

杜雁冰, 姚志生, 邹建文, 等. 2015. 水稻覆膜节水种植对 NO 排放的影响 [J]. 气候与环境研究, 20 (2): 235-244, doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2014.14056. Du Yanbing, Yao Zhisheng, Zou Jianwen, et al. 2015. Effect of water-saving ground cover rice production system on NO emission from a rice-fallow rotation cycle [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 20 (2): 235-244.

水稻覆膜节水种植对 NO 排放的影响

杜雁冰^{1,2} 姚志生² 邹建文¹ 张丽³ 郑循华²

¹ 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095

² 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理和大气化学国家重点实验室, 北京 100029

³ 湖北省房县农业局, 十堰 442100

摘 要 为保障粮食安全和节约水资源, 水稻覆膜节水技术正越来越多地被农业生产部门运用到水稻生产中。但是, 与传统种植模式 (采用淹水与烤田相结合的间歇灌溉) 相比, 水稻覆膜节水种植模式通过改变土壤条件, 引起稻田生物地球化学过程变化, 进而使得大气环境污染性气体一氧化氮 (NO) 的排放发生变化。为了定量研究两种种植模式的 NO 排放差异及其关键控制因子, 采用静态暗箱—化学发光法, 对不同种植模式下两种施肥条件 (常规施肥与无氮肥对照) 的水稻—休耕系统 NO 排放通量及其环境因子进行了原位周年观测。结果表明, 水稻生长季 NO 排放主要发生在中期烤田阶段, 覆膜节水种植模式的 NO 通量多高于常规淹水种植模式, 水稻生长季 NO 排放系数分别为 0.12% 和 0.016%, 主要原因是覆膜节水种植模式提高了土壤温度和氧化还原电位。在休耕季, 两种种植模式的 NO 排放都与土壤湿度呈显著负相关。覆膜节水种植模式全年 NO 排放有大于传统种植模式的趋势, 其排放系数分别为 0.15% 和 0.032%, 但需时间更长地点更多的试验研究加以证实。

关键词 覆膜种植 节水 NO 排放因子 稻田

文章编号 1006-9585 (2015) 02-0235-10

中图分类号 X51

文献标识码 A

doi: 10.3878/j.issn.1006-9585.2014.14056

Effect of Water-Saving Ground Cover Rice Production System on NO Emission from a Rice-Fallow Rotation Cycle

DU Yanbing^{1,2}, YAO Zhisheng², ZOU Jianwen¹, ZHANG Li³, and ZHENG Xunhua²

¹ College of Resources and Environmental Science Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095

² State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029

³ Agricultural Bureau of Fangxian, Hubei Province, Shiyan 442100

Abstract To safeguard food security and water resources, the water-saving ground cover rice-production system (GCRPS) has been increasingly adopted by the agricultural production sector for rice production. However, compared with the conventional paddy rice-production system (CPRPS) with an intermittent irrigation water regime, changes in the soil environment under GCRPS to a larger degree affect the soil biogeochemical processes that regulate the emissions of nitric oxide (NO), an important atmospheric environmental pollution gas. To quantify the differences in NO fluxes between GCRPS and CPRPS and to identify the controlling factors, the NO fluxes were measured in situ in an annual rice-fallow cropping system under different fertilizer treatments on the basis of the static opaque chamber method and chemiluminescence analysis. The results show that during the rice-growing season, high NO emissions were mainly

收稿日期 2014-03-11; **网络预出版日期** 2014-05-20

资助项目 国家自然科学基金项目 51139006、41075109、41321064

作者简介 杜雁冰, 男, 1989 年出生, 硕士研究生, 主要从事稻田土壤排放 NO 等气体研究。E-mail: yanbing_ice0829@163.com

通讯作者 姚志生, 主要从事陆地生态系统碳氮气体排放研究。E-mail: zhishengyao@mail.iap.ac.cn

observed during the mid-season drainage period. The seasonal total NO emissions under GCRPS were generally higher than those under CPRPS, with NO direct emission factors of 0.12% and 0.016%, respectively. This difference is mainly due to the higher soil redox potential and temperature under GCRPS. In the fallow season, the NO fluxes in each treatment were negatively correlated with the soil water content. Overall, compared with the CPRPS, the water-saving GCRPS shows potential trends of increased annual NO emission at 0.032% and 0.15%, respectively. To analyze these trends in greater detail, multi-year and multi-site research should be conducted in the future studies.

