再生稻系统。RW: rice-wheat cropping system; RR: rice-oilseed rape cropping system; RO: rice-ratoon rice cropping system.

3 讨论

3.1 不同稻作系统对温室气体排放的影响

本研究表明, 3 种稻作系统中 CH_4 和 N_2O 的排放存在显著差异。在同一稻作区常规和优化模式下 CH_4 和 N_2O 的排放均表现为 RW>RO>RR(表 3)。RW 的 CH_4 和 N_2O 排放高于 RR, 与邹凤亮等[12] 和张岳芳等[26] 研究一致。有研究表明作物自身的植物组织可以作为传输途径, 将土壤中产生的 CH_4 和 N_2O 释放到大气中[27-28], 孙圆圆等[29] 研究表明 RW 和 RR 模式稻季的根呼吸量相似, 但是油菜季的根呼吸量比小麦季的根呼吸量小, 根系呼吸是组成土壤呼吸的重要部分, 土壤呼吸与根系生物量之间表现显著正相关性[30], 作物根系会影响稻田土壤微环境进而影响土壤的生物化学过程, 成为驱动稻田土壤 CH_4 和 N_2O 排放的重要因子[31], 这可能导致两种模式下 CH_4 和 N_2O 排放差异。RR 模式 CH_4 和 N_2O 排放低于 RW 和 RO 两种模式, 可能是因为油菜的根系是直根系, 可以改善土壤结构, 进而改变土壤的有机碳和有机氮含量, 影响土壤微生物的组成、数量和活性[32-33], 导致 RR 模式可以减少 CH_4 和 N_2O 排放。RW 模式的 CH_4 排放高于 RO 模式, 由于 RO 模式头季稻和 RW 模式稻季水肥管理等田间管理一致, 二者的 CH_4 排放相似, 因此二者差异主要来源于再生稻和小麦季。虽然旱地的 CH_4 排放低于稻田, 但是由于再生稻在水稻头季完成了基础营养生长, 相比 RW 模式小麦营养生长时间大大缩短, 因此 RO 模式的生育周期比 RW 模式短, 从而导致 RO 的 CH_4 累积排放量比 RW 小。RO 模式的 N_2O 排放低于 RW, 这可能是由于 RW 模式和 RO 模式水稻季氮肥施用量相同, 小麦季氮肥施用量高于再生稻季, N_2O 的排放量随着氮肥的增加而增加[34]。

3.2 不同管理模式对稻田温室气体排放的影响

在本研究中, RW 模式, 与常规模式相比, 其优化模式显著降低了稻田年均 CH_4 和 N_2O 排放总量(表 3)。稻田 CH_4 累积排放量的下降可能是由于优化模式中秸秆粉碎覆盖还田方式对 CH_4 生成产生影响。这与李成芳等[35] 研究结果一致, 但与 Naser 等[36] 认为秸秆还田提高 CH_4 排放相反, 可能是因为秸秆覆盖还田, 土壤透气性较好, 有利于好氧生物繁殖, 不利于产甲烷菌通过还原过程生成 CH_4, 并促进 CH_4 的氧化, 最终导致 CH_4 排放减少。也有研究[37] 表明秸秆覆盖相比秸秆翻施, 秸秆在土壤表面富集, 会降低土壤内部产 CH_4 基质的供应能力, 减少了 CH_4 的产生。还可能因为秸秆只覆盖在土壤表面, 没有扰动土壤, 使土壤中郁闭的气体难以释放, 从而减少了 CH_4 和 N_2O 的排放[38]。优化模式中氮肥深施技术也会对 CH_4 和 N_2O 排放产生影响, 氮肥深施增加深层土壤中铵态氮浓度, 刺激甲烷氧化菌引起 CH_4 氧化, 减少土壤 CH_4 的排放[39]。另外, 氮肥深施增强了土壤还原性, 导致反硝化产物 N_2 增多, 从而减少了 N_2O 的排放[40]。还有可能是氮肥深施还会增加土壤的速效氮含量, 土壤速效氮含量的增加可以促进反硝化作用功能微生物的群落代谢作用, 促进 nosZ 型反硝化细菌对 N_2O 的还原[15], 从而降低稻田 N_2O 的排放。

