



### 稻渔系统碳固持与甲烷排放特征

戴然欣, 赵璐峰, 唐建军, 章涛杰, 郭梁, 罗崎月, 胡中元, 胡亮亮, 陈欣

### Characteristics of carbon sequestration and methane emission in rice-fish system

DAI Ranxin, ZHAO Lufeng, TANG Jianjun, ZHANG Taojie, GUO Liang, LUO Qiyue, HU Zhongyuan, HU Liangliang, and CHEN Xin

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.12357/cjea.20210811>

### 您可能感兴趣的其他文章

#### Articles you may be interested in

#### 土壤有机碳稳定性影响因素的研究进展

A review of the factors influencing soil organic carbon stability

中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(2): 222–230

#### 生物质改良剂对川西北地区高寒草地沙化土壤有机碳特征的影响

Effects of different biomass amendments on soil organic carbon characteristics in alpine desertification grassland of Northwest Sichuan

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(11): 1732–1743

#### 秸秆和地膜覆盖条件下玉米农田土壤有机碳组分生长季动态

Seasonal dynamics of soil organic carbon fractions under straw and plastic film mulching of spring maize

中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(3): 347–356

#### 不同培肥方式对土壤有机碳与微生物群落结构的影响

Effect of fertilization managements on soil organic carbon and microbial community structure

中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(12): 1866–1875

#### 长期施肥下褐土易氧化有机碳及有机碳库的变化特征

Characteristics of readily oxidizable organic carbon and soil organic carbon pool under long-term fertilization in cinnamon soils

中国生态农业学报(中英文). 2017, 25(4): 542–552

#### 有机培肥与耕作方式对稻麦轮作土壤团聚体和有机碳组分的影响

Effects of organic fertilization and tillage method on soil aggregates and organic carbon fractions in a wheat-rice system

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(3): 405–412



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

DOI: 10.12357/cjea.20210811

戴然欣, 赵璐峰, 唐建军, 章涛杰, 郭梁, 罗崎月, 胡中元, 胡亮亮, 陈欣. 稻渔系统碳固持与甲烷排放特征[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022, 30(4): 616–629

DAI R X, ZHAO L F, TANG J J, ZHANG T J, GUO L, LUO Q Y, HU Z Y, HU L L, CHEN X. Characteristics of carbon sequestration and methane emission in rice-fish system[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2022, 30(4): 616–629

## 稻渔系统碳固持与甲烷排放特征\*

戴然欣, 赵璐峰, 唐建军, 章涛杰, 郭梁, 罗崎月, 胡中元, 胡亮亮, 陈欣\*\*

(浙江大学生命科学院 杭州 310058)

**摘要:** 稻渔系统(“渔”是水产动物如鱼、蟹、虾、鳖等的统称)是利用稻田浅水环境在种植水稻的同时放养一定数量水产动物的复合稻作体系。稻渔系统中水稻和水产动物相互作用影响着稻田系统碳氮等元素的运转和循环,对稻田系统碳固持和碳排放是否和如何产生影响也受到关注。基于国内外的研究报道,本文分析了稻渔系统土壤有机碳和甲烷(CH<sub>4</sub>)排放特征和影响因素。在土壤有机碳固持方面,与水稻单作系统相比,稻渔系统土壤(0~20 cm)有机碳总体呈增加趋势,主要与水产动物取食与排泄物转化和输入碳有关。在CH<sub>4</sub>排放方面,不同研究存在差异,一些研究表明稻渔系统(如稻蛙、稻虾、稻鱼等模式)的CH<sub>4</sub>排放显著低于水稻单作系统,而一些研究则发现稻渔系统(如稻鱼模式)CH<sub>4</sub>排放显著高于水稻单作系统。稻渔系统CH<sub>4</sub>排放主要受水产动物类群、水稻品种、稻田环境和种养措施等因素的影响。论文提出未来稻渔系统土壤有机碳固持和CH<sub>4</sub>排放的研究应聚焦在:1)长期定位监测研究稻渔系统土壤有机碳库的变化、CH<sub>4</sub>等气体排放,通过长期定位观测,研究稻渔系统有机碳库和CH<sub>4</sub>排放的动态特征;2)研究不同水产动物对稻田系统土壤碳库和CH<sub>4</sub>等气体排放的影响机理;3)CH<sub>4</sub>低排放水稻的育种和品种筛选,比较研究水稻与水产动物群体的配比、饲料和肥料投入比例、稻田水分管理模式、秸秆还田策略等,构建出适用于稻渔系统的固碳减排技术体系。

**关键词:** 稻渔系统; 水产动物; 土壤碳固持; 土壤有机碳; 甲烷排放

**中图分类号:** X511; S365; S158

**开放科学码(资源服务)标识码(OSID):**



## Characteristics of carbon sequestration and methane emission in rice-fish system\*

DAI Ranxin, ZHAO Lufeng, TANG Jianjun, ZHANG Taojie, GUO Liang, LUO Qiyue, HU Zhongyuan, HU Liangliang, CHEN Xin\*\*

(College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China)

**Abstract:** Rice-fish systems are unique rice farming systems that coculture rice with fish (in this paper, “fish” refers to a wide range of aquatic animals including carp, crayfish, shrimp, crabs, and softshell turtles, and others). Studies have shown that the interactions between rice and fish profoundly change the cycling of C, N, and other elements in paddy ecosystems. Whether and how rice-fish coculture affects C sequestration and methane (CH<sub>4</sub>) emissions are matters of concern. Based on recently published data, we presented a

\* 国家自然科学基金(U21A20184, 31770481, 31661143001)、浙江省科技重点研发项目(2022C02058, LGN22C030002)和浙江省“三农六方”项目(2021SNLF002)资助

\*\* 通信作者: 陈欣, 主要从事农业生态系统研究。E-mail: chen-tang@zju.edu.cn

戴然欣, 主要从事稻渔系统甲烷排放研究。E-mail: 22007082@zju.edu.cn

收稿日期: 2021-11-18 接受日期: 2021-12-07

\* The study was supported by the National Natural Science Foundation of China (U21A20184, 31770481, 31661143001), Zhejiang Provincial Key Research and Development Project (2022C02058, LGN22C030002), and Zhejiang Provincial Project of Three Dimensional Rural Issues (2021SNLF002).

\*\* Corresponding author, E-mail: chen-tang@zju.edu.cn

Received Nov. 18, 2021; accepted Dec. 7, 2021

review of the properties of soil organic C (SOC) and CH<sub>4</sub> emissions in rice-fish systems. Compared with that of the rice monoculture system, the SOC content (0–20 cm soil layer) in the rice-fish system tended to increase. An extra C input due to the feeding and excreta transformation of aquatic animals contributed to the increased SOC in the rice-fish system. CH<sub>4</sub> emissions from the rice-fish system differed greatly among different studies. Some studies have shown that CH<sub>4</sub> emissions from rice-fish systems (e.g., rice-frog, rice-crayfish, and rice-carp) are significantly lower than those of rice monoculture systems, whereas some studies have found that the CH<sub>4</sub> emissions of rice-fish systems (such as rice-carp) are significantly higher than those of rice monoculture. These differences in CH<sub>4</sub> emissions in the rice-fish system could be caused by the type of fish (e.g., carp, crayfish, shrimp, crabs, and softshell turtles), rice variety, paddy environment, and farming management. To improve our understanding of C sequestration and CH<sub>4</sub> emissions in the rice-fish system, more studies and efforts are required. These efforts include i) quantifying the potential of C sequestration and CH<sub>4</sub> emissions in rice-fish systems by establishing long-term studies, examining the variation in C sequestration and CH<sub>4</sub> emissions among different types of rice-fish systems (e.g., rice-carp, rice-crab, rice-turtle, rice-frog, and rice-crayfish), and outlining the general trends of C sequestration and CH<sub>4</sub> emissions in the rice-fish system; ii) understanding the mechanisms by which aquatic animals affect soil C pools and C cycling in paddy ecosystems and examining whether this changed C cycling would affect CH<sub>4</sub> emissions; and iii) development of a technology package for culturing rice and fish, including breeding or selecting rice varieties that can adapt well to rice-fish systems and can reduce CH<sub>4</sub> emissions, optimizing fertilization rates and fertilization methods for rice, optimizing feeding rates and methods for fish, and optimizing strategies of the straw return rate.

**Keywords:** Rice-fish system; Aquatic animals; Soil C sequestration; Soil organic C; Methane emission

大气温室气体增加、气候变化是人类社会面临的主要环境挑战。为此,世界各国以全球协议的方式减少温室气体排放,我国由此提出“二氧化碳排放力争于2030年前达到峰值,努力争取2060年前实现碳中和”这一目标。“碳中和”是指碳的固定量与碳的排放量之间的差值为零,因而实现碳中和需要从固碳和减排两个方面进行。尽管目前我国提出的“净零排放”更加侧重于二氧化碳(CO<sub>2</sub>),但世界普遍关注与认可的是总碳排放,包括甲烷(CH<sub>4</sub>)等非CO<sub>2</sub>温室气体,并以CO<sub>2</sub>的全球增温潜势(GWP)为参照,统一折算为CO<sub>2</sub>排放当量(CO<sub>2</sub>-eq)。

农业是温室气体排放的主要贡献者之一,CH<sub>4</sub>是重要的温室气体之一,其对大气温室效应的贡献为19%<sup>[1]</sup>。在100年的时间跨度内,CH<sub>4</sub>的GWP是CO<sub>2</sub>的28倍<sup>[2]</sup>,并且其浓度以平均每年约0.5%~1.0%的速度增长<sup>[3-4]</sup>。因此,降低农业生产过程的CH<sub>4</sub>排放是碳减排的重要方面。中国是世界上最重要的水稻(*Oryza sativa*)生产国之一,占世界水稻生产面积的20%,占中国所有耕地面积的23%<sup>[2]</sup>。稻田作为一个典型的农业湿地,由于水分状况以及有机和无机肥料的投入,已被证明是大气CH<sub>4</sub>的主要来源<sup>[2,5-10]</sup>,稻田排放的CH<sub>4</sub>约占全球总排放量的10%~13%<sup>[11]</sup>。因此,控制稻田温室气体排放对于减缓全球变暖是必要的<sup>[12]</sup>。同时,水稻土作为长期水耕熟化下形成的人为土壤,具有固碳趋势明显、固碳潜力较大的特点<sup>[13-16]</sup>。1979年第2次全国土壤普查以来,水稻土每年多固定900多万吨碳,占据中国农业土壤每年固碳增量(3400万t碳)的26.5%<sup>[15]</sup>,固碳能力显著高于其

