

# 稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 温室效应及经济效益评估

袁伟玲, 曹凑贵, 李成芳, 展 茗, 蔡明历, 汪金平

(华中农业大学作物栽培与生理生态研究中心, 武汉 430070)

**摘要:** 【目的】稻鸭、稻鱼共作生态系统是中国南方稻作区两种主要复合种养模式。研究稻鸭、稻鱼共作生态系统中 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放产生的温室效应并对其进行经济价值进行评价, 旨在为进一步开发利用稻田综合利用模式提供理论基础和实践依据。【方法】采用静态箱技术, 研究稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放规律, 并运用增温潜势对稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的温室效应及经济效益进行估算。【结果】在水稻生长期, 稻鸭、稻鱼共作系统中 CH<sub>4</sub> 排放峰值均出现在分蘖盛期和抽穗期, 其平均排放通量均显著 ( $P < 0.05$ ) 低于常规淹水稻田; N<sub>2</sub>O 的排放通量在稻田淹水期间保持较低值, 而在稻田落干后迅速升高。养鸭显著 ( $P < 0.05$ ) 提高了稻田 N<sub>2</sub>O 的排放, 养鱼降低了稻田 N<sub>2</sub>O 的排放。2006 和 2007 年稻鸭、稻鱼处理 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放产生总温室效应分别为 4 728.3、4 611.0 kg CO<sub>2</sub>-hm<sup>-2</sup> 和 4 545.0、4 754.3 kg CO<sub>2</sub>-hm<sup>-2</sup>, 其温室效应成本分别为 970.89、946.81 yuan/hm<sup>2</sup> 和 933.25 和 976.23 yuan/hm<sup>2</sup>, 明显低于 CK 的 5 997.6 和 5 391.5 yuan/hm<sup>2</sup>。除去 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放产生温室效应的环境成本, 采用稻鸭、稻鱼生态种养技术的经济效益分别比常规稻田增加 2 210.64、4 881.92 yuan/hm<sup>2</sup> 和 3 798.37、5 310.64 yuan/hm<sup>2</sup>。【结论】稻鸭、稻鱼共作能有效的抑制稻田温室气体排放并显著降低其温室效应。因此, 稻鸭、稻鱼共作是减少温室气体排放的有效措施之一, 具有较好的推广价值。

**关键词:** CH<sub>4</sub> 排放; N<sub>2</sub>O 排放; 稻鸭共作; 稻鱼共作; 温室效应; 经济效益

## Methane and Nitrous Oxide Emissions from Rice-Fish and Rice-Duck Complex Ecosystems and the Evaluation of Their Economic Significance

YUAN Wei-ling, CAO Cou-gui, LI Cheng-fang, ZHAN Ming, CAI Ming-li, WANG Jin-ping

(Crop Production, Physiology and Ecology Center, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070)

**Abstract:** 【Objective】The rice-duck and rice-fish ecological systems are the major complex planting and breeding models of rice paddy fields in Southern China. Studying on methane and nitrous oxide emissions and their economic value from these ecosystems can provide a theoretical and practical basis for further development and utilization of these classical agricultural techniques. 【Method】Methane and nitrous oxide emissions from rice-duck (RD) and rice-fish (RF) ecological systems were measured in situ by using static chambers technique. Using global warming potentials (GWPs), the greenhouse effects of methane and nitrous oxide and the economic value were assessed. 【Result】Results shown that the peak of methane emission fluxes appeared at full tillering stage and complete heading stage, and the average emission fluxes from RD and RF were significant lower than that from CK. Nitrous oxide fluxes remained low in flooding irrigation and high in draining of water. Compared with CK, the total amount of nitrous oxide emissions from RD significantly higher and RF lower. In 2006 and 2007, the total greenhouse effects of methane and nitrous oxide were 4 728.3 kg CO<sub>2</sub>-hm<sup>-2</sup> and 4 611.0 kg CO<sub>2</sub>-hm<sup>-2</sup>, 4 545.0 kg CO<sub>2</sub>-hm<sup>-2</sup> and 4 754.3 kg CO<sub>2</sub>-hm<sup>-2</sup>, respectively. So the cost of greenhouse effect was 970.89 yuan/hm<sup>2</sup> and 946.81 yuan/hm<sup>2</sup>, 933.25 yuan/hm<sup>2</sup> and 976.23 yuan/hm<sup>2</sup>, respectively, which were significant lower than that from CK (5 997.6 yuan/hm<sup>2</sup> and 5 391.5 yuan/hm<sup>2</sup>). Except for the environment cost of methane and nitrous oxide, the achieved economic benefits from RD and RF were higher than that from CK (2 210.64

收稿日期: 2008-07-27; 接受日期: 2008-12-10

基金项目: 国家重大科技专项资助项目 (2004BA520A02)

作者简介: 袁伟玲 (1977-), 女, 湖北随州人, 博士研究生, 研究方向为农田生态系统。Tel: 027-87283775; E-mail: ywling@webmail.hzau.edu.cn。  
通信作者曹凑贵 (1963-), 男, 江西九江人, 教授, 研究方向为农业生态与区域发展。Tel: 027-87283775; E-mail: ccgui@mail.hzau.edu.cn

yuan/hm<sup>2</sup> and 4 881.92 yuan/hm<sup>2</sup>; 3 798.37 yuan/hm<sup>2</sup> and 5 310.64 yuan/hm<sup>2</sup>, respectively). 【Conclusion】 Rice-duck and rice-fish complex ecological planting and breeding models can effectively decrease and control methane and nitrous oxide emissions, and they are effective strategies to reduce greenhouse gas from rice paddy fields. Thus, they are worthy to be populated by farmer in view of their economic benefit.