在 RO 稻作系统下, 优化模式与常规模式相比, 显著降低了 CH_4 年均排放总量 (表 3)。这可能是因为秸秆还田和间歇灌溉对 CH_4 的影响。影响土壤 CH_4 排放的最重要因素之一就是土壤质地[41], 秸秆覆盖可以降低土壤容重, 有助于空气中的 O_2 和 CH_4 向土壤中扩散, 进而增强了 CH_4 氧化菌群活动[40], 抑制产甲烷菌的活性。有研究发现土壤含水量与 CH_4 排放量之间存在显著正相关关系[42], 而间歇灌溉会降低土壤含水量, 从而减少 CH_4 的排放。优化模式与常规模式相比显著减少 N_2O 排放 (表 3), 原因可能是在秸秆分解过程中需要利用土壤中的氮, 出现了与土壤微生物争氮现象, 降低土壤中的矿质态氮, 减少了产生 N_2O 需要的氮基质, 导致 N_2O 的排放减少[43-45]。与 RO 常规管理模式相比, RO 优化管理模式可以减少 N_2O 排放, 可能是间歇灌溉相比常规灌溉显著改善土壤通气条件, 使土壤溶解氧含量增加[46], 土壤溶氧量的升高会降低 nirK 和 nirS 型反硝化细菌丰度[47], 进而抑制反硝化作用 N_2O 生成限速环节亚硝酸盐还原过程[48], 从而减少了 N_2O 的排放。

在 RR 稻作系统中, 与常规模式相比, 优化模式显著降低 CH_4 年均排放总量和 N_2O 年均排放总量 (表 3)。优化模式降低 CH_4 的排放, 这可能的原因有: 第一, 水分管理对 CH_4 的产生、氧化及排放起至关重要的作用, 水分管理对土壤中水分状况产生影响, 而土壤水分状况又是影响土壤中硝化与反硝化作用的关键因素[49]。Xu 等[13] 和彭世彰等[50] 也发现间歇灌溉可以降低 CH_4 排放, 水分落干有利于空气中的 O_2 进入土壤中, 改善土壤通气状况, 土壤中氧化还原电位升高, 增强甲烷氧化菌的活性, 并且抑制产甲烷菌的活性, 从而 CH_4 排放减少。第二, 秸秆还田会增加土壤中相关固氮微生物的丰度, 增强土壤微生物对氮的固定作用, 阻碍硝化和反硝化作用的发生, 从而减少 N_2O 的产生[51]。牛东等[52] 研究表明氮肥运筹

比例对 CH_4 影响不显著, 主要显著影响 N_2O 的排放。优化模式减少 N_2O 的排放, 一方面可能是由于本研究对氮肥施用比例进行了优化。有研究表明水稻发育前期根系生长缓慢, 氮素吸收能力低下, 积累量少[53], 在此时期过量施用氮肥氮素容易损失, 降低氮素利用效率。在生长后期, 水稻植株需要更多的氮素来满足其生长, 因此优化模式中氮肥管理将氮肥后移可以有效减少 N 通过 NH_3、N_2O 等形式损失[54]。另一方面可能是秸秆还田引起土壤中相关微生物对矿质氮的固定, 使进行硝化和反硝化作用所需要的底物减少, 进而降低 N_2O 的产生。