他类型(例如旱地)的农业土壤<sup>[14-15,17]</sup>。因此,对稻田系统的固碳潜力进行研究关系着我国未来粮食安全和整个农业体系的可持续发展。

稻渔系统(“渔”是水产动物如鱼、蟹、虾、鳖等的统称)是利用稻田浅水环境在种植水稻的同时放养一定数量的水产动物的农作方式。近20多年来,稻渔系统在我国快速发展,形成稻鱼、稻鳖、稻虾、稻蟹、稻鳅、稻螺等多样化模式,成为一类独特的稻作系统。这些模式在提高稻田产出与水土资源利用效率、增加农民收入及发展绿色水稻生产均有重要意义<sup>[18]</sup>。

研究表明,稻渔系统中水稻和水产动物相互作用,稻田系统的元素循环利用发生系列变化<sup>[19-21]</sup>,这些变化是否对碳排放和土壤碳固持产生影响?国内外也开展了较多研究。本文对国内外在稻渔系统中土壤有机碳的特点、CH<sub>4</sub>的排放特征方面进行分析,旨在为稻渔系统碳固定与排放的深入研究提供参考。

## 1 稻渔系统的分布、发展与效应

稻渔系统在全球各地均有分布,但主要分布在亚洲地区。我国是世界上最早开展稻田养鱼的国家,种养历史悠久,据相关资料显示,最早可以追溯到2000多年前的汉朝<sup>[22-23]</sup>,浙江省青田稻鱼共生系统2005年被联合国列为全球重要农业文化遗产系统<sup>[23]</sup>。除此以外,马来西亚、孟加拉、日本、印度等国家在20世纪初也开始进行稻田养鱼的实践。直到20世纪中期,全球稻作区共有28个国家都有了稻鱼系统的分布<sup>[24]</sup>。在我国,由于近年来得到国家的重点推广和政策的支持,该模式在全国范围内得到十分快

速的发展,主要在丘陵地区得以应用<sup>[18]</sup>。同时,经过长期的实践,在传统稻鱼共生的基础上又新发展出了稻虾、稻蟹、稻鳖、稻鳅等多种模式<sup>[24-26]</sup>。据统计,2019年我国稻渔综合种养面积接近 $2.33 \times 10^6 \text{ hm}^2$ ,水稻产量达 $1.75 \times 10^7 \text{ t}$ ,水产品产量超过 $2.90 \times 10^6 \text{ t}$ ,其中又以湖北、湖南、四川和安徽等4个省份的种养面积最大,均超过 $2.67 \times 10^5 \text{ hm}^2$ ,仅这4个省份的稻渔种养面积就占全国总种养面积的58.58%。就主要种养模式而言,稻鱼、稻虾、稻蟹、稻鳅、稻鳖、稻螺和稻蛙这7种模式的面积占全国稻渔种养总面积的98%左右<sup>[25]</sup>。我国的稻渔模式由最初的传统粗放型种养转变成目前现代化、专业化、规模化的种养模式,并在实践和研究中逐步总结形成了一套标准化的技术体系和规程。

稻渔系统的生产方式与每个地区的生态环境、文化和经济背景有着密不可分的联系,在保护当地生物多样性和维持农业可持续发展方面有重要作用<sup>[24]</sup>。稻渔系统在不额外增加耕地面积的前提下生产水产品,提高了土地利用效率,同时还具有水稻稳产甚至增产的效果<sup>[27-29]</sup>,增加了单位面积土地的收益。稻渔系统中,水稻为水产动物提供荫蔽场所,同时附着在水稻上的生物以及稻田中的微生物等为水产动物提供了额外的食物资源,水产动物的活动可以有效控制病虫害的发生<sup>[24]</sup>,其粪便也可作为水稻的养分来源<sup>[30]</sup>,因此可以通过水稻和水产动物这两种生物之间资源的互补利用实现化肥农药的减量<sup>[28-29]</sup>,从而缓解水稻集约化生产投入大量的化肥农药所带来的环境污染问题。此外,水产动物对土壤的扰动可促进养分释放,有利于水稻根系对养分的吸收,提高养分有效性和利用率。

## 2 稻渔系统土壤固碳特征与机制

### 2.1 土壤固碳特征

土壤有机碳库是陆地生态系统最重要的碳库<sup>[31]</sup>,对缓解全球气候变化具有重要的调控作用。在农田生态系统中,农作物通过光合作用将 $\text{CO}_2$ 和水合成碳水化合物,以有机碳的形式固定在自身体内,通过根茬、凋落物等形式转移至土壤,并在土壤微生物的作用下转变为稳定的有机质固存于土壤中<sup>[32]</sup>,实现土壤碳汇功能。有研究表明,全球农业每年固碳与温室气体减排的自然总潜力达5500~6000 Mt  $\text{CO}_2\text{-eq}$ ,其中有90%通过固定土壤有机碳实现<sup>[13]</sup>。在1980s至2000s时间里,我国农田土壤碳库呈现增长趋势<sup>[33]</sup>。

土壤有机碳是土壤肥力的核心,与耕作农田土

壤的肥力密切相关,是反映土壤肥力的重要标志。长期的农业生产实践表明,维持土壤有机碳平衡及增长对于土地生产力的可持续至关重要。有机碳的积累是水稻土水耕熟化过程中的普遍趋势,20世纪80年代以来,我国大部分水稻土的固碳效应十分显著<sup>[16]</sup>,固碳潜力巨大。

相较于常规水稻单作系统,稻渔系统中土壤有机质含量与有机碳的变化特征一直以来都是该领域重点关注的问题。稻渔系统中,水产动物的掘食与扰动可以疏松土壤,降低土壤容重,减轻土壤板结,改善土壤结构<sup>[34-35]</sup>。同时,水产动物排泄物可以增加稻田土壤有机质含量,改善土壤肥力,稳定水稻产量<sup>[23,36]</sup>。虾、蟹等水产动物在稻田中取食、排泄和打洞等习性活动,以及对于土壤微生物的群落结构和功能多样性的影响都会对该系统中土壤有机质和有机碳的变化造成影响<sup>[30,37-39]</sup>。Guo等<sup>[40]</sup>对全国稻作区主要推广的4类稻渔系统(稻鱼、稻蟹、稻虾、稻鳖)的土壤调查表明,每种稻渔系统土壤有机质含量均高于对应的水稻单作系统;同时连续7年(2012—2018年)的田间试验结果也表明,稻渔系统土壤有机质含量会随年限增加而增长,但在水稻单作系统中增加趋势不明显。安辉等<sup>[38]</sup>通过田间定位试验,研究了有机稻蟹系统、常规稻蟹系统与水稻单作系统对土壤活性有机碳的影响,发现有机稻蟹系统的土壤总有机碳(TOC)、活性有机碳(LOC)含量均显著提高,且与有机肥用量呈正相关。陈晓云等<sup>[39]</sup>的13年定位监测试验结果表明,相较于单一水稻种植而言,稻蟹共作模式的土壤有机质含量在最初3~4年内有显著增加,后续的10年内变化较小,达到相对稳定的状态。倡国涵等<sup>[37,41]</sup>通过长期田间定位试验,研究了稻虾共作模式对各层土壤理化性质的影响,发现相对于水稻单作模式,长期稻虾共作模式显著提高了0~25 cm土层有机碳含量,但降低了底层土壤(25~50 cm)的有机碳含量。管勤壮等<sup>[42]</sup>的田间定位试验结果表明,水稻单作与稻虾共作系统中土壤有机质含量均呈上升趋势,且稻虾共作系统土壤有机质含量显著高于水稻单作系统,但是低C/N饲料投喂会使土壤有机碳含量显著下降。曹凑贵等<sup>[30]</sup>采用产业调查与定点试验相结合的方法,对湖北省稻虾共作模式进行了深入分析,结果表明土壤活性有机碳含量在不同年限的稻虾共作系统中变化较大,其中稻虾共作系统的易氧化态有机碳含量显著高于水稻单作系统,而溶解性有机碳含量则显著低于水稻单作。从以上研究可以看出,稻渔系统在增加土

壤有机质含量方面的结果是一致的,而土壤有机碳的变化趋势则可能会因土层深度、有机碳形态的不同而不同。

## 2.2 土壤有机碳固定机制与影响因素

从本质上来看,增强土壤固碳能力实际上反映了有机碳在土壤中的储存情况<sup>[14]</sup>。土壤有机碳的积累主要取决于外源有机质的输入和土壤原有碳库中不同类型碳的矿化间的平衡。因此提升土壤碳库主要通过增加碳输入与减少碳损失这两方面来实现。我国学者从土壤团聚体角度出发,对水稻土进行了许多固碳机理的研究,其固碳机制涉及团聚体物理保护—化学结合—微生物功能群适应与稳定等3个方面的相互作用<sup>[13]</sup>。土壤有机碳动态变化的实质就是这3个过程在不同条件下的变化。水稻土碳矿化潜力较低<sup>[43]</sup>的原因可能是团聚体的物理保护以及土壤中存在的碳化学结合。因此,土壤有机碳的固定与土壤团聚体的发育密切相关。除此以外,水稻土固碳还与其中特殊的氧化铁矿物固碳有关<sup>[15]</sup>。矿物吸附机制也是重要的土壤有机碳稳定机制之一<sup>[44]</sup>。因此,水稻土碳矿化过程中存在的特殊生物地球化学过程可能是其相较于其他类型农业土壤更有利于积累有机碳的原因<sup>[16]</sup>。