Keywords Ground cover rice production system, Water-saving, NO, Emission factor, Paddy field

1 引言

作为酸雨成分硝酸 (HNO_3)、细粒子气溶胶成分硝酸铵 (NH_4NO_3) 等以及对流层臭氧 (O_3) 的前体物, 一氧化氮 (NO) 是人们极大关注并努力控制的重要大气污染物成分 (Bradley and Jones, 2002)。农田生态系统是大气 NO 的重要排放源之一。据估计, 全球土壤每年大约排放 4~21 TgNO-N, 其中大约 40% 来源于农田土壤 (Yienger and Levy, 1995; Davidson and Kingerlee, 1997; Lee et al., 1997)。但是, 目前关于农田 NO 排放量的估计仍存在很大的不确定性。如何缩小全球农田 NO 排放量估计的不确定范围, 是目前从事农田 NO 排放研究的重要任务之一。

水稻是世界主要粮食作物之一, 全世界约有半数人以稻米为主要粮食 (Bouman et al., 2006)。中国是世界上最大的稻米生产国, 种植面积占世界水稻总面积的 20% 以上, 占中国耕地总面积的 23% 左右 (Frolking et al., 2002)。据统计, 我国用水量的 80% 是农业用水, 其中 70% 被用于水稻种植 (刘军等, 2010)。常规淹水种植模式每生产一公斤稻谷需要大约 3000~5000 L 水, 是小麦或玉米的 2~3 倍 (Bouman et al., 2002), 耗水量惊人, 造成了水资源的严重浪费。为了保障粮食安全和节约水资源, 20 世纪 80 年代以来, 中国各种水稻节水灌溉技术得到了大面积的推广应用 (彭世彰等, 2011)。其中, 水稻覆膜—湿润种植被认为是一种既能节水又能提高产量的种植模式。例如, 在湖北持续了多年的长期试验结果和区域内大面积的调查试验结果均表明, 与常规水稻种植模式相比, 覆膜—湿润种植模式分别增产了 10% 和 18% (Qu et al., 2012; Liu et al., 2013), 氮肥利用效率提高了 20%, 同时灌溉用水量明显减少了 50%, 除草剂和农药的使用量也减少了一半以上 (沈熙等, 2006)。水稻覆膜—湿润种植的特点是在水稻绝大部分生育期内稻

田膜内保持湿润饱和状态而使整个田面处于无水层, 土壤水分状况的变化引起土壤理化性质与土壤环境的变化, 势必导致稻田 NO 排放发生变化。虽然国内外至今有一些关于稻田 NO 排放的研究报道, 但主要集中在常规淹水稻田 (Yan et al., 2003; Zhou et al., 2010), 对覆膜节水稻田 NO 排放及其影响因素的研究尚少见报道。因此, 本文以华中地区水稻覆膜节水种植模式和当地常规淹水种植模式稻田为研究对象, 通过对整个水稻—休耕周期 NO 排放的周年观测, 明确两种种植模式的 NO 排放年度动态特征及其影响机制, 定量两种种植模式的 NO 排放差异, 旨在更加全面地评价覆膜节水种植的稻田生态环境效应, 同时为准确估算中国农田 NO 排放量提供理论依据。

2 材料与方法

2.1 田间试验处理

本试验选择在湖北省十堰市房县的中国农业大学科研教学实习基地 ($32^{\circ}7'N$, $110^{\circ}42'E$) 上实施。该地处在山地丘陵区, 典型的种植方式为水稻—休耕生态系统。由于山地气候的低温限制以及难以开渠引水上山, 导致该地区的常规淹水稻田 (淹水与烤田相结合的间歇式灌溉) 多数为低产稻田。因此, 在 20 世纪 90 年代当地农业部门发明了水稻覆膜节水种植技术, 该技术具有增温节水的作用, 同时又可保证水稻产量, 故得到了广泛的推广和应用 (Zhou et al., 2010)。试验基地属北亚热带季风气候区, 年平均气温在 $10\sim 15^{\circ}C$ 之间, 年平均降水量 914 mm, 雨日 100~140 d, 年日照时数 1700~2000 h, 无霜期年平均 223 d。所选供试稻田地势平坦, 利于平行分析和对照处理。试验样地土壤为黄棕壤, 耕层 (0~20 cm) 土壤为粉壤土, 其砂粒 (2~0.05 mm)、粉粒 (0.05~0.002 mm) 和粘粒 (<0.002 mm) 含量分别为 20%、60%、20%, 有机碳含量为 11.6 g kg^{-1} , 全氮含量为 1.25 g kg^{-1} , 容重为 1.36