3.3　不同稻作区温室气体排放变化

在不同稻作区中, RW 模式的 CH_4 和 N_2O 累积排放量一般为江汉平原>鄂西北 (表 5), RO 模式 CH_4 和 N_2O 累积排放量总体表现为江汉平>鄂东南>鄂西北 (表 5), RR 模式下鄂东南和江汉平原 CH_4 和 N_2O 的累积排放量差异不明显 (表 5)。这可能是由于各个地区各个稻作系统种植面积存在较大的差异所导致。还可能是因为不同地区的 pH、土壤容重、温度、有机质、土壤质地和土壤氧化还原性存在差异, 导致不同稻作区的 CH_4 和 N_2O 排放差异显著。张庆国等[55]通过对稻田 CH_4 和 N_2O 排放因素分析, 发现 CH_4 的排放与温度、土壤 pH 和有机质含量呈正相关关系, N_2O 的排放水平也与温度呈正相关关系, 对有机质和 pH 变化也比较敏感。稻田 CH_4 排放通量与土壤有机质含量之间存在显著正相关关系[56], HWAD 数据库显示鄂东南地区的有机质含量总体高于江汉平原地区, 江汉平原地区的有机质含量总体高于鄂西北地区, 这可能导致稻田 CH_4 排放通量为鄂东南>江汉平原>鄂西北。另外, 还有可能是因为当土壤环境偏酸时, 对 N_2O 还原的抑制强于对 NO_3^- 的抑制, 所以 pH 下降, N_2O 排放增加[57], 当 pH 在 7~10 范围内, 随着 pH 上升 N_2O 排放呈递减趋势[27]。HWAD 数据库显示江汉平原地区的 pH 一般高于鄂西北地区的 pH, 这可能导致江汉平原的 N_2O 排放量高于鄂西北地区。

同一稻作区优化管理模式相比常规管理模式, 江汉平原降低 CH_4 和 N_2O 排量的幅度最大。江汉平原采用优化管理模式温室气体排放测算值大幅度下降的原因可能是: 第一, 闫翠萍等[38]认为秸秆还田方式对温室气体排放影响显著, 本文优化模式的秸秆还田采用秸秆粉碎覆盖的方式, 与一般的秸秆旋耕还田和翻耕还田相比, 秸秆覆盖在土壤表面, 不会扰动土壤, 使郁积在土壤中的气体很难释放, 可以有效降低温室气体排放。第二, 由于水分是影响 CH_4 和 N_2O 排放的关键因子[49], 优化模式也从水分管理进行优化, 优化模式采用了间歇灌溉, 殷欣等[58]研究表明水稻生产采用间歇灌溉, 与传统灌溉相比可减少 10.1% 的 CH_4 排放总量, 王孟雪等[59]的研究也表明间歇灌溉可以减少 N_2O 排放。第三, 由于江汉平原稻作区的面积是湖北省三大稻作区中最大的, 运用优化模式后, 其整个区的累积排放量降低效果更明显。

4　结论

本研究采用归一化均方根误差法对田间观测数据与 DNDC 模型模拟值进行比较, 证实 DNDC 模拟精确度高, 说明 DNDC 模型可以用于湖北省温室气体排放的模拟和评估。本研究表明氮肥深施、氮肥后移、节水灌溉和秸秆粉碎覆盖还田技术集成可以有效减少 3 种稻作系统产生的 CH_4 和 N_2O 排放, 各个稻作系统的常规模式与优化模式的 CH_4 和 N_2O 排放以及 GWP 存在明显的差异。与 RW 和 RO 稻作系统的优化管理模式相比, RR 稻作系统优化管理模式的 CH_4 排放量、N_2O 排放量和 GWP 更低。因此, 对于减少温室气体排放, RR 优化管理栽培模式具有明显的优势, 是减排的最佳模式。根据 DNDC 模型模拟的数据表明, 鄂西北地区采用优化管理栽培模式, 每年可以有效减少 21 594 t(C) CH_4 和 3342 t(N) N_2O, 鄂东南采用优化管理栽培模式后每年可以有效减少 17 803 t(C) 的 CH_4 和 654 t(N) 的 N_2O, 江汉平原使用优化管理栽培模式后, 每年能有效减少 68 268 t(C) 的 CH_4 和 5622 t(N) 的 N_2O。

参考文献　References

[1] SOLOMON S, QIN D, MANNING M, et al. Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)[J]. Computational Geometry, 2007, 18(2): 95−123

[2] BENBI D K. Greenhouse gas emissions from agricultural soils: sources and mitigation potential[J]. Journal of Crop Improvement, 2013, 27(6): 752−772

[3] STOCKER T F, QIN D, PLATTNER G K, et al. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of IPCC the Intergovernmental Panel on Climate Change[J]. AGU Fall Meeting Abstracts, 2014, 18(2): 95−123

[4] BRAATZ S M. State of the world's forests 1997[J]. Nature & Resources, 1997, 33(3/4): 18−25

[5] 《湖北农村统计年鉴》编辑委员会. 2019湖北农村统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2019