土壤有机碳的形成与周转过程相对复杂,受自然和人为因素(土壤性质、气候条件、耕作制度及田间管理方式等)影响<sup>[42,45]</sup>。在实际农业生产过程中,通过采取适当的农事管理措施,可以有效发挥水稻土的固碳作用。目前,我国农业生产上应用的土壤固碳措施主要有秸秆还田、免耕、施用生物质炭、施用动物有机肥等<sup>[14,33]</sup>。其中,秸秆还田和施肥主要通过增加外源碳输入来促进有机碳的积累。秸秆还田在改善土壤结构的同时还具有提高土壤有机质含量、增加作物产量的功能。Guo等<sup>[46]</sup>研究表明,秸秆还田对农田土壤碳固定的贡献约占40%。Lu<sup>[47]</sup>的研究结果表明,秸秆还田使我国表层(0~20 cm)土壤有机碳储量显著提高了12%。Xia等<sup>[48]</sup>的研究结果表明,提高动物有机肥还田比例能够显著提高我国农田表层(0~20 cm)土壤的固碳速率。免耕等保护性耕作主要通过减少土壤原有碳库的分解来增加有机碳的积累。Zhao等<sup>[49]</sup>的meta分析结果表明,由传统耕作转变为免耕并结合秸秆还田可以使我国农田表层(0~30 cm)土壤有机碳储量提高0.97 Mg·hm<sup>-2</sup>。生物质炭具有特殊的物理结构,近年来利用生物质炭实现土壤固碳受到广泛关注。生物质炭结构稳定,能将有机碳转化为惰性碳,难以被微生物迅速矿化

降解,从而实现固碳<sup>[50-51]</sup>。目前,上述措施对提高土壤有机碳的作用已得到国内外学者的认可,但还需要对其固碳机理进行深入研究。

稻渔系统部分投入的肥料、饲料未被利用而残留在稻田中,再加之水产动物取食田间的杂草、藻类、浮游动物等资源后形成粪便还田,长期积累都促进了土壤有机质的增加。除此以外,长期稻渔模式下,鱼、虾、蟹等水产动物的田间活动搅动土壤,可以改善土壤的通气性与孔隙结构<sup>[39]</sup>,增加土壤团聚体数量、增强团聚体的抗蚀能力与稳定性<sup>[41]</sup>,因此更有利于土壤有机碳的固持与存储。针对稻渔系统,利用土壤—水稻—水产—微生物之间的相互作用机制,构建合理的技术体系是增加稻渔系统碳储量的发展方向,这为人为调控稻渔系统的固碳提供了广阔的空间。

## 3 稻渔系统 CH<sub>4</sub> 排放特征与机制

### 3.1 CH<sub>4</sub> 排放特征

目前国内外已对稻渔系统的CH<sub>4</sub>排放进行了大量研究。在稻虾、稻蟹、稻蛙等稻渔系统中,学者得到的结论大部分是水产动物的引入会减少CH<sub>4</sub>排放。Fang等<sup>[52]</sup>在2018—2019年进行了田间试验,以6种蛙密度的稻田为研究对象,探究了稻蛙系统对水稻形态性状和CH<sub>4</sub>排放的影响及其生态机制。结果表明,稻蛙系统在2018年和2019年水稻生长季分别使CH<sub>4</sub>排放量降低24.70%~41.75%和21.68%~51.21%。张怡彬等<sup>[53]</sup>在辽宁省开展的稻蟹共生微区试验结果表明,与持续淹水水稻单作模式相比,稻蟹共生降低了13.5%的CH<sub>4</sub>排放量以及13.6%的GWP;而与晒田水稻单作相比,稻蟹共生使CH<sub>4</sub>排放量增加25.4%、GWP增加34.9%,表明CH<sub>4</sub>排放与水管理有较大关系。Hu等<sup>[54]</sup>研究也表明,与水稻单作相比,稻田养蟹可显著减少38.7%的CH<sub>4</sub>排放量。但是Wang等<sup>[55]</sup>的研究表明,与常规水稻单作相比,稻蟹共生增加了29.2%~36.8%的CH<sub>4</sub>排放量。徐祥玉等<sup>[56]</sup>在湖北省潜江市进行的两年(2015—2016年)试验表明,稻虾共作田的CH<sub>4</sub>累积排放量比水稻单作田显著降低29.02%~41.19%。孙自川<sup>[57]</sup>对稻虾共作系统温室气体排放的作用规律进行研究,发现稻季和整年的稻虾模式显著减少了CH<sub>4</sub>排放。

而关于稻鱼系统,不同的研究结果存在差异且国内外结果差异较大(表1)。Sun等<sup>[58]</sup>选取3种典型的稻田综合种养模式(其中包含稻虾和稻鱼两种稻渔共生系统),利用34项研究数据进行meta分析,结

表 1 稻鱼系统对稻田 CH<sub>4</sub> 排放的影响  
Table 1 Effect of rice-fish system on CH<sub>4</sub> emission in paddy fields

试验地点 Site	试验年份 Year	土壤质地 Soil texture	水产动物 Aquatic livestock		水稻品种 Rice variety	CH <sub>4</sub> 排放量 CH <sub>4</sub> emission		文献来源 Source
			鱼品种 Fish species	密度 Density (individuals·hm <sup>-2</sup> )		水稻单作 Rice monoculture	稻鱼共作 Rice-fish co-culture	
中国青田 Qingtian, China	2012	砂壤土 Sandy loam	瓯江彩鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	4505	中浙优1号 Zhongzheyou No.1	31.59 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	23.38 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[26]
印度克塔克 Cuttack, India	2011	砂质黏土 Sandy clay loam	麦瑞加拉鲮鱼 <i>Cirrhinus mrigala</i>	8000	Varshadhan	109.3 kg·hm <sup>-2</sup>	125.6 kg·hm <sup>-2</sup>	[59]
印度克塔克 Cuttack, India	2011	砂质黏土 Sandy clay loam	罗希塔红唇 <i>Labeo rohita</i>	8000	Varshadhan	109.3 kg·hm <sup>-2</sup>	136 kg·hm <sup>-2</sup>	[59]
印度克塔克 Cuttack, India	2011	砂质黏土 Sandy clay loam	普通鲤鱼 <i>Cyprinus carpio</i>	8000	Varshadhan	109.3 kg·hm <sup>-2</sup>	148.5 kg·hm <sup>-2</sup>	[59]
印度克塔克 Cuttack, India	2011	砂质黏土 Sandy clay loam	卡拉鲃 <i>Catla catla</i>	8000	Varshadhan	109.3 kg·hm <sup>-2</sup>	141.5 kg·hm <sup>-2</sup>	[59]
中国武汉 Wuhan, China	2006	粉质壤土 Silt loam	普通鲤鱼 <i>Cyprinus carpio</i> 3种鲤鱼	14 285.71	两优培九 LYP9	267.1 kg·hm <sup>-2</sup>	250.1 kg·hm <sup>-2</sup>	[65]
印度克塔克 Cuttack, India	2005	砂质黏土 Sandy clay loam	<i>Catla catla</i> + <i>Labeo rohita</i> and <i>Cirrhinus mrigala</i> + <i>Puntius gonionotus</i> 3种鲤鱼	6000	Varshadhan	1.17 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	2.52 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[60]
印度克塔克 Cuttack, India	2005	砂质黏土 Sandy clay loam	<i>Catla catla</i> + <i>Labeo rohita</i> and <i>Cirrhinus mrigala</i> + <i>Puntius gonionotus</i> 3种鲤鱼	6000	Durga	1.47 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	2.48 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[60]
孟加拉国 Bangladesh	2005/ 2006	黏土 Clay	普通鲤鱼+罗非鱼 <i>Cyprinus carpio</i> + <i>Oreochromis niloticus</i>	10 000	/	20 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	34 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[61]
孟加拉国 Bangladesh	2005/ 2006	黏土 Clay	普通鲤鱼+罗非鱼 <i>Cyprinus carpio</i> + <i>Oreochromis niloticus</i>	10 000	/	20 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	37 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[61]
孟加拉国 Bangladesh	2005/ 2006	黏土 Clay	普通鲤鱼+罗非鱼 <i>Cyprinus carpio</i> + <i>Oreochromis niloticus</i>	10 000	/	20 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	32 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[61]
孟加拉国 Bangladesh	2003	壤质黏土 Loamy clay	普通鲤鱼 <i>Cyprinus carpio</i>	10 000	Cigalon	10.7 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	13.6 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[62-63]
孟加拉国 Bangladesh	2003	壤质黏土 Loamy clay	普通鲤鱼+罗非鱼 <i>Cyprinus carpio</i> + <i>Oreochromis niloticus</i>	10 000	Cigalon	10.7 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	12.1 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[62-63]
中国武汉 Wuhan, China	2006	粉质壤土 Silt loam	鲫鱼 <i>Carassius auratus</i>	15 000	两优培九 LYP9	9.82 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	8.61 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[64]
中国武汉 Wuhan, China	2007	粉质壤土 Silt loam	鲫鱼 <i>Carassius auratus</i>	15 000	两优培九 LYP9	10.39 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	8.51 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[64]
中国益阳 Yiyang, China	2004	黏土 Clay	鲫鱼(湘云鲫) <i>Carassius auratus</i>	11 994	两优培九 LYP9	11.55 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	9.77 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[66]
中国益阳 Yiyang, China	2004	黏土 Clay	草鱼 <i>Ctenopharyngodon idella</i>	8995.5	两优培九 LYP9	11.55 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	9.77 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[67]
中国益阳 Yiyang, China	2004	黏土 Clay	金鱼(墨龙、狮子头) <i>Carassius auratus</i>	14 992.5	两优培九 LYP9	17.12 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	15.79 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[68]
中国益阳 Yiyang, China	2004	黏土 Clay	金鱼(墨龙、狮子头) <i>Carassius auratus</i>	14 992.5	两优培九 LYP9	13.77 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	10.07 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[68]
中国益阳 Yiyang, China	2004	黏土 Clay	金鱼(墨龙、狮子头) <i>Carassius auratus</i>	14 992.5	两优培九 LYP9	12.94 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	7.42 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[68]
中国益阳 Yiyang, China	2004	黏土 Clay	金鱼(墨龙、狮子头) <i>Carassius auratus</i>	14 992.5	两优培九 LYP9	10.63 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	4.51 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[68]
中国益阳 Yiyang, China	2004	黏土 Clay	金鱼(墨龙、狮子头) <i>Carassius auratus</i>	14 992.5	两优培九 LYP9	10.35 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	4.78 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[68]
中国益阳 Yiyang, China	2004	黏土 Clay	金鱼(墨龙、狮子头) <i>Carassius auratus</i>	14 992.5	两优培九 LYP9	4.50 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	2.99 mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup>	[68]