g cm^{-3} , pH 值为 6.3。

在水稻品种、移栽密度、施肥、除草等农田管理措施以及基础地力相同的条件下, 设置两种水分管理种植模式: 常规淹水和覆膜节水种植。在每种种植条件下分别设置无氮肥对照(淹水和覆膜分别为 C-NN 和 G-NN)和常规施肥(淹水和覆膜分别为 C-UN 和 G-UN)处理, 每个处理 3 个重复, 共计 12 个小区。各处理试验小区长 5 m, 宽 4.5 m, 采用随机方式布置, 各小区之间采取防渗处理, 以防止彼此间的水体交换。为了便于覆膜和水分管理, 将小区分为 4 畦, 畦宽 105 cm, 畦间沟宽 8 cm, 沟深 15 cm, 水稻行距 26 cm、株距 18 cm。采用生物可降解膜[巴斯夫(BASF)公司生产, 厚度 0.01 mm、宽度 120 cm]对畦面覆膜, 使膜紧贴畦面泥土, 二侧各 7.5 cm 将在覆膜时踩入土壤中, 然后使用定株打孔器在膜上打孔, 照孔插秧。该膜在水稻插秧两周后开始降解, 到水稻收获时已基本完全降解。

对于常规施肥处理, 按照当地农民习惯采用基肥加追肥的办法在水稻生长季共计施肥 150 kgN ha^{-1} : 水稻移栽前施基肥(尿素) 90 kgN ha^{-1} 及分蘖肥和穗肥各 30 kgN ha^{-1} 。另外, 在所有试验小区内均施用磷肥和钾肥作为基肥: 过磷酸钙 375 kg ha^{-1} , 农用硫酸钾 75 kg ha^{-1} 。常规淹水种植模式除中期烤田和水稻收获前的排水外, 全生育期保持约 3 cm 水层; 而覆膜节水种植模式只保持畦间沟内有水, 在全生育期不建立灌溉水层。供试水稻品种为宜香 3728, 2012 年 5 月 8 日插秧, 6 月 9~20 日及 8 月 20 日排水烤田, 9 月 17 日收割, 收获时所有小区茎秆均从基部收割并移出试验田。在休耕季, 所有处理均不施肥, 且无灌溉处理。

2.2 观测方法

本试验采用了基于静态箱原理和浓度直线变化假设的简易方法(Zheng et al., 2003a; Mei et al., 2009), 来对 2012~2013 年水稻—休耕系统的 NO 排放通量进行了 1 周年的观测。在每个重复小区内布置一个固定采样点位, 各点位安装一个面积为 50 cm×50 cm 的不锈钢采样箱底座。底座下部埋入土壤约 15 cm, 顶端有深和宽均为 3 cm 的密封水槽, 用于采样时与箱体密封。采样时, 将外覆绝热材料的不锈钢采样箱(50 cm×50 cm×50 cm 或 100 cm 高, 随水稻生长而调整)放置在底座的水槽里并加水密封, 然后立即用真空抽气泵(5~6 L min^{-1} ,

N86KNDC, KNF Neuberger GmbH, Freiburg, 德国)直接从箱内气室抽取大约 2.5 L 气体样品在线注入 5 L 专用气袋(中国大连德霖气体包装有限公司)内。密封 40 min 后, 在采样箱中抽取另一个测定 NO 浓度的样品并在线储存在另一个气袋中。在采集箱内气体样品时, 同时记录箱内气温(采样箱内安装有数字温度传感器)。为了防止采样期间的负压, 在箱子顶端安装了聚四氟乙烯材质的气压平衡管(内径 1/4 in, 20 cm 长), 在该气压平衡管的尾端连接了活性炭过滤装置以防止大气中 NO 进入采样箱内。