**Key words:** methane emission; nitrous oxide emission; rice-duck complex ecosystem; rice-fish complex ecosystem; greenhouse effect; economic benefit

## 0 引言

【研究意义】温室气体引起的全球变暖和臭氧层破坏是当今两大全球环境问题。农业生产对温室气体排放的贡献率为 20% 左右, 其中占甲烷人为排放量的 45%~50%, 占 N<sub>2</sub>O 人为排放量的 20%~70%<sup>[1]</sup>。水稻是世界主要的粮食作物之一, 中国稻田面积约占世界水稻种植面积的 20%, 约占全国作物总种植面积的 1/3, 其生产过程中释放的 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 对全球温室气体预算具有重要作用<sup>[2]</sup>。因此, 研究中国水稻生产过程排放的 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O, 对缓解全球增温效应具有重要意义。【前人研究进展】稻鸭、稻鱼共作生态系统是中国南方稻作区主要的复合生态种养模式。2001 年仅稻鱼共作面积已达到 1 528 027 hm<sup>2</sup><sup>[3]</sup>。以田面水养鸭、养鱼为主的稻田复合生态种养模式, 已成为有效提高水稻栽培产量和生态经济效益的技术措施<sup>[4-5]</sup>。大量研究表明<sup>[6-9]</sup>: 稻鸭、稻鱼共作可利用鸭、鱼的活动, 有效控制稻田病虫害、杂草; 减少农药对环境的污染; 提高土壤肥力; 促进水稻生长。此外, 稻鸭、稻鱼能显著降低稻田 CH<sub>4</sub> 的排放。【本研究切入点】由于目前对稻鸭、稻鱼复合生态种养模式 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的研究基本上是分别进行, 对它们的综合研究还较少<sup>[5,10-11]</sup>。【拟解决的关键问题】本文在对稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放规律研究的基础上, 运用增温潜势对稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的温室效应及经济效益进行了估算, 以便更全面地评价这两种复合种养模式对稻田生态环境带来的影响, 同时为稻田温室效应的有效控制提供理论依据。

## 1 材料与方

### 1.1 试验地概况

试验于 2006 和 2007 年 5 月至 9 月在华中农业大学试验农场进行。试验地土壤为第四纪黄土沉积物发育的水稻土, 耕层厚 20 cm, 下为 10 cm 厚的犁底层。土壤耕作层 0~20 cm 表土, 其基本肥力性质为: 土壤全氮含量 0.35 g·kg<sup>-1</sup>, 全磷 1.17 g·kg<sup>-1</sup>, 有机质 16.76

g·kg<sup>-1</sup>, 硝态氮 12.1 mg·kg<sup>-1</sup>, 铵态氮 0.52 mg·kg<sup>-1</sup>, pH 6.98。前茬为油菜。

### 1.2 试验设计及田间管理

试验田面积 1 260 m<sup>2</sup>, 分为 9 个小区, 每小区 140 m<sup>2</sup>。设 3 个处理: (1) 放鸭 6 只处理 (RD, 以每公顷放养 300 只鸭为标准); (2) 放养 200 条鲫鱼处理 (RF, 以每公顷放养 15 000 尾鱼苗为标准); (3) 不放鸭、鱼处理 (CK)。各小区随机区组设计, 3 次重复。中稻品种为两优培九 (*Oryza sativa*, Liangyoupeijiu), 鸭子为本地麻鸭 (*Tadorna*), 鱼为鲫鱼 (*Carassius auratus gibelio*)。

田间整地时并于泡田后 4 d 表施基肥 (尿素) 225 kgN·hm<sup>-2</sup>, 2006 年 5 月 26 日移栽, 9 月 5 日收割。2007 年 5 月 31 日移栽, 9 月 8 日收割。小区间用泥砌成田埂, 覆上地膜, 防止肥水串流。田间开挖围沟, 深 30 cm、宽 40 cm。对于养鸭处理, 小区以 4 指规格尼纶丝网沿田滕围隔, 围网高度为 0.6~0.8 m, 以防鸭逃走。在养鸭小区一角搭建一鸭棚, 以便鸭子休憩和喂食 (其目的为防止饲料进入稻田土壤和水体。饲料为农家肉鸭花料, 碳水化合物饲料, 主要组分为玉米 60.2%, 豆粕 27%, 鱼粉 2%, 菜粕 4%, 棉粕 3%, 磷酸氢钙 1.3%, 石粉 1.2%, 食盐 0.3%, 添加剂 1%)。水稻移栽后半个月放 15~20 日龄的雏鸭, 水稻齐穗期 (8 月 20 日) 收鸭, 在此期间稻鸭共同生长, 且此后稻田不再灌溉。对于养鱼小区, 于返青期 (移栽后 15 d) 放入 200 尾鱼苗 (长约 5 cm), 并于 8 月 20 日收回, 养鱼期间田间水维持在 8 cm 深。水稻以宽窄行栽插, 各小区均实行浅水淹灌 (无沟处水深 5 cm)。在水稻全生育期不进行化学除草治虫、不施肥。常规小区除不放鸭、鱼, 其它农艺措施均与养鸭、养鱼小区一致。

### 1.3 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 采集、测定及计算

采用密闭静态箱法定位观测 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 的气体通量。箱体用厚 5 mm 的透明有机玻璃制成, 采样箱大小为 60 cm×60 cm×110 cm。箱内装有小电风扇使箱内气体均匀一致。水稻移栽后第 3 天起, 每隔 7 d 在同一地点采样。采样时将取样箱轻扣在不锈钢回型底

座上, 回型底座上有水槽, 起隔绝箱内外气体的水封作用。每次取样从 9: 00 开始, 采样时间分别为关箱后的 0、10、20、30、40 min, 每次抽样 20 ml 放入真空玻璃瓶中。 $\text{CH}_4$  的检测条件为: 色谱柱温度为  $75^\circ\text{C}$ ; 检测器 (FID) 温度  $180^\circ\text{C}$ ; 载气  $\text{N}_2$  ( $>99.999\%$ ), 流速  $2\text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ ; 燃气  $\text{H}_2$  ( $>99.99\%$ ), 流速  $30\text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ ; 助燃气为空气, 流速  $300\text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ ; 进样量  $1\text{ ml}$ , 流速为  $40\text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ 。 $\text{N}_2\text{O}$  的检测条件为: 色谱柱温度为  $65^\circ\text{C}$ ; 检测器 (ECD) 温度  $300^\circ\text{C}$ ; 进样器的温度  $100^\circ\text{C}$ ; 载气氩甲烷 ( $95\%$  氩气 +  $5\%$  甲烷), 流速  $40\text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$ ; 进样量  $1\text{ ml}$ , 流速为  $40\text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$  [10]。 $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  流通量根据下面方程计算 [12]:

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

式中,  $F$  为气体流通量 ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ),  $\rho$  是标准状态下气体密度;  $h$  是箱高;  $dC/dt$  为采样箱内气体的浓度变化率,  $T$  为采样过程中采样箱内的平均温度 ( $^\circ\text{C}$ )。根据气样浓度与时间的关系曲线计算气体的排放通量, 季节排放量为平均通量值与整个水稻生长期总小时数的乘积 [5]。