果表明,与传统水稻单作系统相比,稻虾模式的  $\text{CH}_4$  排放量降低 24.9%,而稻鱼模式使  $\text{CH}_4$  排放量增加 11.6%;综合来看,3种稻田综合种养模式的 GWP 比水稻单作系统低 6.5%,其中稻虾模式的 GWP 比水稻单作系统降低 18.0%,而稻鱼模式的 GWP 提高 20.8%。此外,稻虾和稻鱼模式的温室气体强度 (GHGI) 分别增加 9.7% 和 8.8%。Bhattacharyya 等<sup>[59]</sup>研究了 4 个鱼品种对稻鱼系统  $\text{CH}_4$  排放的影响,发现与水稻单作相比,稻鱼系统的  $\text{CH}_4$  排放量显著增加 26%,鱼品种对  $\text{CH}_4$  排放有显著影响,稻田养殖普通鲤鱼 (*Cyprinus carpio*)  $\text{CH}_4$  的排放量最大,比常规稻田高 36%。Datta 等<sup>[60]</sup>在印度东部克塔克实地测量了稻鱼系统和水稻单作系统的  $\text{CH}_4$  通量,结果表明稻鱼系统增加了 74%~112% 的  $\text{CH}_4$  排放。Frei 等<sup>[61]</sup>在孟加拉国进行的试验研究表明,鱼类的存在增加了  $\text{CH}_4$  排放,整个生长季水稻单作系统  $\text{CH}_4$  排放量为  $499 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,稻鱼系统排放量为  $798\sim 924 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。除  $\text{CH}_4$  排放量增加外,还发现稻鱼系统水中溶解氧浓度显著下降,这可能是导致  $\text{CH}_4$  排放增加的原因之一<sup>[62-63]</sup>。袁伟玲等<sup>[64]</sup>发现,稻田养鲫鱼 (*Carassius auratus*) 可显著降低整个水稻生育期的稻田  $\text{CH}_4$  排放量,相较于水稻单作系统可以减排 12%~16%。展茗等<sup>[65]</sup>研究表明,稻鱼系统的  $\text{CH}_4$  排放总量比水稻单作系统减少 6.4%,但是两者差异不显著。刘小燕等<sup>[66-67]</sup>发现,稻鱼系统显著降低了  $\text{CH}_4$  的排放通量

和排放总量,相比于常规稻田可实现  $\text{CH}_4$  减排 15% 左右。戴振炎<sup>[68]</sup>在湖南省水稻田进行了稻田养金鱼的试验,发现水稻-金鱼复合系统的  $\text{CH}_4$  排放量与水稻单作相比明显减少,两者的差异达到极显著水平。有学者认为,鱼类的生物扰动可能促进了土壤气体交换,提高土壤透气性和水层溶解氧含量<sup>[69]</sup>,通过改变土壤微生物所需的环境条件从而影响了  $\text{CH}_4$  的产生与排放。

前人(尤其是国内外学者之间)关于稻渔系统  $\text{CH}_4$  排放量的研究得出两种不同的结论,这可能与试验地的自然条件(土壤、气候)以及试验过程中的田间管理措施(施肥、投料、水分管理、品种与密度选择等)不同有关。稻田系统本身具有复杂性,水产动物的引入又必定会对其产生影响,具体表现在养分循环与利用方面。目前关于稻渔系统改变  $\text{CH}_4$  排放(增排或减排)主要归因于动物在田间的行为活动改变了稻田系统内的水、土环境以及其中的微生物群落结构与功能。

### 3.2 $\text{CH}_4$ 的产生与排放机制

$\text{CH}_4$  排放到大气前主要包括  $\text{CH}_4$  产生、氧化以及运输 3 个过程<sup>[70-72]</sup>。研究这 3 个过程的主要机制和影响因素,对于制定稻渔共生系统减排策略具有重要意义(图 1)。

$\text{CH}_4$  主要是由产甲烷菌在严格厌氧的环境中通过分解有机物产生<sup>[73-75]</sup>。稻田中水稻的根系和凋落

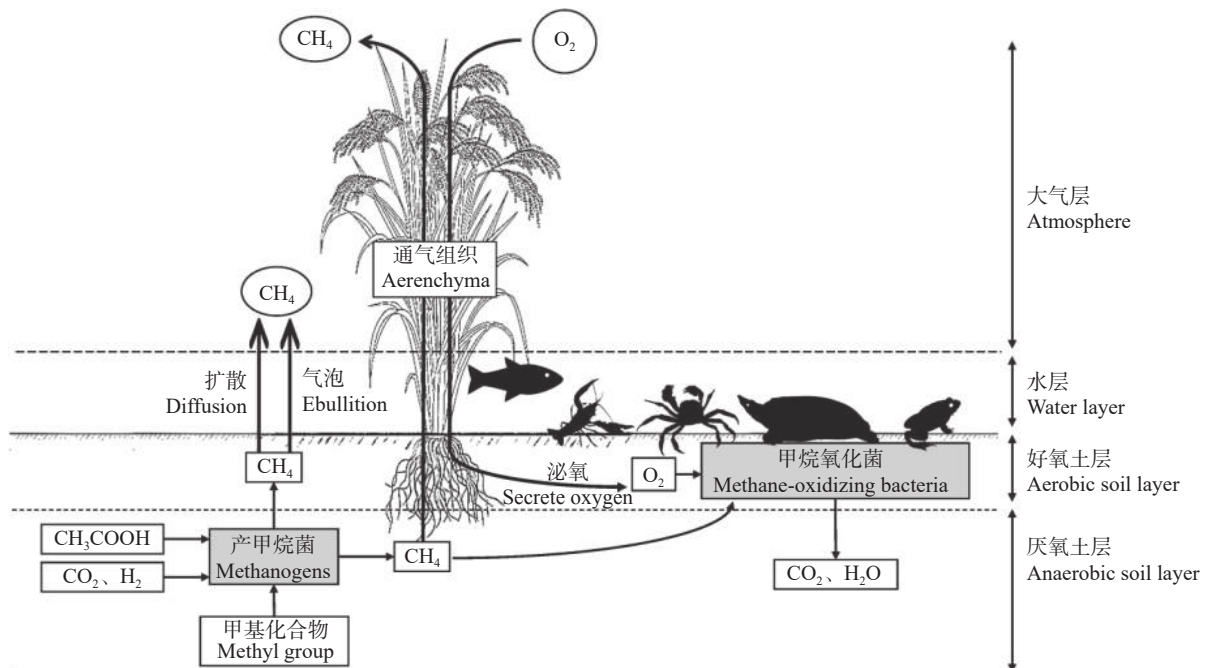


图 1 稻渔系统  $\text{CH}_4$  产生与排放过程

Fig. 1 Production and emission process of  $\text{CH}_4$  in rice-fish system

物、杂草、藻类、微生物和有机肥等都是重要的有机物来源<sup>[76]</sup>。稻渔系统在全生育期内处于淹水状态,为产甲烷菌提供了理想的厌氧环境。在产甲烷菌的作用下,有机物会被分解为乙酸或  $\text{CO}_2$ , 这两种物质是  $\text{CH}_4$  生成的直接前体<sup>[77]</sup>。产生  $\text{CH}_4$  的主要区域在稻田土壤耕作层的还原层(2~20 cm)<sup>[78]</sup>, 但不同的地区以及土壤类型可能会有所不同。在土壤中,除了产甲烷菌以外,还存在甲烷氧化菌,能将产生的  $\text{CH}_4$  氧化成  $\text{CO}_2$ <sup>[79]</sup>, 该氧化过程一般在有氧环境下进行,但也可以在厌氧情况下发生<sup>[80]</sup>。甲烷氧化菌存在于水稻根际带和上层好氧表层,其活性与  $\text{O}_2$  浓度有关<sup>[81]</sup>。有研究表明,在水稻生长季产生的  $\text{CH}_4$  在排放到大气前约 60%~94% 被氧化<sup>[82-84]</sup>。

$\text{CH}_4$  以气相或溶解的形式存在于稻田中,但在水中的溶解量较低。据估计,约有 33%~88% 的  $\text{CH}_4$  以气相形式储存在土壤中<sup>[85]</sup>。一般来说,  $\text{CH}_4$  从土壤排放到大气有分子扩散、气泡、水稻的通气组织等 3 种可能的机制<sup>[76,83-84]</sup>。扩散是一个纯物理、缓慢的排放过程。由于孔隙度的差异,  $\text{CH}_4$  在不同质地的土壤中扩散速率不同,表现为在砂土中扩散最快<sup>[76]</sup>。以气泡形式排放  $\text{CH}_4$  比扩散速度快,主要发生在  $\text{CH}_4$  通量高的时候,特别是在水稻生长的早期。有研究发现,季节性  $\text{CH}_4$  排放通量中约有 10% 可归因于最初几周的气泡运输<sup>[86]</sup>。水稻通气组织是具有大量细胞间隙的薄壁组织,以适应淹水环境,其主要功能是为水稻根系呼吸输送氧气,稻田  $\text{CH}_4$  排放主要以水稻通气组织这一途径实现<sup>[33,76]</sup>。

### 3.3 $\text{CH}_4$ 排放的影响因素

稻田  $\text{CH}_4$  排放量的大小主要取决于  $\text{CH}_4$  产生和氧化速率间的平衡以及水稻的通气组织特性,这 3 个过程受到多种相互作用因素的影响,包括土壤、水等非生物环境及水稻品种、水产动物类型等生物以及农业管理方式等。

#### 3.3.1 非生物环境

水产动物通过改变水与土壤的理化性质影响  $\text{CH}_4$  排放。有学者发现,稻渔系统中水产动物的活动显著改变了水中的溶解氧(DO)浓度<sup>[58,66,68]</sup>和土壤的氧化还原电位(Eh)<sup>[58,66-68]</sup>、可溶性有机碳含量<sup>[58,87]</sup>、铵态氮(AN)含量<sup>[58]</sup>和温度<sup>[87]</sup>, 这些因素的变化会对整个系统  $\text{CH}_4$  的排放造成影响。由于产甲烷菌和甲烷氧化菌的活性受  $\text{O}_2$  浓度的影响,稻田水、土环境中的  $\text{O}_2$  含量是调控  $\text{CH}_4$  产生和氧化的主要因素<sup>[76]</sup>。产甲烷菌对土壤 Eh 的变化特别敏感<sup>[88]</sup>。有研究表明,当 Eh < -150 mV 时,产甲烷菌的活性增强<sup>[89]</sup>,  $\text{CH}_4$