对采集在气袋中样品的 NO 浓度, 均在采样后 3 h 内分析完毕。所采用的分析仪器为 Model 42i 化学发光 NO-NO₂-NO_x 分析仪(Thermo Environmental Instruments Inc, USA)。根据两次浓度测定值之差和采样时间间隔确定浓度变化率, 进而根据通量定义和理想气体状态方程计算 NO 排放通量(Mei et al., 2009)。本研究水稻季时期的通量观测频率通常为每周测定 2~3 次, 而在休耕季时期的通量观测频率降低为每周 1~2 次。其中, 2 月 4~14 日由于仪器故障而导致不能正常完成气体数据的采集与观测。

除气体通量测定外, 本试验还测定了相关辅助变量。气温及降雨量由试验样地旁边的自动气象站(Weather Hawk-XP 系统, 美国)获取。常规淹水稻田在水稻生长季的淹水深度用不锈钢直尺进行监测。覆膜节水稻田的土壤体积含水量使用嵌入式 FDR(频域反射仪, RDS 科技有限公司, 江苏省南京市)探针进行测量, 并在插秧前埋入 0~6 cm 土层中。采用温度传感器(HOBO, Onset 公司, 美国)以 15 min 为时间间隔自动记录土壤 5 cm 处的土壤温度。在水稻生长季, 土壤氧化还原电位(Eh)(10 cm 土壤深度)使用 FJA-5 型氧化还原电位去极化法全自动测定仪(南京传滴仪器设备有限公司)进行测量。为了测定土壤无机氮含量, 用直径为 3 cm 的螺旋土壤采集器对各处理的 3 个空间重复小区进行土壤采集, 并将同一处理不同小区的土壤混匀, 放于冷冻冰柜保存。土壤采集频率一般为 1~2 周 1 次, 只在关键期(如施肥后一个月内)略为加强。将土样送至中国科学院大气物理研究所进行浸提分析, 使用 1 当量浓度的 KCl 溶液对土样进行浸提, 并用流动注射分析仪(San++, Skalar Analytical B.V, 荷兰)对土壤铵态氮(NH₄⁺)及硝

态氮 (NO_3^-) 进行测定。此外,在水稻收获时,收割各小区内面积为 9.5 m^2 的水稻植株,然后将秸秆和籽粒分开并放入烘箱中,在 70°C 条件下烘干至恒重,称干重。

2.3 统计分析方法

采用 Origin8 软件完成制图,并使用 SPASS 19 统计软件对观测数据进行方差分析与逐步多元线性回归分析,回归分析的统计显著性水平由 F 检验给出。

3 结果与分析

3.1 环境因子与水稻产量

如图 1 所示,在整个水稻—休耕周期内,降水的分布极其不均,水稻生长季的降水总量为 575.3 mm ,较休耕季降水总量高约 442.2 mm 。土壤温度具有较明显的季节变化动态,且与气温具有相同的变化趋势。在水稻生长季,覆膜节水种植对土壤温