Editorial Committee of "Hubei Rural Statistical Yearbook". 2019 Hubei Rural Statistical Yearbook[M]. Beijing: China Statistics Press, 2019

[6] 曹凑贵, 李成芳, 展茗, 等. 稻田管理措施对土壤碳排放的影响[J]. 中国农业科学, 2011, 44(1): 93−98
CAO C G, LI C F, ZHAN M, et al. Effects of agricultural management practices on carbon emissions in paddy fields[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011, 44(1): 93−98

[7] ZHU Z L, CHEN D L. Nitrogen fertilizer use in China — Contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63(2/3): 117−127

[8] 谭月臣, 诸葛玉平, 刘东雪, 等. 华北平原农田管理措施对冬小麦-夏玉米轮作系统N_2O和CH_4排放的影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(7): 2638−2649
TAN Y C, ZHUGE Y P, LIU D X, et al. Effect of farmland management on N_2O and CH_4 emission from winter wheat-summer maize rotation system in North China Plain[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(7): 2638−2649

[9] 钟川, 杨滨娟, 张鹏, 等. 基于冬种不同作物的水旱轮作模式对水稻产量及稻田CH_4、N_2O排放的影响[J]. 核农学报, 2019, 33(2): 379−388
ZHONG C, YANG B J, ZHANG P, et al. Effect of paddy-upland rotation with different winter crops on rice yield and CH_4 and N_2O emissions in paddy fields[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2019, 33(2): 379−388

[10] 耿川雄, 任家兵, 马心灵, 等. 基于LCA的不同间作体系产量优势及温室效应研究[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2020, 28(2): 159−167
GENG C X, REN J B, MA X L, et al. Yield improvement and greenhouse effect of different intercropping systems based on life cycle assessment[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2020, 28(2): 159−167

[11] 周文涛, 龙文飞, 毛燕, 等. 节水轻简栽培模式下增密减氮对双季稻田温室气体排放的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(8): 2604−2612
ZHOU W T, LONG W F, MAO Y, et al. Effects of increased planting density with reduced nitrogen fertilizer application on greenhouse gas emission in double-season rice fields under water saving and simple cultivation mode[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(8): 2604−2612

[12] 邹凤亮, 曹凑贵, 马建勇, 等. 基于DNDC模型模拟江汉平原稻田不同种植模式条件下温室气体排放[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(9): 1291−1301
ZOU F L, CAO C G, MA J Y, et al. Greenhouse gases emission under different cropping systems in the Jianghan Plain based on DNDC model[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(9): 1291−1301

[13] XU Y, ZHAN M, CAO C G, et al. Improved water management to reduce greenhouse gas emissions in no-till rapeseed-rice rotations in Central China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, 221: 87−98

[14] TYAGI L, KUMARI B, SINGH S N. Water management — A tool for methane mitigation from irrigated paddy fields[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(5): 1085−1090

[15] 刘天奇. 氮肥深施模式下免耕稻田氮素利用及微生物调控机制研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2018
LIU T Q. Study on nitrogen utilization and microbial regulation mechanism under nitrogen fertilizer deep placement modes in no-tillage rice fields[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2018

[16] FAN D J, LIU T Q, SHENG F, et al. Nitrogen deep placement mitigates methane emissions by regulating methanogens and methanotrophs in no-tillage paddy fields[J]. Biology and Fertility of Soils, 2020, 56(5): 711−727

[17] 胡发龙. 氮肥后移与玉米间作豌豆对土壤温室气体减排的协同效应[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2017
HU F L. The synergetic effect of N-fertilizer postponing application and maize-pea intercropping on the reduction of soil GHG emissions[D]. Lanzhou: Gansu Agricultural University, 2017

[18] 李长生. 生物地球化学: 科学基础与模型方法[M]. 北京: 清华大学出版社, 2016
LI C S. Biogeochemistry: Scientific Basis and Model Method[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2016

[19] 谢海宽, 江雨倩, 李虎, 等. DNDC模型在中国的改进及其应用进展[J]. 应用生态学报, 2017, 28(8): 2760−2770
XIE H K, JIANG Y Q, LI H, et al. Modification and application of the DNDC model in China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(8): 2760−2770