排放与土壤 Eh 呈极显著负相关<sup>[67]</sup>。此外,土壤 Eh 还会影响  $\text{CH}_4$  通过水稻通气组织的运输,较高的土壤 Eh 会降低通气组织的形成和产甲烷菌的活性<sup>[90]</sup>。可溶性有机碳含量反映了土壤中有机的含量,而产甲烷菌又以有机质为底物,因此在厌氧条件下高可溶性有机碳含量会活化土壤中产甲烷菌而生产  $\text{CH}_4$ <sup>[91]</sup>, 研究发现  $\text{CH}_4$  排放量与可溶性有机碳含量增加呈正相关<sup>[92]</sup>。铵态氮主要是由于化肥施用而进入稻渔系统,增加铵态氮和硝态氮会减少  $\text{CH}_4$  生成,这可能是由于产甲烷菌对反硝化中间体( $\text{NO}$ 、 $\text{NO}_2$ )敏感或者是由反硝化菌和产甲烷菌争夺乙酸盐引起的<sup>[93]</sup>。除此以外,有些研究结果也表明,  $\text{CH}_4$  排放量与土壤温度呈显著正相关<sup>[87]</sup>。土壤温度降低,导致有机质降解速率和气体扩散速度下降,从而减少  $\text{CH}_4$  排放。

大部分研究认为,由于水产动物在水中的活动使水体浑浊,较高的浊度降低了水生光合作用,导致水中溶解氧含量下降<sup>[59,94]</sup>,降低了土壤 Eh,生成土壤的厌氧环境<sup>[62]</sup>,提高了产甲烷菌的活性,因而增加了  $\text{CH}_4$  的排放<sup>[60]</sup>。水产动物的生物扰动也会使土壤中固定的  $\text{CH}_4$  被释放出来<sup>[60-61]</sup>。此外,稻田养鱼提高了土壤和水中的有机物含量,鱼类排泄物导致土壤有机质的有效性提高,从而影响  $\text{CH}_4$  产生及其后续排放<sup>[95]</sup>。但是也有研究认为稻鱼能够减少  $\text{CH}_4$  排放,其原因可能是深水(稻鱼系统水深一般在 20~40 cm)导致水稻根系活力降低,对  $\text{CH}_4$  的吸收减弱,使得从水稻通气组织中释放的  $\text{CH}_4$  减少<sup>[72]</sup>;除此以外,深水也会降低  $\text{CH}_4$  以气泡形式向外扩散的速率。鱼对水中浮游动物的取食会减少溶解氧的消耗,促进了  $\text{CH}_4$  的氧化和  $\text{CH}_4$  排放减少<sup>[64]</sup>。

#### 3.3.2 水稻品种、植物学特性与密度

水稻主要通过形态特征与生物学特性的差异影响  $\text{CH}_4$  排放。已有研究显示,不同水稻品种<sup>[60,96-98]</sup>、水稻的形态学特征<sup>[99-100]</sup>与生物学特性会对稻田  $\text{CH}_4$  的排放产生一定程度的影响。通过提高生物量和收获指数来实现水稻高产,是满足全球日益增长的粮食需求的关键措施。然而这两条途径对于稻田  $\text{CH}_4$  排放的影响还没有统一定论。有研究者认为,水稻当季光合产物是产甲烷菌的碳源,因此水稻高产品种会加剧  $\text{CH}_4$  的排放。但是 Jiang 等<sup>[101]</sup>通过一系列的试验表明,增加水稻 10% 的生物量可以减少中国水稻农业每年 7.1% 的  $\text{CH}_4$  排放。这是因为水稻高产品种显著增加了根系孔隙度和土壤中甲烷氧化菌的丰度,通过促进  $\text{O}_2$  向土壤的迁移,从而增加了



CH<sub>4</sub> 氧化。但是这种减排效果取决于土壤有机质水平, 当稻田土壤有机质高于 2.1% 时, 高产品种会表现出减少 CH<sub>4</sub> 排放。通过提高收获指数培育出来的水稻高产品种可能会降低 CH<sub>4</sub> 排放, 这是因为保持生物量一致时, 收获指数的增加会减少水稻根系分泌物的产生, 而根系分泌物是产甲烷菌产生 CH<sub>4</sub> 的基质<sup>[102-103]</sup>, 会促进 CH<sub>4</sub> 的产生<sup>[104]</sup>。然而, Jiang 等<sup>[105]</sup> 的研究表明, 收获指数的提高对水稻生长后期或长期淹水稻田的 CH<sub>4</sub> 排放影响较显著。现代高产水稻品种的收获指数约为 0.55, 已经达到较高水平, 提升空间较小, 通过提高收获指数来实现 CH<sub>4</sub> 减排的潜力非常有限, 值得进一步探讨<sup>[105]</sup>。

水稻根系除了会通过分泌物影响 CH<sub>4</sub> 的生成以外, 还会通过泌氧能力影响 CH<sub>4</sub> 的氧化。泌氧能力与 CH<sub>4</sub> 排放通量呈负相关<sup>[52]</sup>, 这是因为 O<sub>2</sub> 含量增加促进了 CH<sub>4</sub> 的氧化。除此以外, 也有学者发现, 稻田 CH<sub>4</sub> 排放量与根体积、根长度和根系孔隙度相关<sup>[106-107]</sup>。水稻根系是导致品种间 CH<sub>4</sub> 排放差异大的原因<sup>[97]</sup>。水稻分蘖特性会影响 CH<sub>4</sub> 的运输过程, 水稻的分蘖数与 CH<sub>4</sub> 排放量呈正相关<sup>[107-109]</sup>。水稻叶片进行蒸腾作用, 影响 CH<sub>4</sub> 的排放, 叶片蒸腾速率与 CH<sub>4</sub> 排放呈正相关<sup>[107]</sup>。水稻是稻田向外排放 CH<sub>4</sub> 的主要途径之一, 因此水稻的种植密度会影响 CH<sub>4</sub> 的排放量, 稀植可以降低排放<sup>[110]</sup>。除此以外, 种植密度会改变水稻的形态性状<sup>[111]</sup>, 从而间接影响 CH<sub>4</sub> 排放。因此, 选择合适的水稻密度至关重要<sup>[112]</sup>。关于水稻种植密度、品种和特性对 CH<sub>4</sub> 排放的影响目前还没有统一结论, 未来还需要因地制宜进行进一步的研究。

### 3.3.3 水产动物的密度与品种

水产动物通过放养密度及其所处生态位的差异影响稻田 CH<sub>4</sub> 排放。目前对于稻渔系统是否会降低 CH<sub>4</sub> 排放还没有统一结论, 这也可能与水产动物的放养密度和品种有关(表 1)。若水产动物投放密度过高, 过多的排泄物为产甲烷菌提供额外的碳源; 动物的呼吸作用消耗更多氧气而形成厌氧环境, 导致产甲烷菌的活性增加, 使产出的 CH<sub>4</sub> 增加。但也有研究显示, CH<sub>4</sub> 的排放量会随着水产动物数量的增加而降低<sup>[52,110]</sup>。

Bhattacharyya 等<sup>[59]</sup> 研究表明鱼的品种对于 CH<sub>4</sub> 排放有显著影响。这可能是由于不同种类的鱼在水中的生态位不同导致的。例如, 普通鲤鱼是杂食性的底层食腐动物, 它们在土壤中寻找食物的习惯<sup>[113]</sup> 会导致 CH<sub>4</sub> 从土壤中扩散, 从而通过水稻植株排放到大气中。而像卡拉鲃 (*Catla catla*)、罗希塔红唇

(*Labeo rohita*) 等主要分布在水的中、上层, 对土壤影响较小, 对 CH<sub>4</sub> 的释放量的影响较普通鲤鱼少。Frei 等<sup>[63]</sup> 研究也表明, 稻渔系统中鱼的种类组成可能会对该系统的生产力产生重要影响。

### 3.3.4 田间管理方式

田间管理通过水稻—土壤—微生物的共同作用影响着 CH<sub>4</sub> 排放。土壤碳氮比 (C/N) 是影响淹水稻土壤 CH<sub>4</sub> 生成的重要因素, CH<sub>4</sub> 的产生和排放与 C/N 呈正相关<sup>[72]</sup>。秸秆还田和施肥是影响水稻土壤 C/N 的两个重要农业措施。秸秆还田初期, 秸秆为产甲烷菌提供了大量的碳源, CH<sub>4</sub> 大量产生。与此同时, 水稻根系生长受抑, 影响 O<sub>2</sub> 输送, 甲烷氧化菌活性低, 因而 CH<sub>4</sub> 排放高。但是随着秸秆还田时间的推移, 土壤肥力明显改善, 水稻根系生长发育旺盛, 促进 O<sub>2</sub> 输送, 提高了甲烷氧化菌的活性, 因而 CH<sub>4</sub> 排放又会降低。水稻田的 CH<sub>4</sub> 排放受到肥料种类的影响。有研究表明, 施氮肥可减少 30%~50% 的 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[114]</sup>。相比于尿素, 施用铵基氮肥有降低 CH<sub>4</sub> 排放的潜力<sup>[115]</sup>。稻田施用硫酸铵可减少 25%~36% 的 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[116-117]</sup>。施钾肥会导致土壤 Eh 下降, 减少 CH<sub>4</sub> 产生, 促进 CH<sub>4</sub> 氧化, 从而减少 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[118]</sup>。生物肥料能够持续改善土壤, 减少稻田的 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[119-120]</sup>。除此以外, 有 meta 分析结果表明, 施用适量的生物炭、节水灌溉以及免耕少耕等措施都有利于稻田 CH<sub>4</sub> 减排<sup>[121]</sup>。

从以上研究结果可以看出, 稻渔系统对 CH<sub>4</sub> 排放的影响主要通过改变产甲烷菌和甲烷氧化菌的生活环境而影响 CH<sub>4</sub> 的产生与氧化。具体而言, 一方面通过为产甲烷菌提供更多的碳源或者创造厌氧环境, 促进 CH<sub>4</sub> 的产生过程; 另一方面通过为甲烷氧化菌提供更多 O<sub>2</sub>, 促进 CH<sub>4</sub> 氧化过程。

## 4 展望

稻渔系统土壤有机碳和 CH<sub>4</sub> 排放虽然国内的研究已取得一些进展, 但目前稻渔系统土壤有机碳增加的可能机理仍未阐明。稻渔系统对 CH<sub>4</sub> 排放影响的研究结果存在较大差异, 这可能与研究地点的气候、土壤条件、耕作方式等因素不同有关。因此, 未来稻渔系统的碳固持和碳排放的研究重点包括以下 3 个方面。