稻田生态系统  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  气体排放对全球变暖有着重要影响, 通常用增温潜势 (GWPs, 即 global warming potentials,  $\text{CO}_2$  的 GWPs 为 1) 来表示相同质量的不同温室气体对温室效应增强的相对辐射效应。对于 100 a 时间尺度的气候变化,  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  气体的 GWPs 为 21 和 310 [13]。将相同质量的  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  气体换算为等温室效应的  $\text{CO}_2$ , 运用造林成本和碳税法的均值, 计算其温室效应的价值 [14]。

$$M_C = 0.2729 \times \alpha \times M \quad (2)$$

$$V_C = 1/2 (C_t + C_{t,\text{CO}_2}) \times M_c \quad (3)$$

式中,  $M_C$  为根据增温潜势将  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  换算为纯 C 的量 ( $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ );  $\alpha$  为 GMP 值;  $M$  为  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放量 ( $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ );  $V_C$  为  $\text{CO}_2$  排放的平均经济价值 ( $\text{yuan}/\text{hm}^2$ );  $C_t$  为排放  $\text{CO}_2$  的碳税 ( $1.245\text{ yuan}/\text{kg}$ );  $C_{t,\text{CO}_2}$  为固定  $\text{CO}_2$  的造林成本 ( $0.2609\text{ yuan}/\text{kg}$ )。

#### 1.4 土样采集、测定及数据处理

采样方式为“S”形 5 点采样法, 土样采集自移栽日后每隔 7~9 d 采样 1 次至收获前。土样采自 0~20 cm 耕作层, 混匀, 送回实验室进行前处理。取部分新鲜土壤用以测定土壤  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$ 。土壤  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  含量用  $2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  KCl 浸提-FIAStar5000 连续流动注射分析仪测定 [15]。溶解氧 (DO) 浓度用碘量法测定 [15]。

试验结果均以每次测得的 3 次重复数据的平均值

与标准差来表示, 用 SPSS11.5 软件对试验数据统计分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 田面水溶解氧 (DO) 含量的变化

稻鸭、稻鱼共生生态系统田面水体溶解氧 (DO) 动态变化如图 1。在稻鸭、稻鱼共作期间, 相对于 CK, RD 处理的 DO 显著 ( $P < 0.01$ ) 高于 CK, 而 RF 处理的 DO 显著 ( $P < 0.05$ ) 低于 CK。2006 年和 2007 年 RD 处理的 DO 平均浓度是  $(7.09 \pm 1.83)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $(6.73 \pm 1.31)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 分别是 CK 的 1.22 ( $P < 0.01$ ) 和 1.20 ( $P < 0.01$ ) 倍。而 2006 年和 2007 年 RF 处理的 DO 平均浓度是  $(5.51 \pm 1.00)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $(5.32 \pm 0.51)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 分别是 CK 的 95% ( $P < 0.05$ ) 和 95% ( $P < 0.05$ )。

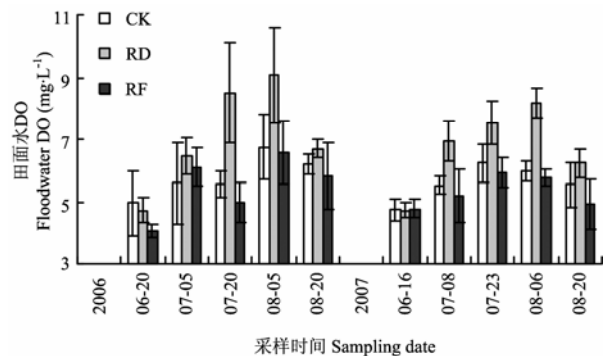


图 1 稻鸭、稻鱼共生生态系统田面水 DO 动态变化

Fig. 1 Variations of flood water DO in rice-duck and rice-fish ecological systems

### 2.2 土壤 $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_3^-$ 的变化

从图 2-a 可看出, 施肥后土壤  $\text{NH}_4^+$  含量迅速升高, 并在水稻移栽后一周达到最大值, 随后迅速下降并趋于稳定, 8 月 20 日后逐渐降低, 收获时降至最低值。在 2006 年稻鸭和稻鱼共作期间, 处理 RD 和 RF 土壤  $\text{NH}_4^+$  含量分别为  $(10.02 \pm 6.49)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $(9.73 \pm 6.58)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 为 CK 的 1.08 ( $P < 0.05$ ) 和 1.05 倍 ( $P < 0.05$ ); 2007 年处理 RD 和 RF 的土壤  $\text{NH}_4^+$  含量分别为  $(9.11 \pm 2.69)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $(8.65 \pm 2.26)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 为 CK 的 1.17 ( $P < 0.01$ ) 和 1.11 倍 ( $P < 0.01$ )。在水稻全生育期间, 2006 年处理 RD 和 RF 的土壤  $\text{NH}_4^+$  含量分别为  $(8.75 \pm 6.66)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $(8.58 \pm 6.80)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 为 CK 的 1.08 ( $P < 0.05$ ) 和 1.06 倍 ( $P < 0.05$ ); 2007

年处理 RD 和 RF 土壤  $\text{NH}_4^+$  含量分别为  $(6.99 \pm 3.54) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $(6.82 \pm 3.54) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 为 CK 的 1.11 ( $P < 0.01$ ) 和 1.08 倍 ( $P < 0.05$ )。图 2-b 显示了土壤  $\text{NO}_3^-$  含量的变化。在水稻营养生长期, 稻鸭共作系统土壤

$\text{NO}_3^-$  含量较土壤  $\text{NH}_4^+$  低。由于土壤良好通气性有利于 N 矿化, 可显著提高硝化作用, 使得成熟期土壤  $\text{NO}_3^-$  含量迅速增加<sup>[16]</sup>。在水稻全生育期, 各处理间土壤  $\text{NO}_3^-$  含量无显著变化。