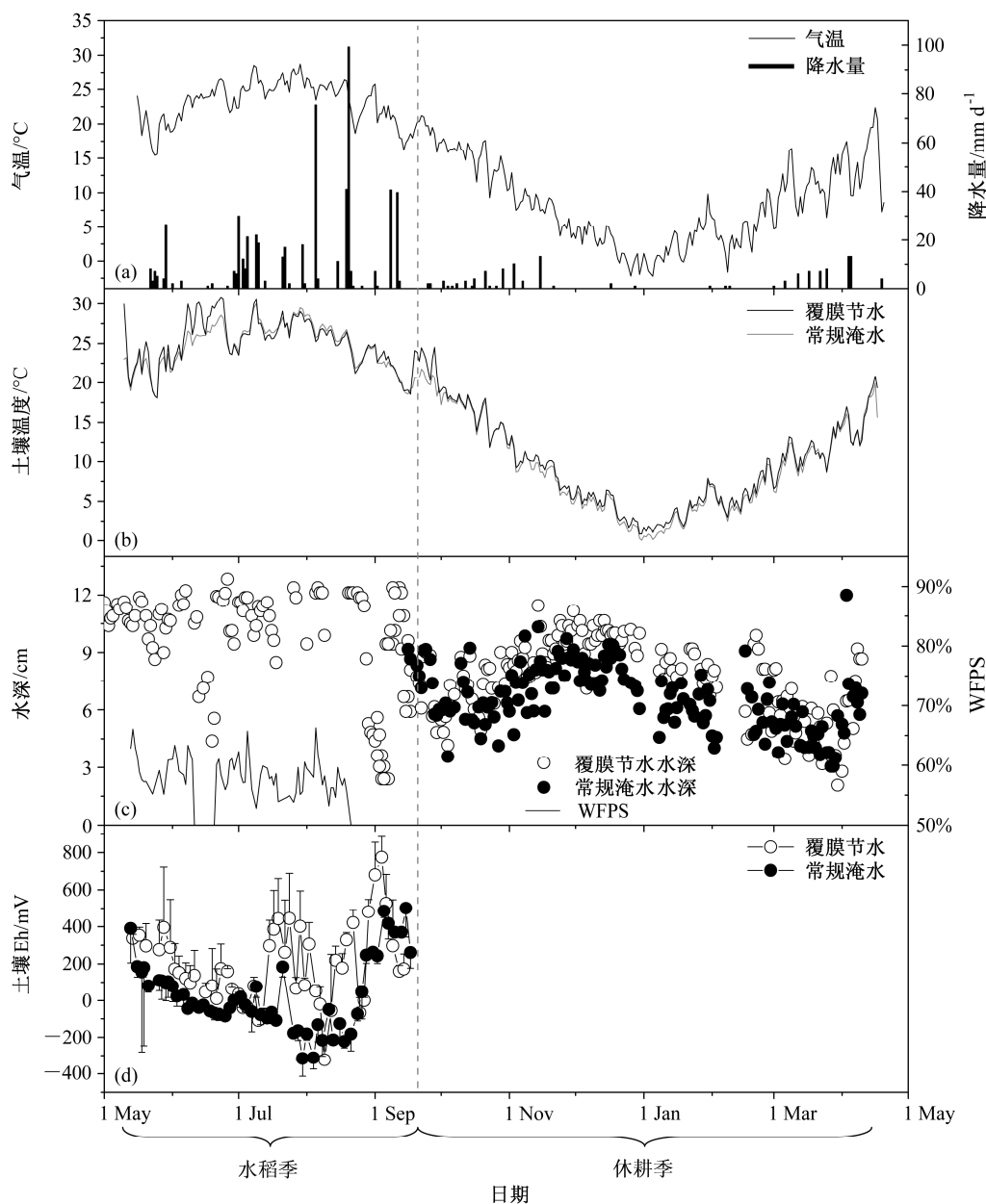


图 1 水稻—休耕周期内 (a) 气温和降水量、(b) 土壤温度日期、(c) 水深和土壤充水孔隙率 (Water-Filled Pore Space, WFPS)、(d) 土壤氧化还原电位 (Eh) 的季节变化动态

Fig. 1 Seasonal dynamics of (a) air temperature and rainfall amount, (b) soil temperature, (c) floodwater depth and soil WFPS (Water-Filled Pore Space), and (d) soil redox potential (Eh) during the rice-fallow period of 2012–2013

度的影响非常明显。例如,在水稻覆膜后的前两个月内,土壤的平均温度为 25.1 °C,明显大于常规淹水种植的土壤平均温度 23.8 °C ($P<0.05$),表明覆膜节水种植具有明显的增温效应。但是,水稻覆膜节水种植并没有影响后续休耕季的土壤温度,其与常规淹水种植模式后续休耕季的土壤温度相当,平均值为 9.6 °C。

在常规淹水稻田,除去中期烤田和水稻收获前的排水阶段,水稻生长季的平均水深为 2.7 cm。对于覆膜节水种植稻田,整个水稻季的土壤含水量大部分保持在 80%~90% WFPS (Water-Filled Pore Space, 土壤充水孔隙率) 之间。在休耕季期间,土壤含水量变化主要受降雨的影响,其变化范围在 53%~89%WFPS,两种种植模式之间无明显差异。在水稻生长季期间,常规淹水和覆膜节水稻田的土壤氧化还原电位 (Eh) 呈现出相似的季节变化趋势,即在土壤持续淹水或高土壤含水量时期不断降低,而在烤田期随着土壤通气和降雨状况的变化而波动。但是,覆膜节水种植模式的土壤水分含量明显低于常规淹水种植模式,从而使两种种植模式的土壤 Eh 强度表现出明显的差异:水稻覆膜节水种植模式的平均土壤 Eh 值 (187.9 mV) 要比常规