1) 稻渔系统的碳固定与 CH<sub>4</sub> 排放的特征。长期定位监测研究稻渔系统中土壤有机碳库的变化、CH<sub>4</sub> 排放特征; 定位研究水稻生产不同区域、不同稻渔复合种养模式下土壤碳固定与 CH<sub>4</sub> 排放的差异;

通过长期定位观测研究, 阐明稻渔系统土壤碳库变化和 CH<sub>4</sub> 排放的基本规律和影响因素。

2) 稻渔系统土壤碳固持和 CH<sub>4</sub> 排放的机理。稻田系统引入水产动物, 碳循环过程比水稻单作系统变得更为复杂, 稻渔系统的 CH<sub>4</sub> 排放与有机碳固定受水稻—水产动物—土壤—微生物的共同影响。因此, 可通过研究明确碳元素在生物之间的分配、转化过程及微生物利用特征, 揭示稻渔系统碳运转和 CH<sub>4</sub> 排放的机理。

3) 稻渔系统增强碳固定降低 CH<sub>4</sub> 排放的措施。开展低 CH<sub>4</sub> 排放水稻的育种和品种筛选; 通过大量的田间对比试验, 研究水稻与水产动物群体的配比、饲料和肥料投入比例、稻田水分管理模式、稻渔种养下的秸秆还田策略等, 建出适用于稻渔系统的固碳减排技术体系。

## 参考文献 References

- [1] BHATIA A, PATHAK H, JAIN N, et al. Global warming potential of manure amended soils under rice-wheat system in the Indo-Gangetic Plains[J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(37): 6976–6984
- [2] ZHANG W, YU Y Q, HUANG Y, et al. Modeling methane emissions from irrigated rice cultivation in China from 1960 to 2050[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17(12): 3511–3523
- [3] SIMPSON I J, EDWARDS G C, THURTELL G W. Variations in methane and nitrous oxide mixing ratios at the southern boundary of a Canadian boreal forest[J]. *Atmospheric Environment*, 1999, 33(7): 1141–1150
- [4] TAMAI N, TAKENAKA C, ISHIZUKA S. Water-soluble Al inhibits methane oxidation at atmospheric concentration levels in Japanese forest soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(7): 1730–1736
- [5] AKIYAMA H, YAGI K, YAN X Y. Direct N<sub>2</sub>O emissions from rice paddy fields: Summary of available data[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(1), DOI: 10.1029/2004gb002378
- [6] YAN X Y, AKIYAMA H, YAGI K, et al. Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(2), DOI: 10.1029/2008gb003299
- [7] ZOU J W, HUANG Y, QIN Y M, et al. Changes in fertilizer-induced direct N<sub>2</sub>O emissions from paddy fields during rice-growing season in China between 1950s and 1990s[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15(1): 229–242
- [8] ZOU J W, HUANG Y, JIANG J Y, et al. A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(2), DOI:10.1029/2004gb002401
- [9] SUN H F, ZHOU S, FU Z S, et al. A two-year field measurement of methane and nitrous oxide fluxes from rice paddies under contrasting climate conditions[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 28255
- [10] FENG J F, CHEN C Q, ZHANG Y, et al. Impacts of cropping practices on yield-scaled greenhouse gas emissions from rice fields in China: a meta-analysis[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 164: 220–228
- [11] VOSS L F, HADAD C M, ALLEN H C. Oxidation of monolayers at the air/water interface: Human impact on tropospheric chemistry and atmospheric oxidant impact on human health[J]. *ACS National Meeting Book of Abstracts*, 2006, 232: 60
- [12] XU G C, LIU X, WANG Q S, et al. Effects of screenhouse cultivation and organic materials incorporation on global warming potential in rice fields[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(7): 6581–6591
- [13] 潘根兴, 李恋卿, 郑聚锋, 等. 土壤碳循环研究及中国稻田土壤固碳研究的进展与问题[J]. *土壤学报*, 2008, 45(5): 901–914  
PAN G X, LI L Q, ZHENG J F, et al. Perspectives on cycling and sequestration of organic carbon in paddy soils of China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 901–914
- [14] 郑聚锋, 陈硕桐. 土壤有机质与土壤固碳[J]. *科学*, 2021, 73(6): 13–17, 4  
ZHENG J F, CHEN S T. Soil organic matter and soil carbon sequestration[J]. *Science*, 2021, 73(6): 13–17, 4
- [15] 张旭辉, 潘根兴. 稻田与稻作农业对碳中和的启示[J]. *科学*, 2021, 73(6): 18–21, 4  
ZHANG X H, PAN G X. Lessons of carbon neutrality from rice paddy and rice farming[J]. *Science*, 2021, 73(6): 18–21, 4
- [16] 吴金水, 李勇, 童成立, 等. 亚热带水稻土碳循环的生物地球化学特点与长期固碳效应[J]. *农业现代化研究*, 2018, 39(6): 895–906  
WU J S, LI Y, TONG C L, et al. The key geo-biochemical processes of the long-term carbon sequestration and its mechanisms in the subtropical paddy soils[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2018, 39(6): 895–906
- [17] WU J S. Carbon accumulation in paddy ecosystems in subtropical China: evidence from landscape studies[J]. *European Journal of Soil Science*, 2011, 62(1): 29–34
- [18] 唐建军, 李巍, 吕修涛, 等. 中国稻渔综合种养产业的发展现状与若干思考[J]. *中国稻米*, 2020, 26(5): 1–10  
TANG J J, LI W, LYU X T, et al. Development status and rethinking of the integrated rice-fish system in China[J]. *China Rice*, 2020, 26(5): 1–10
- [19] 吴雪. 稻鱼系统养分循环利用研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2012: 37–45  
WU X. The utilization of nutrients in traditional rice-fish co-culture system[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2012: 37–45
- [20] 李成芳, 曹湊贵, 汪金平, 等. 稻鸭、稻鱼共作生态系统中稻田田面水的N素动态变化及淋溶损失[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(10): 2125–2132  
LI C F, CAO C G, WANG J P, et al. Dynamic variations and

- losses of N in floodwater of paddy fields in integrated rice-duck and rice-fish ecosystems[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(10): 2125-2132
- [21] 李成芳, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭稻鱼共作生态系统氮素平衡的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(4): 1326-1334
- LI C F, CAO C G, WANG J P, et al. Studies on nitrogen cycling in integrated rice-duck, rice-fish ecosystems[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4): 1326-1334
- [22] 莫善康, 莫先平. 稻田养鱼的传承发展[J]. *文史春秋*, 2020(11): 47-51
- MO S K, MO X P. Inheritance and development of fish farming in paddy fields[J]. *Chronical of Literature and History*, 2020(11): 47-51
- [23] XIE J, HU L, TANG J, et al. Ecological mechanisms underlying the sustainability of the agricultural heritage rice-fish coculture system[J]. *PNAS*, 2011, 108(50): E1381-E1387
- [24] 胡亮亮, 唐建军, 张剑, 等. 稻-鱼系统的发展与未来思考[J]. *中国生态农业学报*, 2015, 23(3): 268-275
- HU L L, TANG J J, ZHANG J, et al. Development of rice-fish system: Today and tomorrow[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2015, 23(3): 268-275
- [25] 中国稻渔综合种养产业发展报告(2020)[J]. *中国水产*, 2020(10): 12-19
- Report on the development of China's rice and fishery integrated planting and breeding industry[J]. *China Fisheries*, 2020(10): 12-19
- [26] 李娜娜. 中国主要稻田种养模式生态分析[D]. 杭州: 浙江大学, 2013: 2-18
- LI N N. Ecological analysis of representative rice-based ecosystems in China[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013: 2-18
- [27] 丁伟华. 中国稻田水产养殖的潜力和经济效益分析[D]. 杭州: 浙江大学, 2014: 17-19
- DING W H. Potential and economic effects in the integrated rice-aquaculture systems in China[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014: 17-19
- [28] 胡亮亮. 农业生物种间互惠的生态系统功能[D]. 杭州: 浙江大学, 2014: 35-58
- HU L L. Ecosystem functioning of facilitation between co-cultured species[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014: 35-58
- [29] 谢坚. 农田物种间相互作用的生态系统功能——以全球重要农业文化遗产“稻鱼系统”为研究范例[D]. 杭州: 浙江大学, 2011: 37-40
- XIE J. Ecosystem functioning of species interactions in farming system — A case study on Globally Important Agricultural Heritage System[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011: 37-40
- [30] 曹凑贵, 江洋, 汪金平, 等. 稻虾共作模式的“双刃性”及可持续发展策略[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(9): 1245-1253
- CAO C G, JIANG Y, WANG J P, et al. “Dual character” of rice-crayfish culture and strategies for its sustainable development[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(9): 1245-1253
- [31] 房蕊, 于镇华, 李彦生, 等. 大气CO<sub>2</sub>浓度和温度升高对农田土壤碳库及微生物群落结构的影响[J]. *中国农业科学*, 2021, 54(17): 3666-3679
- FANG R, YU Z H, LI Y S, et al. Effects of elevated CO<sub>2</sub> concentration and warming on soil carbon pools and microbial community composition in farming soil[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2021, 54(17): 3666-3679
- [32] LIANG C, SCHIMMEL J P, JASTROW J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage[J]. *Nature Microbiology*, 2017, 2: 17105
- [33] 夏龙龙, 颜晓元, 蔡祖聪. 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*, 2020, 39(4): 834-841
- XIA L L, YAN X Y, CAI Z C. Research progress and prospect of greenhouse gas mitigation and soil carbon sequestration in croplands of China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(4): 834-841
- [34] 丁姣龙, 陈璐, 王忍, 等. 鱼排泄物与分泌物对水稻土壤酶活性及土壤养分的影响[J]. *湖南师范大学自然科学学报*, 2021, 44(2): 74-79
- DING J L, CHEN L, WANG R, et al. Effects of fish excrement on the soil environment of paddy fields[J]. *Journal of Natural Science of Hunan Normal University*, 2021, 44(2): 74-79
- [35] 孙刚, 房岩, 韩国军, 等. 稻-鱼复合生态系统对水田土壤理化性状的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2009(4): 21-24, 47
- SUN G, FANG Y, HAN G J, et al. Effects of rice-fish integrated ecosystem on physical and chemical properties of paddy soil[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2009(4): 21-24, 47
- [36] 李妹娟, 钟旭华, 梁开明, 等. 广东省稻鱼共生生态种养发展现状与对策建议[J]. *广东农业科学*, 2021, 48(10): 111-120
- LI M J, ZHONG X H, LIANG K M, et al. Development situation and countermeasures of rice-fish co-culture system in Guangdong Province[J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2021, 48(10): 111-120
- [37] 倡国涵, 彭成林, 徐祥玉, 等. 稻-虾共作模式对涝渍稻田土壤微生物群落多样性及土壤肥力的影响[J]. *土壤*, 2016, 48(3): 503-509
- SI G H, PENG C L, XU X Y, et al. Effects of rice-crayfish integrated mode on soil microbial functional diversity and fertility in waterlogged paddy field[J]. *Soils*, 2016, 48(3): 503-509
- [38] 安辉, 刘鸣达, 王耀晶, 等. 不同稻蟹生产模式对土壤活性有机碳和酶活性的影响[J]. *生态学报*, 2012, 32(15): 4753-4761
- AN H, LIU M D, WANG Y J, et al. Effects of different rice-crab production modes on soil labile organic carbon and enzyme activities[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(15): 4753-4761
- [39] 陈晓云, 孙文涛, 于凤泉, 等. 稻蟹生态种养模式对稻田土壤肥力及生产效益的影响[J]. *土壤通报*, 2021, 52(5): 1165-1172
- CHEN X Y, SUN W T, YU F Q, et al. Effect of rice-crab co-