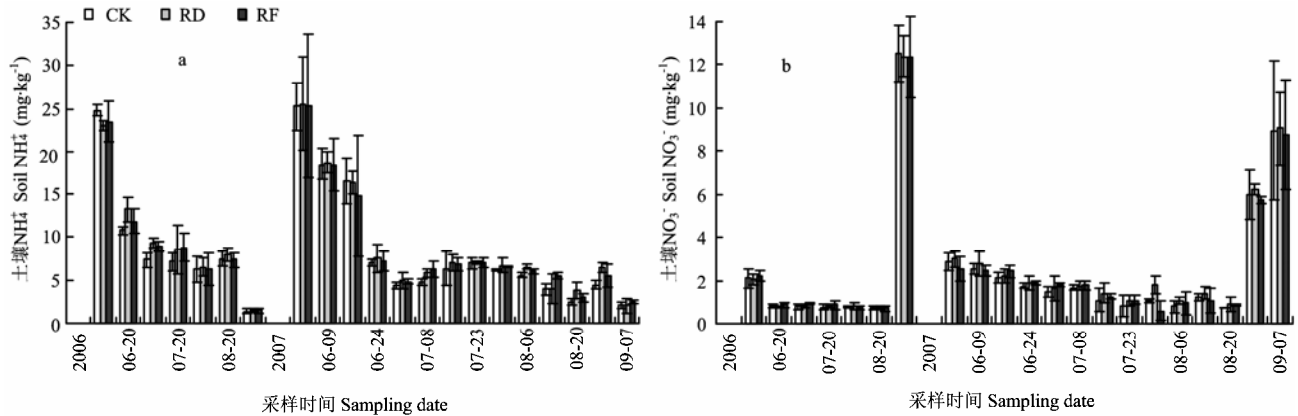


图 2 土壤无机氮变化

Fig. 2 Variations of soil inorganic nitrogen in 2006 and 2007

### 2.3 $\text{CH}_4$ 排放规律

图 3 显示了水稻生育期  $\text{CH}_4$  排放通量的季节变化。水稻移栽初期,  $\text{CH}_4$  排放量较少, 随后,  $\text{CH}_4$  排放通量逐渐升高, 在抽穗期达到最大值, 水稻成熟期随着稻田落干下降至较低值。水稻的整个生育期间, 2006 年 RD、RF 和 CK 中  $\text{CH}_4$  平均排放通量分别为  $(7.26 \pm 1.20)$ 、 $(8.61 \pm 1.49)$  和  $(9.82 \pm 1.19) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ; 2007 年 RD、RF 和 CK 中  $\text{CH}_4$  平均排放通量分别为  $(7.99 \pm 1.16)$ 、 $(8.51 \pm 1.09)$  和  $(10.39 \pm 1.07) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。稻鸭、稻鱼共作期间, 2006 年 RD、RF 中  $\text{CH}_4$  排放通量为  $(14.29 \pm 1.50)$  和  $(16.90 \pm 1.63) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 分别为 CK 的 0.74 ( $P < 0.01$ ) 和 0.88 ( $P < 0.01$ ) 倍; 2007 年 RD、RF 中  $\text{CH}_4$  排放通量为  $(14.73 \pm 2.30)$  和  $(15.59 \pm 2.10) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 分别为 CK 的 0.77 ( $P < 0.01$ ) 和 0.82 ( $P < 0.05$ ) 倍。

### 2.4 $\text{N}_2\text{O}$ 排放规律

在水稻生长期, 各处理稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放变化呈现出相似的规律。在稻田排干前 (8 月 20 日)  $\text{N}_2\text{O}$  排放保持相对低值, 稻田排干后,  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量显著增加。在水稻全生育期间, 2006 年 RD 和 RF 处理的  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量分别为  $(100 \pm 13)$  和  $(90 \pm 15) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 是 CK 的 1.08 ( $P < 0.05$ ) 和 0.92 ( $P < 0.05$ ) 倍; 2007 年 RD 和 RF 处理的  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量分别为  $(92 \pm 11)$  和

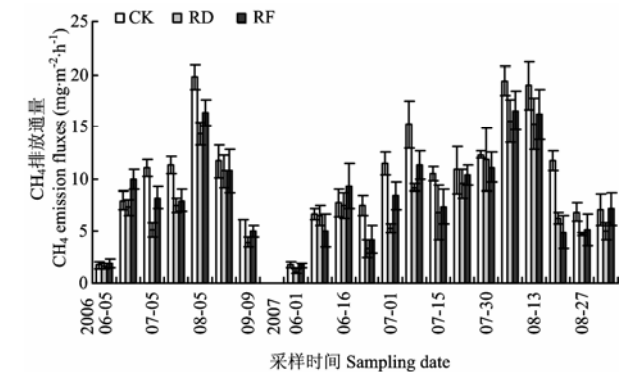


图 3 稻鸭、稻鱼共生生态系统  $\text{CH}_4$  排放的季节变化

Fig. 3 Seasonal variations of methane emissions in rice-duck and rice-fish complex ecosystems

$(80 \pm 12) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 是 CK 的 1.13 ( $P < 0.01$ ) 和 0.92 ( $P < 0.05$ ) 倍。而在稻鸭、稻鱼共作期间, 2006 年 RD 和 RF 处理的  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量分别为  $(70 \pm 10)$  和  $(50 \pm 20) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 是 CK 的 1.30 ( $P < 0.01$ ) 和 0.93 ( $P < 0.01$ ) 倍; 2007 年 RD 和 RF 处理的  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量分别为  $(60 \pm 20)$  和  $(50 \pm 20) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 是 CK 的 1.26 ( $P < 0.01$ ) 和 0.94 ( $P < 0.05$ )。

### 2.5 稻鸭、稻鱼共作生态系统 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 产生的温室效应

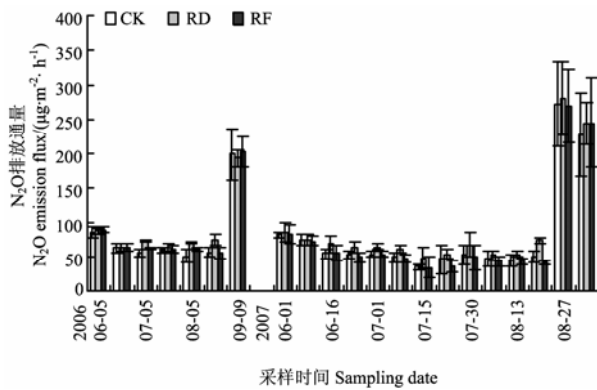


图 4 稻鸭、稻鱼共生生态系统  $N_2O$  排放的季节变化

Fig. 4 Seasonal variations of nitrous oxide emissions in rice-duck and rice-fish complex ecosystems