[20] 张远, 李颖, 王毅勇, 等. 三江平原稻田甲烷排放的模拟与估算[J]. 农业工程学报, 2011, 27(8): 293−298
ZHANG Y, LI Y, WANG Y Y, et al. Simulation and estimation of methane emissions from rice paddies in Sanjiang Plain of the Northeast China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2011, 27(8): 293−298

[21] 田展, 牛逸龙, 孙来祥, 等. 基于DNDC模型模拟气候变化影响下的中国水稻田温室气体排放[J]. 应用生态学报, 2015, 26(3): 793−799
TIAN Z, NIU Y L, SUN L X, et al. China's rice field greenhouse gas emission under climate change based on DNDC model simulation[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(3): 793−799

[22] 孙园园, 孙永健, 王锐婷, 等. DNDC模型对川中丘陵区稻田CH_4、N_2O排放的模拟对比分析[J]. 生态环境学报, 2011, 20(Z1): 1003−1010
SUN Y Y, SUN Y J, WANG R T, et al. Research of tillage-cropping systems on CH_4 and N_2O emission from permanently flooded rice fields in a central Sichuan hilly area of southwest China[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(Z1): 1003−1010

[23] 张国忠, 张翼翔, 黄见良, 等. 再生稻割穗机的设计与性能试验[J]. 华中农业大学学报, 2016, 35(1): 131−136
ZHANG G Z, ZHANG Y X, HUANG J L, et al. Designing and performance testing a novel head spike harvester of ratoon rice[J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2016, 35(1): 131−136

[24] ZHANG Y J, NIU H S. The development of the DNDC plant growth sub-model and the application of DNDC in agriculture: a review[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, 230:

271−282

[25] GJETTERMANN B, STYCZEN M, HANSEN H C B, et al. Challenges in modelling dissolved organic matter dynamics in agricultural soil using DAISY[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(6): 1506−1518

[26] 张岳芳, 周炜, 陈留根, 等. 太湖地区不同水旱轮作方式下稻季甲烷和氧化亚氮排放研究[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(3): 290−296
ZHANG Y F, ZHOU W, CHEN L G, et al. Methane and nitrous oxide emission under different paddy-upland crop rotation systems during rice growth season in Taihu Lake Region[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(3): 290−296

[27] 陈冠雄, 商曙辉, 于克伟, 等. 植物释放氧化亚氮的研究[J]. 应用生态学报, 1990, 1(1): 94−96
CHEN G X, SHANG S H, YU K W, et al. Investigation on the emission of nitrous oxide by plant[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1990, 1(1): 94−96

[28] VAN DER GON H A, BREEMEN N. Diffusion-controlled transport of methane from soil to atmosphere as mediated by rice plants[J]. Biogeochemistry, 1993, 21(3): 177−190

[29] 孙园园, 孙永健, 王锐婷, 等. 基于DNDC模型的川中丘陵区不同轮作制度下稻田CO_2排放研究[J]. 中国农业气象, 2011, 32(4): 530−537
SUN Y Y, SUN Y J, WANG R T, et al. Simulation of CO_2 emission from rice fields under different cropping systems in central Sichuan hilly area with DCDC model[J]. Chinese Journal of Agrometeorology, 2011, 32(4): 530−537

[30] TU L H, HU T X, ZHANG J, et al. Short-term simulated nitrogen deposition increases carbon sequestration in a *Pleioblastus amarus* plantation[J]. Plant and Soil, 2011, 340(1/2): 383−396

[31] ZHOU L Y, ZHOU X H, ZHANG B C, et al. Different responses of soil respiration and its components to nitrogen addition among biomes: a meta-analysis[J]. Global Change Biology, 2014, 20(7): 2332−2343

[32] 范如芹, 梁爱珍, 杨学明, 等. 耕作与轮作方式对黑土有机碳和全氮储量的影响[J]. 土壤学报, 2011, 48(4): 788−796
FAN R Q, LIANG A Z, YANG X M, et al. Effects of tillage and rotation on soil organic carbon and total nitrogen stocks of a black soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2011, 48(4): 788−796

[33] FINN D, KOPITTKE P M, DENNIS P G, et al. Microbial energy and matter transformation in agricultural soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 111: 176−192