淹水种植模式 (33.1 mV) 高 468% ($P<0.05$)。

如图 2 所示,在水稻—休耕周期内,水稻常规淹水与覆膜节水种植模式下各处理的土壤铵态氮 (NH_4^+) 和硝态氮 (NO_3^-) 含量具有相同的季节变化动态。但是,在两种种植模式下,施肥处理的土壤 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量均高于无氮肥对照处理。水稻季期间,土壤 NH_4^+ 含量随着水稻的生长由平均值为 14.91 $\text{mgN kg}^{-1}\text{SDW}$ (Soil Dry Weight, 干土重) 逐渐降低到 2.70 $\text{mgN kg}^{-1}\text{SDW}$ 。相反,土壤 NO_3^- 含量在水稻生长前期较低,直到水稻收获前排水后才逐渐升高。在整个水稻季, C-NN 和 C-UN 处理的平均土壤 NH_4^+ 含量分别为 $7.62\pm0.63 \text{ mgN kg}^{-1}\text{SDW}$ 和 $9.06\pm0.82 \text{ mgN kg}^{-1}\text{SDW}$, 较覆膜节水种植模式下相对应的处理分别低 26%和 33%。同样, C-NN 和 C-UN 处理在水稻季的平均土壤 NO_3^- 含量分别为 $1.24\pm0.31 \text{ mgN kg}^{-1}\text{SDW}$ 和 $1.47\pm0.15 \text{ mgN kg}^{-1}\text{SDW}$, 而 G-NN 和 G-UN 的平均 NO_3^- 含量分别为 $2.46\pm0.58 \text{ mgN kg}^{-1}\text{SDW}$ 和 $3.45\pm0.28 \text{ mgN kg}^{-1}\text{SDW}$, 前者均低于后者。在休耕季,土壤 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量均保持较低的水平,且两种种植模式之间没有明显差异。