表 1 显示的是  $CH_4$  和  $N_2O$  在水稻不同生育阶段的累积释放量及产生的温室效应。2006 年在稻鸭、稻鱼共作期间，处理 RD 和 RF 的  $CH_4$  排放累积量分别为 14.17 和 14.76  $g \cdot m^{-2}$ ，显著低于 CK ( $P < 0.05$ )，而处理 RD 中  $N_2O$  累积释放量为 0.10  $g \cdot m^{-2}$ ，显著高于 RF 和 CK ( $P < 0.05$ )。2007 年稻鸭、稻鱼共作期间，处理 RD 和 RF 中  $CH_4$  排放累积量分别为 14.52 和 15.67  $g \cdot m^{-2}$ ，显著低于 CK ( $P < 0.05$ )，而处理 RD 中  $N_2O$  累积释放量为 0.09  $g \cdot m^{-2}$ ，显著高于 RF ( $P < 0.05$ ) 和

CK ( $P < 0.05$ )。在水稻全生育期内，2006 年处理 RD 和 RF 中  $CH_4$  累积排放通量分别为 18.84 和 18.68  $g \cdot m^{-2}$ ，分别为 CK 的 75% ( $P < 0.05$ ) 和 74% ( $P < 0.05$ )； $N_2O$  累积排放通量分别为 0.25 和 0.22  $g \cdot m^{-2}$ ，分别为 CK 的 1.09 ( $P < 0.05$ ) 和 0.96 倍；2007 年处理 RD 和 RF 中  $CH_4$  累积排放通量分别为 18.41 和 19.82  $g \cdot m^{-2}$ ，分别为 CK 的 81% ( $P < 0.05$ ) 和 87%； $N_2O$  累积排放量分别为 0.22 和 0.20  $g \cdot m^{-2}$ ，分别为 CK 的 1.16 ( $P < 0.05$ ) 和 1.05 倍。因此，与 CK 相比，2006、2007 年稻鸭、稻鱼处理的  $CH_4$  和  $N_2O$  产生的总温室效应分别减少 1 269.3 和 1 386.6  $gCO_2 \cdot hm^{-2}$ ，864.5 和 637.2  $gCO_2 \cdot hm^{-2}$  (表 2)。

## 2.6 稻鸭、稻鱼共作生态系统经济评价

2006 年水稻收获后，RD、RF 和 CK 稻谷产量分别为 6 236、6 205 和 6 188  $kg \cdot hm^{-2}$ ；2007 年 RD、RF 和 CK 稻谷产量分别为 7 451、7 382 和 6 983  $kg \cdot hm^{-2}$ ；由于在水稻栽培期间未施用农药及除草剂，RD、RF 处理稻田产出的稻谷销售价格为 1.8 yuan/kg，比 CK 稻田产出的稻谷价格高 0.2 yuan/kg，2006 年养鸭、养鱼处理稻谷销售额分别为 11 224.8 和 11 169 yuan/ $hm^2$ ，比常规处理分别增收 1 324 和 1 268.2 yuan/ $hm^2$ 。虽然养鸭和养鱼生产模式分别增加成本 1 352 和 1 178 yuan/ $hm^2$ ，但鸭和鱼销售后获得收益分别为 2 013 和 2 457 yuan/ $hm^2$ ，因此，除去直接生产成本，RD、RF 较 CK 分别多获利 1 985 和 2 547.2 yuan/ $hm^2$ ；2007 年养

表 1 水稻生长期间  $CH_4$  和  $N_2O$  排放累积量 ( $g \cdot m^{-2}$ ) 及其产生的温室效应

Table 1 Accumulations of  $CH_4$  and  $N_2O$  emission during the growth stage of rice and their greenhouse effects

年份	项目	处理	06-05~06-20	06-20~08-20	08-20~09-05	总量	产生的温室效应
Years	Items	Treatments				Total	GWPs of $CH_4$ and $N_2O$ ( $kg CO_2 \cdot hm^{-2}$ )
2006	$CH_4$	CK	2.10a	19.57a	3.46a	25.15a	5281.5
		RD	1.65a	14.17b	3.02b	18.84b	3956.4
		RF	1.44a	14.76b	2.48c	18.68b	3922.8
	$N_2O$	CK	0.03a	0.08b	0.13a	0.23b	716.1
		RD	0.03a	0.10a	0.12a	0.25a	771.9
		RF	0.03a	0.07c	0.12a	0.22b	688.2
2007	$CH_4$	CK	1.81a	18.46a	2.53a	22.81a	4790.1
		RD	1.70a	14.52b	2.19c	18.41b	3866.1
		RF	1.76a	15.67b	2.39ab	19.82b	4162.2
	$N_2O$	CK	0.03a	0.08b	0.09a	0.19b	601.4
		RD	0.03a	0.09a	0.10a	0.22a	678.9
		RF	0.03a	0.07b	0.09a	0.20b	592.1

同一列同一项目数据后的相同字母表示在 5% 水平上差异不显著 Common letters in a column are not significantly different at the 5% level

表 2 稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的温室效应及其成本Table 2 GWPs cost of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from rice-duck and rice-fish complex ecosystem

处理 Treatment	2006				2007			
	CH <sub>4</sub> 产生 温室效应 GWPs of CH <sub>4</sub> (kgCO <sub>2</sub> ·hm <sup>-2</sup> )	N <sub>2</sub> O 产生 温室效应 GWPs of N <sub>2</sub> O (kgCO <sub>2</sub> ·hm <sup>-2</sup> )	CH <sub>4</sub> 和 N <sub>2</sub> O 总温室效应 GWPs of CH <sub>4</sub> and N <sub>2</sub> O (kgCO <sub>2</sub> ·hm <sup>-2</sup> )	温室效应成本 GWPs cost of CH <sub>4</sub> and N <sub>2</sub> O (yuan/hm <sup>2</sup> )	CH <sub>4</sub> 产生 温室效应 GWPs of CH <sub>4</sub> (kgCO <sub>2</sub> ·hm <sup>-2</sup> )	N <sub>2</sub> O 产生 温室效应 GWPs of N <sub>2</sub> O (kgCO <sub>2</sub> ·hm <sup>-2</sup> )	CH <sub>4</sub> 和 N <sub>2</sub> O 总温室效应 GWPs of CH <sub>4</sub> and N <sub>2</sub> O (kgCO <sub>2</sub> ·hm <sup>-2</sup> )	温室效应成本 GWPs cost of CH <sub>4</sub> and N <sub>2</sub> O (yuan/hm <sup>2</sup> )
RD	3956.4	771.9	4728.3	970.89	3866.1	678.9	4545.0	933.25
RF	3922.8	688.2	4611.0	946.81	4162.2	592.1	4754.3	976.23
CK	5281.5	716.1	5997.6	1231.53	4790.1	601.4	5391.5	1107.07