- culture system on soil fertility and economic benefits[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2021, 52(5): 1165–1172
- [40] GUO L, HU L L, ZHAO L F, et al. Coupling rice with fish for sustainable yields and soil fertility in China[J]. *Rice Science*, 2020, 27(3): 175–179
- [41] 倡国涵, 彭成林, 徐祥玉, 等. 稻虾共作模式对涝渍稻田土壤理化性状的影响[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(1): 61–68
- SI G H, PENG C L, XU X Y, et al. Effect of integrated rice-crayfish farming system on soil physico-chemical properties in waterlogged paddy soils[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(1): 61–68
- [42] 管勤壮, 成永旭, 李聪, 等. 稻虾共作对土壤有机碳的影响及其与土壤性状的关系[J]. *浙江农业学报*, 2019, 31(1): 113–120
- GUAN Q Z, CHENG Y X, LI C, et al. Changes of soil organic carbon and relationships with soil properties in rice-crayfish coculture system[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2019, 31(1): 113–120
- [43] WU J S, ZHOU P, LI L, et al. Restricted mineralization of fresh organic materials incorporated into a subtropical paddy soil[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2012, 92(5): 1031–1037
- [44] 陈梦蝶, 崔晓阳. 土壤有机碳矿物固持机制及其影响因素[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022, 30(2): 175–183
- CHEN M D, CUI X Y. Mechanisms and influencing factors of soil organic carbon sequestration by minerals[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2022, 30(2): 175–183
- [45] 陈松文, 刘天奇, 曹凑贵, 等. 水稻生产碳中和现状及低碳稻作技术策略[J]. 华中农业大学学报, 2021, 40(3): 3–12
- CHEN S W, LIU T Q, CAO C G, et al. Situation of carbon neutrality in rice production and techniques for low-carbon rice farming[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2021, 40(3): 3–12
- [46] GUO H S, QI M, HU Z J, et al. Optimization of the rice-fish coculture in Qingtian, China: 1. Effects of rice spacing on the growth of the paddy fish and the chemical composition of both rice and fish[J]. *Aquaculture*, 2020, 522: 735106
- [47] LU F. How can straw incorporation management impact on soil carbon storage? A meta-analysis[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2015, 20(8): 1545–1568
- [48] XIA L L, LAM S K, YAN X Y, et al. How does recycling of livestock manure in agroecosystems affect crop productivity, reactive nitrogen losses, and soil carbon balance?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(13): 7450–7457
- [49] ZHAO X, ZHANG R, XUE J F, et al. Management-induced changes to soil organic carbon in China: a meta-analysis[J]. *Advances in Agronomy*, 2015, 134: 1–50
- [50] 陈斐杰, 夏会娟, 刘福德, 等. 生物质炭特性及其对土壤性质的影响与作用机制[J]. 环境工程技术学报, 2021, <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.5972.X.20210624.1004.004.html>
- CHEN F J, XIA H J, LIU F D, et al. Characteristics of biochar and its effects on soil and its mechanism[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2021, <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.5972.X.20210624.1004.004.html>
- [51] 孔丝纺, 姚兴成, 张江勇, 等. 生物质炭的特性及其应用的研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(4): 716–723
- KONG S F, YAO X C, ZHANG J Y, et al. Review of characteristics of biochar and research progress of its applications[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24(4): 716–723
- [52] FANG K K, DAI W, CHEN H Y, et al. The effect of integrated rice-frog ecosystem on rice morphological traits and methane emission from paddy fields[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 783: 147123
- [53] 张怡彬, 徐洋, 王洪媛, 等. 稻蟹共生系统温室气体排放特征及其影响因素[J]. 农业资源与环境学报, 2021, <https://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1437.S.20211116.0858.002.html>
- ZHANG Y B, XU Y, WANG H Y, et al. Greenhouse gas emission characteristics and influencing factors of rice-crab symbiosis system[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, <https://kns.cnki.net/kcms/detail/12.1437.S.20211116.0858.002.html>
- [54] HU Z Q, WU S, JI C, et al. A comparison of methane emissions following rice paddies conversion to crab-fish farming wetlands in Southeast China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(2): 1505–1515
- [55] WANG A, MA X Z, XU J, et al. Methane and nitrous oxide emissions in rice-crab culture systems of Northeast China[J]. *Aquaculture and Fisheries*, 2019, 4(4): 134–141
- [56] 徐祥玉, 张敏敏, 彭成林, 等. 稻虾共作对秸秆还田后稻田温室气体排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(11): 1591–1603
- XU X Y, ZHANG M M, PENG C L, et al. Effect of rice-crayfish co-culture on greenhouse gases emission in straw-puddled paddy fields[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(11): 1591–1603
- [57] 孙自川. 稻虾共作下秸秆还田和投食对温室气体排放的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2018: 34
- SUN Z C. Effects of straw returning and feeding on greenhouse gas emissions in rice-crayfish co-culture ecosystem[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2018: 34
- [58] SUN G, SUN M, DU L S, et al. Ecological rice-cropping systems mitigate global warming — A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 789: 147900
- [59] BHATTACHARYYA P, SINHABABU D P, ROY K S, et al. Effect of fish species on methane and nitrous oxide emission in relation to soil C, N pools and enzymatic activities in rainfed shallow lowland rice-fish farming system[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 176: 53–62
- [60] DATTA A, NAYAK D R, SINHABABU D P, et al. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of Eastern India[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 129(1/2/3): 228–237
- [61] FREI M, RAZZAK M A, HOSSAIN M M, et al. Methane emissions and related physicochemical soil and water parameters in rice-fish systems in Bangladesh[J]. *Agriculture,*

- Ecosystems & Environment, 2007, 120(2/3/4): 391–398
- [62] FREI M, BECKER K. Integrated rice-fish production and methane emission under greenhouse conditions[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 107(1): 51–56
- [63] FREI M, BECKER K. A greenhouse experiment on growth and yield effects in integrated rice-fish culture[J]. *Aquaculture*, 2005, 244(1/2/3/4): 119–128
- [64] 袁伟玲, 曹凑贵, 李成芳, 等. 稻鸭、稻鱼共作生态系统  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  温室效应及经济效益评估[J]. *中国农业科学*, 2009, 42(6): 2052–2060
- YUAN W L, CAO C G, LI C F, et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice-fish and rice-duck complex ecosystems and the evaluation of their economic significance[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2009, 42(6): 2052–2060
- [65] 展茗, 曹凑贵, 汪金平, 等. 复合稻田生态系统温室气体交换及其综合增温潜势[J]. *生态学报*, 2008, 28(11): 5461–5468
- ZHAN M, CAO C G, WANG J P, et al. Greenhouse gases exchange of integrated paddy field and their comprehensive global warming potentials[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(11): 5461–5468
- [66] 刘小燕. 稻鸭鱼生态种养对稻田甲烷减排及水稻栽培环境改善的功能研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2004: 29–46
- LIU X Y. Studies on function of mitigating methane emission in paddyfield and improvement of rice growth environment in rice-duck-fish complex ecosystem[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2004: 29–46
- [67] 刘小燕, 黄璜, 杨治平, 等. 稻鸭鱼共栖生态系统  $\text{CH}_4$  排放规律研究[J]. *生态环境*, 2006, 15(2): 265–269
- LIU X Y, HUANG H, YANG Z P, et al. Methane emission from rice-duck-fish complex ecosystem[J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(2): 265–269
- [68] 戴振炎. 稻金鱼复合生态系统甲烷排放规律及土壤理化因子的研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2004: 18–29
- DAI Z Y. Study on fluxes of methane emission and soil physics-chemistry factors in rice-goldfish complex ecosystem[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2004: 18–29
- [69] FANG K K, GAO H, SHA Z M, et al. Mitigating global warming potential with increase net ecosystem economic budget by integrated rice-frog farming in eastern China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, 308: 107235
- [70] LE MER J, ROGER P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2001, 37(1): 25–50
- [71] CONRAD R. Microbial ecology of methanogens and methanotrophs[J]. *Advances in Agronomy*, 2007, 96: 1–63
- [72] 王强盛. 稻田种养结合循环农业温室气体排放的调控与机制[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(5): 633–642
- WANG Q S. Regulation and mechanism of greenhouse gas emissions of circular agriculture ecosystem of planting and breeding in paddy[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, 26(5): 633–642
- [73] SERRANO-SILVA N, SARRIA-GUZMÁN Y, DENDOOVEN L, et al. Methanogenesis and methanotrophy in soil: a review[J]. *Pedosphere*, 2014, 24(3): 291–307
- [74] PENNING H, CONRAD R. Quantification of carbon flow from stable isotope fractionation in rice field soils with different organic matter content[J]. *Organic Geochemistry*, 2007, 38(12): 2058–2069
- [75] THAUER R K. Biochemistry of methanogenesis: a tribute to Marjory Stephenson: 1998 Marjory Stephenson Prize Lecture[J]. *Microbiology*, 1998, 144(9): 2377–2406
- [76] MALYAN S K, BHATIA A, KUMAR A, et al. Methane production, oxidation and mitigation: A mechanistic understanding and comprehensive evaluation of influencing factors[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 572: 874–896
- [77] MITRA S, MAJUMDAR D, WASSMANN R. Methane production and emission in surface and subsurface rice soils and their blends[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2012, 158: 94–102
- [78] 任万辉, 许黎, 王振会. 中国稻田甲烷产生和排放研究 I. 产生和排放机理及其影响因子[J]. *气象*, 2004, 30(6): 3–7
- REN W H, XU L, WANG Z H. A review on study of methane emission from rice field in China I. mechanism and affecting factors[J]. *Meteorological Monthly*, 2004, 30(6): 3–7
- [79] ETTWIG K F, BUTLER M K, LE PASLIER D, et al. Nitrite-driven anaerobic methane oxidation by oxygenic bacteria[J]. *Nature*, 2010, 464(7288): 543–548
- [80] NAZARIES L, MURRELL J C, MILLARD P, et al. Methane, microbes and models: fundamental understanding of the soil methane cycle for future predictions[J]. *Environmental Microbiology*, 2013, 15(9): 2395–2417
- [81] 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
- [82] FECHNER E J, HEMOND H F. Methane transport and oxidation in the unsaturated zone of a sphagnum peatland[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1992, 6(1): 33–44
- [83] TOKIDA T, CHENG W G, ADACHI M, et al. The contribution of entrapped gas bubbles to the soil methane pool and their role in methane emission from rice paddy soil in free-air  $[\text{CO}_2]$  enrichment and soil warming experiments[J]. *Plant and Soil*, 2013, 364(1/2): 131–143
- [84] ZHANG G B, YU H Y, FAN X F, et al. Carbon isotope fractionation reveals distinct process of  $\text{CH}_4$  emission from different compartments of paddy ecosystem[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 27065
- [85] STRACK M, WADDINGTON J M. Spatiotemporal variability in peatland subsurface methane dynamics[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2008, 113(G2), DOI: 10.1029/2007jg000472
- [86] BUTTERBACH-BAHL K, PAPEN H, RENNENBERG H. Impact of gas transport through rice cultivars on methane emission from rice paddy fields[J]. *Plant, Cell and Environment*, 1997, 20(9): 1175–1183
- [87] 展茗, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭共作对甲烷排放的影