[34] 李燕青, 唐继伟, 车升国, 等. 长期施用有机肥与化肥氮对华北夏玉米N_2O和CO_2排放的影响[J]. 中国农业科学, 2015, 48(21): 4381−4389
LI Y Q, TANG J W, CHE S G, et al. Effect of organic and inorganic fertilizer on the emission of CO_2 and N_2O from the summer maize field in the North China Plain[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2015, 48(21): 4381−4389

[35] 李成芳, 寇志奎, 张枝盛, 等. 秸秆还田对免耕稻田温室气体排放及土壤有机碳固定的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11): 2362−2367
LI C F, KOU Z K, ZHANG Z S, et al. Effects of rape residue mulch on greenhouse gas emissions and carbon sequestration from no-till rice fields[J]. Journal of Agro-Environmental Sciences, 2011, 30(11): 2362−2367

[36] NASER H M, NAGATA O, TAMURA S, et al. Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw application in central Hokkaido, Japan[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2007, 53(1): 95−101

[37] 伍芬琳, 张海林, 李琳, 等. 保护性耕作下双季稻农田甲烷排放特征及温室效应[J]. 中国农业科学, 2008, 41(9): 2703−2709
WU F L, ZHANG H L, LI L, et al. Characteristics of CH_4 emission and greenhouse effects in double paddy soil with conservation tillage[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2008, 41(9): 2703−2709

[38] 闫翠萍, 张玉铭, 胡春胜, 等. 不同耕作措施下小麦–玉米轮作农田温室气体交换及其综合增温潜势[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(6): 704−715
YAN C P, ZHANG Y M, HU C S, et al. Greenhouse gas exchange and comprehensive global warming potential under different wheat-maize rotation patterns[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2016, 24(6): 704−715

[39] BODELIER P L E, ROSLEV P, HENCKEL T, et al. Stimulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots[J]. Nature, 2000, 403(6768): 421−424

[40] VERHOEVEN E, DECOCK C, BARTHEL M, et al. Nitrification and coupled nitrification-denitrification at shallow depths are responsible for early season N_2O emissions under alternate wetting and drying management in an Italian rice paddy system[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 120: 58−69

[41] 张雪松, 申双和, 李俊, 等. 华北平原冬麦田土壤CH_4的吸收特征研究[J]. 南京气象学院学报, 2006, 29(2): 181−188
ZHANG X S, SHEN S H, LI J, et al. Soil CH_4 uptake in winter wheat field in the North China Plain[J]. Journal of Nanjing Institute of Meteorology, 2006, 29(2): 181−188

[42] 秦小光, 蔡炳贵, 吴金水, 等. 土壤温室气体昼夜变化及其环境影响因素研究[J]. 第四纪研究, 2005, 25(3): 376−388
QIN X G, CAI B G, WU J S, et al. Diurnal variations of soil trace gases and related impacting factors[J]. Quaternary Sciences, 2005, 25(3): 376−388

[43] SETIYONO T D, WALTERS D T, CASSMAN K G, et al. Estimating maize nutrient uptake requirements[J]. Field Crops Research, 2010, 118(2): 158−168

[44] LIU C, LU M, CUI J, et al. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis[J]. Global Change Biology, 2014, 20(5): 1366−1381

[45] 朱利霞. 不同调控措施对旱作农田土壤碳氮及微生物学特性的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018
ZHU L X. Effects of different management practices on soil carbon and nitrogen and related microbial processes in rain-fed farmlands[D]. Yangling: Northwest A & F University, 2018

[46] 曹小闯, 李晓艳, 朱练峰, 等. 水分管理调控水稻氮素利用研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(13): 3882−3890
CAO X C, LI X Y, ZHU L F, et al. Effects of water management on rice nitrogen utilization: a review[J]. Acta

Ecologica Sinica, 2016, 36(13): 3882−3890

[47] 刘若萱, 贺纪正, 张丽梅. 稻田土壤不同水分条件下硝化/反硝化作用及其功能微生物的变化特征[J]. 环境科学, 2014, 35(11): 4275−4283
LIU R X, HE J Z, ZHANG L M. Response of nitrification/denitrification and their associated microbes to soil moisture change in paddy soil[J]. Environmental Science, 2014, 35(11): 4275−4283