鸭、养鱼处理销售额分别为 13 411.80、13 287.60 yuan/hm<sup>2</sup>, 比常规处理分别增收 2 239 和 2 114.8 yuan/hm<sup>2</sup>。鸭和鱼销售后分别获得收益 2 772.56 和 2 193 yuan/hm<sup>2</sup>, 除去直接生产成本, RD、RF 较 CK 分别多获利 3 659.56 和 3 129.8 yuan/hm<sup>2</sup> (表 3)。CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放导致了全球温室效应的增强, 稻田作为一个主要的温室气体排放源被广泛研究。根据增温潜势, 计算出

本试验中 2006 年和 2007 年 RD、RF 稻田 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放产生温室效应成本分别为 970.89、946.81 yuan/hm<sup>2</sup> 和 933.25、976.23 yuan/hm<sup>2</sup> (表 2)。考虑到 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的环境成本, 结合稻鸭、稻鱼共作技术的投入与产出, 2006 和 2007 年采用 RD、RF 生态种养技术的经济效益分别比常规稻田增加 2 210.64、4 881.92 yuan/hm<sup>2</sup> 和 3 798.37、5 310.64 yuan/hm<sup>2</sup> (表 3)。

表 3 养鸭、养鱼和常规稻田经济收益比较

Table 3 A comparison of economical income in different treatments (yuan/hm<sup>2</sup>)

年份 Year	处理 Treatment	产值 Production value		成本 Financial cost						温室效应成本 GWPs cost of CH <sub>4</sub> and N <sub>2</sub> O	经济效益 Economic benefit (yuan)
		稻谷 Paddy	鸭子 Duck	鸭/鱼苗及饲料 Ducklings and forage	尼龙网 Nylon net	种子 Seed	机耕 Cultivation by tractor	劳力 Labor	其它 Other		
2006	RD	11224.80	2013.00	1352	245	230	420	1840	1180	970.89	6999.91
	RF	11169.00	2457.00	1178	-	230	420	1840	1180	946.81	9671.19
	CK	9900.80	-	-	-	230	420	2050	1180	1231.53	4789.27
2007	RD	13411.80	2773.00	1352	245	230	420	1840	1180	933.25	9984.11
	RF	13287.60	2193.00	1178	-	230	420	1840	1180	976.23	11496.37
	CK	11172.80	-	-	-	230	420	2050	1180	1107.07	6185.73

### 3 讨论

关于稻田 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的研究, 国内外已有众多的报道, 但研究结果各不相同, 这可能与各研究地点和试验条件不同有关<sup>[16-21]</sup>。Huang 等<sup>[22]</sup>研究表明, 水稻移栽初期, 由于基肥施入和前作残根枯叶, 土壤有机物含量较高, 经厌氧发酵可产生大量 CH<sub>4</sub>, 随着水稻生长, 进入分蘖期, 水稻植株呼吸旺盛, CH<sub>4</sub> 排放处于较高水平。此后, 尽管土壤有机质含量有所降低, 但随着水稻的生长, 根系逐渐壮大, 根系分泌物增加, 供产甲烷细菌群生长的基质增加, 且此期间气温保持在 35℃ 左右, 为产甲烷菌提供了最佳繁殖温

度, 因此有大量 CH<sub>4</sub> 的排放<sup>[23-24]</sup>。水稻成熟后期, 稻田落干, 土壤的通气性增强, 土壤厌氧环境被破坏, 厌氧细菌繁殖受抑制, 减少了 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[26]</sup>。在本研究稻鸭和稻鱼共作生态系统中, 由于鸭子和鱼的活动, 加快了稻田土壤气体的交换, 增强了甲烷通过水体扩散外排的途径; 鸭子和鱼觅食田间大量浮游生物, 减少了水体溶氧的消耗, 使水体、土壤溶解氧增加, 改善了土壤的氧化还原状况, 加快了 CH<sub>4</sub> 的再氧化, 从而降低了 CH<sub>4</sub> 的排放通量和排放总量。但 Frei 等<sup>[10]</sup>研究认为稻田养鲤鱼后, 由于鱼的活动, 增强了甲烷通过水体扩散外排的途径; 且鱼消耗水体里的溶解氧及啃食水体的杂草, 使水体的溶解氧减少, 降低了土

壤氧化还原电位,增加了甲烷的排放。

$N_2O$  是稻田生物硝化与反硝化作用的中间产物,受氧的有效性和作为硝化与反硝化反应底物无机氮的影响<sup>[25]</sup>。8月20日前,稻田一直处于淹水厌氧条件,氧的相对缺乏抑制了硝化作用进行,从而抑制了 $NO_3^-$ 的生成,反硝化作用以 $NO_3^-$ 作为电子受体几乎将所有中间产物还原为 $N_2$ ,进而抑制了 $N_2O$ 的形成与释放,只有少量 $N_2O$ 产生<sup>[26]</sup>;8月20日后,稻田落干,良好通气性有利于土壤N矿化,硝化作用提高了作为反硝化作用的反应底物 $NO_3^-$ 的量,有利于反硝化进行,从而促进 $N_2O$ 释放<sup>[27]</sup>,这与Bronson等的研究结果一致<sup>[28-29]</sup>。本试验研究表明,与对照相比,养鸭后显著增加了稻田 $N_2O$ 排放。一方面可能是由于稻田养鸭抑制了稻田杂草、浮游生物和其它需氧有机生物生长,被水体生物所消耗的溶解氧减少,水体溶解氧量增加,土壤Eh值升高,故 $N_2O$ 释放增加;另一方面,鸭子栖息和活动,加速了土壤与大气的交换,增加了土壤与氧气接触的机会,改善了土壤的氧化还原状况,导致 $N_2O$ 释放的增加<sup>[30]</sup>。同时,鸭子的活动增加了土壤与水体的溶解氧,使得鸭子粪便、饲料与尿素水解产生的 $NH_4^+$ 被氧化为 $NO_3^-$ ,提高了反硝化底物——土壤 $NO_3^-$ 含量(图2),因此反硝化产生的 $N_2O$ 量增加。稻鱼处理降低了 $N_2O$ 的释放可能是鱼的活动搅浑了田面水,减弱了水体藻类的光合作用,同时鱼对溶解氧的消耗,降低了田面水溶解氧含量(图1),提高了稻田水-土界面的还原状况,因此减少了 $N_2O$ 的排放。