- 响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(12): 2666–2672
- ZHAN M, CAO C G, WANG J P, et al. Effects of rice-duck farming on paddy field's methane emission[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(12): 2666–2672
- [88] HIRANO S, MATSUMOTO N, MORITA M, et al. Electrochemical control of redox potential affects methanogenesis of the hydrogenotrophic methanogen *Methanothermobacter thermautotrophicus*[J]. *Letters in Applied Microbiology*, 2013, 56(5): 315–321
- [89] WANG Z P, LINDAU C W, DELAUNE R D, et al. Methane emission and entrapment in flooded rice soils as affected by soil properties[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1993, 16(3): 163–168
- [90] KLUDZE H K, DELAUNE R D, PATRICK W H Jr. Aerenchyma formation and methane and oxygen exchange in rice[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, 57(2): 386–391
- [91] CONRAD R. Methane production in soil environments — anaerobic biogeochemistry and microbial life between flooding and desiccation[J]. *Microorganisms*, 2020, 8(6): 881
- [92] WANG C, LAI D Y F, SARDANS J, et al. Factors related with CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a paddy field: clues for management implications[J]. *PLoS One*, 2017, 12(1): e0169254
- [93] KIM S Y, VERAART A J, MEIMA-FRANKE M, et al. Combined effects of carbon, nitrogen and phosphorus on CH<sub>4</sub> production and denitrification in wetland sediments[J]. *Geoderma*, 2015, 259/260: 354–361
- [94] YUAN W L, CAO C G, LI C F, et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice-duck and rice-fish complex ecosystems and the evaluation of their economic significance[J]. *Agricultural Sciences in China*, 2009, 8(10): 1246–1255
- [95] VROMANT N, CHAU N T H. Overall effect of rice biomass and fish on the aquatic ecology of experimental rice plots[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 111(1/2/3/4): 153–165
- [96] BHARALI A, BARUAH K K, GOGOI N. Potential option for mitigating methane emission from tropical paddy rice through selection of suitable rice varieties[J]. *Crop and Pasture Science*, 2017, 68(5): 421
- [97] 王增远, 徐雨昌, 李震, 等. 水稻品种对稻田甲烷排放的影响[J]. *作物学报*, 1999, 25(4): 441–446
- WANG Z Y, XU Y C, LI Z, et al. Effect of rice cultivars on methane emissions from rice field[J]. *Acta Agronomica Sinica*, 1999, 25(4): 441–446
- [98] 李思宇. 稻田温室气体排放水稻品种间差异及其机理研究[D]. 扬州: 扬州大学, 2020: 15–16
- LI S Y. Greenhouse gas emission from paddy field in different rice cultivars and its possible mechanisms[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2020: 15–16
- [99] 江瑜, 管大海, 张卫建. 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[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(2): 175–181
- JIANG Y, GUAN D H, ZHANG W J. The effect of rice plant traits on methane emissions from paddy fields: a review[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, 26(2): 175–181
- [100] 沈学良, 田光蕾, 周元昌, 等. 水稻生物学特性对稻田甲烷排放的影响[J]. *农学学报*, 2020, 10(2): 75–80
- SHEN X L, TIAN G L, ZHOU Y C, et al. Rice biological characteristics: effects on methane emission from paddy fields[J]. *Journal of Agriculture*, 2020, 10(2): 75–80
- [101] JIANG Y, VAN GROENIGEN K J, HUANG S, et al. Higher yields and lower methane emissions with new rice cultivars[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(11): 4728–4738
- [102] WATANABE A, TAKEDA T, KIMURA M. Evaluation of origins of CH<sub>4</sub> carbon emitted from rice paddies[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1999, 104(D19): 23623–23629
- [103] TOKIDA T, ADACHI M, CHENG W G, et al. Methane and soil CO<sub>2</sub> production from current-season photosynthates in a rice paddy exposed to elevated CO<sub>2</sub> concentration and soil temperature[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17(11): 3327–3337
- [104] SU J, HU C, YAN X, et al. Expression of barley SUSIBA2 transcription factor yields high-starch low-methane rice[J]. *Nature*, 2015, 523(7562): 602–606
- [105] JIANG Y, QIAN H Y, WANG L, et al. Limited potential of harvest index improvement to reduce methane emissions from rice paddies[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(2): 686–698
- [106] SINGH S, SINGH J S, KASHYAP A K. Methane flux from irrigated rice fields in relation to crop growth and N-fertilization[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(9): 1219–1228
- [107] DAS K, BARUAH K K. Methane emission associated with anatomical and morphophysiological characteristics of rice (*Oryza sativa*) plant[J]. *Physiologia Plantarum*, 2008, 134(2): 303–312
- [108] GOGOI N, BARUAH K K, GUPTA P K. Selection of rice genotypes for lower methane emission[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2008, 28(2): 181–186
- [109] 曹云英, 许锦彪, 朱庆森. 水稻植株状况对甲烷传输速率的影响及其品种间差异[J]. *华北农学报*, 2005, 20(2): 105–109
- CAO Y Y, XU J B, ZHU Q S. Effect of rice plant status and difference rice varieties on methane transport rate[J]. *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2005, 20(2): 105–109
- [110] 温婷, 赵本良, 章家恩. 稻鸭共作中CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放规律及影响因素[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(7): 1442–1450
- WEN T, ZHAO B L, ZHANG J E. Emission pathways and influencing factors for CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from rice-duck farming[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(7): 1442–1450
- [111] 郎有忠, 王美娥, 吕川根, 等. 水稻叶片形态、群体结构和产量对种植密度的响应[J]. *江苏农业学报*, 2012, 28(1): 7–11
- LANG Y Z, WANG M E, LYU C G, et al. Response of leaf morphology, population structure and yield to planting density in rice[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2012, 28(1): 7–11

- [112] 吴敏芳, 张剑, 胡亮亮, 等. 稻鱼系统中再生稻生产关键技术[J]. *中国稻米*, 2016, 22(6): 80–82  
WU M F, ZHANG J, HU L L, et al. Practical technology for cultivating ratoon rice in rice-fish system[J]. *China Rice*, 2016, 22(6): 80–82
- [113] CHAPMAN G, FERNANDO C H. The diets and related aspects of feeding of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) and common carp (*Cyprinus carpio* L.) in lowland rice fields in northeast Thailand[J]. *Aquaculture*, 1994, 123(3/4): 281–307
- [114] DONG H B, YAO Z S, ZHENG X H, et al. Effect of ammonium-based, non-sulfate fertilizers on CH<sub>4</sub> emissions from a paddy field with a typical Chinese water management regime[J]. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(5): 1095–1101
- [115] LINQUIST B A, ADVIENTO-BORBE M A, PITTELKOW C M, et al. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: a quantitative review and analysis[J]. *Field Crops Research*, 2012, 135: 10–21
- [116] CORTON T M, BAJITA J B, GROSPE F S, et al. Methane emission from irrigated and intensively managed rice fields in central Luzon (Philippines)[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, 58(1/2/3): 37–53
- [117] SINGLA A, INUBUSHI K. Effect of biochar on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emission from soils vegetated with paddy[J]. *Paddy and Water Environment*, 2014, 12(1): 239–243
- [118] HUSSAIN S, PENG S B, FAHAD S, et al. Rice management interventions to mitigate greenhouse gas emissions: a review[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(5): 3342–3360
- [119] KOLLAH B, PATRA A K, MOHANTY S R. Aquatic *Microphylla azolla*: a perspective paradigm for sustainable agriculture, environment and global climate change[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(5): 4358–4369
- [120] SINGH J S, STRONG P J. Biologically derived fertilizer: a multifaceted bio-tool in methane mitigation[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 124: 267–276
- [121] 刘珂纯, 王旭东, 赵鑫, 等. 稻田甲烷主要减排措施的技术效应与影响因素研究[J]. *吉林农业大学学报*, 2021, <https://kns.cnki.net/kcms/detail/22.1100.S.20210826.0854.002.html>  
LIU K C, WANG X D, ZHAO X, et al. Effects and the influential factors of mian management practices on methane emission in paddy fields[J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2021, <https://kns.cnki.net/kcms/detail/22.1100.S.20210826.0854.002.html>