[48] MICHOTEY V, MÉJEAN V, BONIN P. Comparison of methods for quantification of cytochrome cd(1)-denitrifying bacteria in environmental marine samples[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2000, 66(4): 1564−1571

[49] 汤宏, 张杨珠, 刘杰云, 等. 水分管理对稻田氧化亚氮产生及排放的影响[J]. 湖南农业科学, 2014, (3): 53−55
TANG H, ZHANG Y Z, LIU J Y, et al. Effects of water management on production and emission of nitrous oxide in paddy field[J]. Hunan Agricultural Sciences, 2014, (3): 53−55

[50] 彭世彰, 侯会静, 徐俊增, 等. 节水灌溉对稻田N_2O季节排放特征的影响[J]. 农业工程学报, 2011, 27(8): 14−18
PENG S Z, HOU H J, XU J Z, et al. Effects of water-saving irrigation on seasonal characteristics of N_2O emission from paddy fields[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2011, 27(8): 14−18

[51] JENSEN E S. Nitrogen immobilization and mineralization during initial decomposition of ^{15}N-labelled pea and barley residues[J]. Biology and Fertility of Soils, 1997, 24(1): 39−44

[52] 牛东, 潘慧, 丛美娟, 等. 氮肥运筹和秸秆还田对麦季土壤温室气体排放的影响[J]. 麦类作物学报, 2016, 36(12): 1667−1673
NIU D, PAN H, CONG M J, et al. Effect of nitrogen application ratio and straw returning on soil greenhouse gas emission during wheat growing period[J]. Journal of Triticeae Crops, 2016, 36(12): 1667−1673

[53] 潘圣刚, 曹凑贵, 蔡明历, 等. 氮肥运筹对水稻氮素吸收和稻田渗漏液氮素浓度影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(10): 2145−2150
PAN S G, CAO C G, CAI M L, et al. Effects of nitrogen management on rice nitrogen uptake and nitrogen concentrations in the leachate from rice field[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 28(10): 2145−2150

[54] 马玉华, 刘兵, 张枝盛, 等. 免耕稻田氮肥运筹对土壤NH_3挥发及氮肥利用率的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(18): 5556−5564
MA Y H, LIU B, ZHANG Z S, et al. Effects of nitrogen management on NH_3 volatilization and nitrogen use efficiency under no-tillage paddy fields[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(18): 5556−5564

[55] 张庆国, 李鹏飞, 徐丽, 等. 皖中沿江平原水稻田CH_4和N_2O排放估算及其影响因素分析[J]. 土壤通报, 2012, 43(1): 212−218
ZHANG Q G, LI P F, XU L, et al. Estimation of CH_4 and N_2O emissions from the paddy fields in Wan-Zhong-Yan-Jiang Plain and analysis of their influence factors[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2012, 43(1): 212−218

[56] 柳敏, 宇万太, 姜子绍, 等. 土壤活性有机碳[J]. 生态学杂志, 2006, 25(11): 1412−1417
LIU M, YU W T, JIANG Z S, et al. A research review on soil active organic carbon[J]. Chinese Journal of Ecology, 2006, 25(11): 1412−1417

[57] 黄国宏, 陈冠雄, 韩冰, 等. 土壤含水量与N_2O产生途径研究[J]. 应用生态学报, 1999, 10(1): 53−56
HUANG G H, CHEN G X, HAN B, et al. Research on soil moisture content and N_2O production pathway[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1999, 10(1): 53−56

[58] 殷欣, 胡荣桂. 间歇灌溉对湖北省水稻温室气体减排的贡献[J]. 农业工程, 2015, 5(5): 119−123
YIN X, HU R G. Contribution of intermittent irrigation to greenhouse gas mitigation of rice paddy in Hubei Province[J]. Agricultural Engineering, 2015, 5(5): 119−123

[59] 王孟雪, 张忠学. 适宜节水灌溉模式抑制寒地稻田N_2O排放增加水稻产量[J]. 农业工程学报, 2015, 31(15): 72−79
WANG M X, ZHANG Z X. Optimal water-saving irrigation mode reducing N_2O emission from rice paddy field in cold region and increasing rice yield[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2015, 31(15): 72−79