对某项稻田温室气体的评价,应同时综合考虑农户的直接经济效益,否则该项技术不可能得到有效、全面推广。现有的水分管理、沼渣肥替代纯有机肥等稻田温室气体减排方法<sup>[31-32]</sup>,由于需要投入大量人力和物力,而且农户经济收入并不显著,甚至可能会降低,难以满足农户的需求。在稻鸭共生生态系统中,鸭子长期露宿于田间,其活动与觅食搅动了土壤,加强了土壤的通气,同时由于鸭子大量觅食田间杂草和浮游生物避免了因杂草和浮游生物的呼吸作用对水体溶氧的消耗,水体溶解氧增加,提高了 $CH_4$ 氧化菌的活性,促使土壤产生的 $CH_4$ 被较快地氧化,从而降低 $CH_4$ 的排放通量<sup>[27]</sup>。稻田养鱼能有效减轻由于重施化肥、农药带来的农田环境污染,增加了稻田有益物种,有利于农田生物多样性保护,同时改善了稻田生产环境,促进了稻田生态系统的良性循环<sup>[32]</sup>。尽管稻鸭共生增加了 $N_2O$ 的排放,但由于稻鸭生态种养技术有效地控制稻田病虫害的发生,达到不施用农药增产增

收的目的,而且还可产出无污染大米、鸭,经济效益和社会效益比较显著<sup>[33]</sup>。本研究在未考虑稻鸭、稻鱼共作排放 $CO_2$ 产生环境效益的前提下,对稻鸭、稻鱼生态种养的直接经济效益及 $CH_4$ 和 $N_2O$ 排放产生的温室效应进行了分析,结果表明,采用稻鸭、稻鱼生态种养技术的经济效益明显高于常规稻田。因此,稻鸭、稻鱼共生具有较好的推广价值。

## 4 结 论

4.1 在水稻全生育期,稻鸭、稻鱼稻田 $CH_4$ 的排放峰值分别出现分蘖盛期和抽穗期; $N_2O$ 的排放通量在稻田淹水期间保持较低值,而在稻田落干后迅速升高。

4.2 由于鸭子和鱼的活动,与常规相比,稻田养鸭、养鱼显著降低了稻田 $CH_4$ 的排放。养鸭显著提高了稻田 $N_2O$ 的排放,养鱼降低了稻田 $N_2O$ 的排放。

4.3 2006和2007年稻鸭、稻鱼处理 $CH_4$ 和 $N_2O$ 排放产生总温室效应分别为4728.3、4611.0 kg  $CO_2$ ·hm<sup>-2</sup>和4 545.0和4 754.3 kg  $CO_2$ ·hm<sup>-2</sup>,其温室效应成本分别为970.89、946.81 yuan/hm<sup>2</sup>和933.25、976.23 yuan/hm<sup>2</sup>,明显低于CK的5 997.6和5 391.5 yuan/hm<sup>2</sup>。考虑到 $CH_4$ 和 $N_2O$ 排放的环境成本,结合稻鸭、稻鱼共作技术的投入与产出,采用稻鸭、稻鱼生态种养技术的经济效益2006和2007年分别比常规稻田增加2 210.64、4 881.92 yuan/hm<sup>2</sup>和3 798.37、5 310.64 yuan/hm<sup>2</sup>。

## References

- [1] OECD. Environmental indicators for agriculture methods and results. Executive Summary, Paris, 2000.
- [2] 田光明,何云峰,李勇先.水肥管理对稻田甲烷和氧化亚氮排放的影响.土壤与环境,2002,11(3):294-298.  
Tian G M, He Y F, Li Y X. Effect of water and fertilization management on emission of  $CH_4$  and  $N_2O$  in paddy soil. *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(3): 294-298. (in Chinese)
- [3] Fang X Z. Rice-fish culture in China. *Aquaculture Asia Magazine*, 2003:44-46. [http://www.idrc.ca/en/ev-9299-201-1-DO\\_TOPIC.html](http://www.idrc.ca/en/ev-9299-201-1-DO_TOPIC.html)
- [4] 王 华,黄 璜.湿地稻田养鱼、鸭复合生态系统生态经济效益分析.中国农学通报,2002,18(1):71-75.  
Wang H, Huang H. Analysis on ecological and economic benefits of complex ecosystem in wetland paddy fields. *China Agricultural Scietin Bull*, 2002, 18(1): 71-75. (in Chinese)
- [5] 向平安,黄 璜,黄 梅,甘德欣,周 燕,付志强.稻-鸭生态种养技术减排甲烷的研究及经济评价.中国农业科学,2006,39(5):

- 968-975.
- Xiang P A, Huang H, Huang M, Gan D X, Zhou Y, Fu Z Q. Studies on technique of reducing methane-emission in a rice-duck ecological system and the evaluation of its economic significance. *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(5): 968-975. (in Chinese)
- [6] 王 纓. 稻田种养模式生态效益研究. *生态学报*, 2000, 20(2): 311-316.
- Wang Y. Studies on ecological benefits of planting and breeding model in rice fields. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(2): 311-316. (in Chinese)
- [7] 汪金平, 曹凑贵, 金 晖, 王昌付, 刘丰颢. 稻鸭共生对稻田水体水生生物群落的影响. *中国农业科学*, 2006, 39(10): 2001-2008.
- Wang J P, Cao C G, Jin H, Wang C F, Liu F H. Effects of rice-duck farming on aquatic community in rice fields. *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(10): 2001-2008. (in Chinese)
- [8] 邓强辉, 潘晓华, 吴建富, 石庆华. 稻鸭共育生态效应及经济效益. *生态学杂志*, 2007, 26(4): 582-586.
- Deng Q H, Pan X H, Wu J F, Shi Q H. Ecological effects and economic benefits of rice-duck farming. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(4): 582-586. (in Chinese)
- [9] 王 华, 黄 璜, 杨志辉, 廖晓兰. 湿地稻-鸭复合生态系统综合效益研究. *农村生态环境*, 2003, (3): 45-48.
- Wang H, Huang H, Yang Z H, Liao X L. Studies on integrated benefits of wetland rice-duck complex ecosystem. *Rural Eco-Environment*, 2003, (3): 45-48. (in Chinese)
- [10] Frei M, Becker K. Integrated rice-fish production and methane emission under greenhouse conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 107: 51-56.
- [11] Zhang J E, Ouang Y, Huang Z X. Characterization of nitrous oxide emission from a rice-duck farming system in south China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2008, 54: 167-172. DOI 10.1007/s00244-007-9014-4
- [12] Qin X B, Li Y E, Liu K Y, Wan Y F. Methane and nitrous oxide emission from paddy field under different fertilization treatments. *Transactions of the CSAE*, 2006, 7(22): 143-148.
- [13] Bhatia A, Pathak H, Jain N, Singh P K, Singh A K. Global warming potential of manure amended soils under rice-wheat system in the Indo-Gangetic plains. *Atmospheric Environment*, 2005, 39: 6976-6984.
- [14] 肖 玉, 谢高地, 鲁春霞, 丁贤忠, 吕 耀. 稻田生态系统气体调节功能及其价值. *自然资源学报*, 2004, 19(5): 617-623.
- Xiao Y, Xie G D, Lu C X, Ding X Z, Lu Y. The gas regulations function of rice paddy ecosystems and its value. *Journal of Natural Resources*, 2004, 19(5): 617-623. (in Chinese)
- [15] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2000: 42-56, 265-266.
- Bao S D. *Soil Agriculture Chemistry Analysis*. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2000: 42-56, 265-266. (in Chinese)
- [16] Carter M S. Contribution of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from urine patches. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39: 2091-2102.
- [17] Gogoi N, Baruah K K, Gogoi B, Gupta P K. Methane emission characteristics and its relations with plant and soil parameters under irrigated rice ecosystem of northeast India. *Chemosphere*, 2005, 59: 1677-1684.
- [18] 陈书涛, 黄 耀, 郑循华, 陈玉泉. 轮作制度对农田氧化亚氮排放的影响及驱动因子. *中国农业科学*, 2005, 38(10): 2053-2060.
- Chen S T, Huang Y, Zheng X H, Chen Y Q. Nitrous oxide emission from cropland and its driving factors under different crop rotations. *Scientia Agricultura Sinica*, 2005, 38(10): 2053-2060. (in Chinese)
- [19] Huang S H, Pant H K, Jun L. Effects of water regimes on nitrous oxide emission from soils. *Ecological Engineering*, 2007, 31: 9-15.
- [20] Kreye C, Dittert K, Zheng X H, Zhang X, Lin S, Tao H B, Sattelmacher B. Fluxes of methane and nitrous oxide in water-saving rice production in north China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2007, 77: 293-304.
- [21] 张 远, 齐家国, 殷鸣放, 吴嘉平. 辽东湾沿海水稻田温室气体排放的时空动态模拟. *中国农业科学*, 2007, 40(10): 2250-2258.
- Zhang Y, Qi J G, Yin M F, Wu J P. Simulating spatial-temporal dynamics of greenhouse gas emission from rice paddy field in Liaodong coastal region, China. *Scientia Agricultura Sinica*, 2007, 40(10): 2250-2258. (in Chinese)
- [22] Huang Y, Wang H, Huang H, Feng Z W, Yang Z H, Luo Y C. Characteristics of methane emission from wetland rice-duck complex ecosystem. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 105: 181-193.
- [23] Li C, Frohling S, Xiao X, Moore B, Boles S, Qiu J, Huang Y, Salas W, Sass R. Modeling impacts of farming management alternatives on CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions: a case study for water management of rice agriculture of China. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(3): GB3010.
- [24] Zou J, Huang Y, Jiang J, Zheng X, Sass R L. 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. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(2): 2021, doi: 10.1029/2004GB002401.



- [25] 熊正琴, 邢光熹, 鹤田治雄, 施书莲, 沈光裕, 杜丽娟, 钱 薇. 种植夏季豆科作物对旱地氧化亚氮排放贡献的研究. *中国农业科学*, 2002, 35 (9): 1104-1108.
- Xiong Z Q, Xing G X, He T Z X, Shi S L, Shen G Y, Du L J, Qian W. The effect s of summer legume crop cultivation on nitrous oxide emissions from upland farmland. *Scientia Agricultura Sinica*, 2002, 35(9): 1104-1108. (in Chinese)
- [26] Carter M S. Contribution of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from urine patches. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39: 2091-2102.
- [27] Maljanen M, Martikkala M, Koponen H T, Virkajarvi P, Martikainen P J. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from experimental excreta patches in boreal agricultural soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, 39: 914-920.
- [28] Bronson K F, Neue H U, Singh U, Abao E B. Automated chamber measurement of methane and nitrous oxide flux in a flooded rice soil: I. Residue, nitrogen, and water management. *Soil Science Society of America Journal*. 1997, 61: 981-987.
- [29] Xiong Z Q, Xing G X, Zhu Z L. Nitrous oxide and methane emissions as affected by water, soil and nitrogen. *Pedosphere*, 2007, 17(2): 146-155.
- [30] Huang Y, Wang H, Huang H, Feng Z W, Yang Z H, Luo Y C. Characteristics of methane emission from wetland rice-duck complex ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 105: 181-193.
- [31] Towprayoon S, Smakgahn K, Poonkaew S. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from drained irrigated rice fields. *Chemosphere*, 2005, 59: 1547-1556.
- [32] Li C, Qiu J, Froking S, Xiao X, Salas W, Moore B, Boles S, Huang Y, Sass R. Reduced methane emissions from large-scale changes in water management in China's rice paddies during 1980-2000. *Geophysical Research Letters*, 2002, 29 (20): 1972.
- [33] Lu J, Li X. Review of rice-fish-farming systems in China—One of the Globally Important Ingenious Agricultural Heritage Systems (GISHS). *Aquaculture*, 2006, 260: 106-113.

(责任编辑 李云霞)