在不施肥条件下,常规淹水与覆膜节水种植模

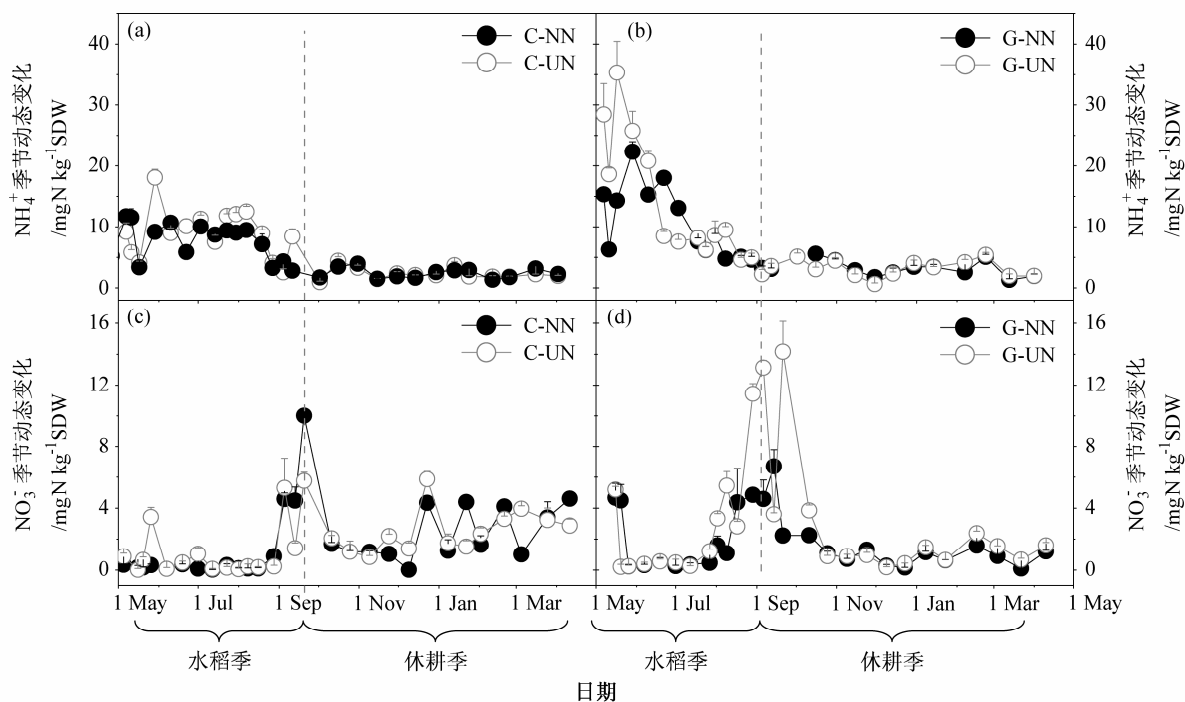


图 2 水稻常规淹水种植模式下无氮肥对照处理 (C-NN) 与常规施氮肥处理 (C-UN)、覆膜节水稻田无氮肥对照处理 (G-NN) 与常规施氮肥处理 (G-UN) 的 (a, b) 土壤铵态氮 (NH_4^+)、(c, d) 硝态氮 (NO_3^-) 季节动态变化 (SDW 表示干土重)

Fig. 2 Seasonal dynamics change of soil (a, b) ammonium (NH_4^+) and (c, d) nitrate (NO_3^-) contents from the N-fertilized treatment (UN) and the N-unfertilized control treatment (NN) under conventional paddy rice-production system (C-NN and C-UN) and water-saving ground cover rice-production system (G-MN and G-NN) during the rice-fallow period of 2012–2013 (SDW: soil dry weight)

式具有相同的水稻籽粒产量，均为 6.3 t ha^{-1} 。但对于常规施肥处理，覆膜节水种植模式的水稻籽粒产量为 8.1 t ha^{-1} ，较常规淹水种植高 3%（表 1），这表明覆膜节水种植具有增加水稻产量的趋势。

3.2 NO 排放的季节变化动态与其排放因子

如图 3 所示，在整个水稻生长季，常规淹水稻田各处理（C-NN 与 C-UN）的 NO 排放均保持在较低水平（平均为 $2.00 \pm 0.88 \mu\text{gN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ），且中期烤田和水稻收获前的排水没有引起明显的 NO 排放。对于覆膜节水稻田，G-NN 处理在水稻生长期间的 NO 排放较低，其平均排放通量为 2.35 ± 1.18

$\mu\text{gN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ；而 G-UN 处理在 6 月上中旬出现了一个较高的 NO 排放峰（平均为 $32.6 \pm 15.5 \mu\text{gN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ），其余阶段的 NO 排放均较低（平均为 $3.29 \pm 1.19 \mu\text{gN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ）。在休耕季阶段，各处理 NO 排放通量具有相同的季节变化动态，并于 2 月上旬开始，随着温度的逐步回升，其排放通量也逐步增加。

表 2 显示了各处理 NO 排放通量与环境因子（土壤温度、WFPS、 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量）的多元线性逐步分析结果。结果表明，在水稻生长季，除了 G-UN 处理的 NO 排放主要受土壤温度影响外，其余各处理的 NO 排放与环境因子之间均没有明显的

表 1 C-NN、C-UN、G-NN 和 G-UN 处理的水稻产量和 NO 季节、年排放总量以及排放系数

	水稻季			休耕季	水稻—休耕完整周期	
	NO 排放量/ kgN ha^{-1}	季节排放因子	籽粒产量/ t ha^{-1}	NO 排放量/ kgN ha^{-1}	NO 年排放量/ kgN ha^{-1}	年排放因子
C-NN	$0.048 \pm 0.01\text{aA}$		6.3aA	$0.28 \pm 0.01\text{abA}$	$0.33 \pm 0.01\text{abA}$	
C-UN	$0.072 \pm 0.01\text{aA}$	0.016%	7.9bA	$0.30 \pm 0.02\text{bA}$	$0.38 \pm 0.02\text{bcA}$	0.032%
G-NN	$0.071 \pm 0.01\text{aA}$		6.3aA	$0.17 \pm 0.02\text{aA}$	$0.24 \pm 0.02\text{aA}$	
G-UN	$0.24 \pm 0.06\text{bB}$	0.12%	8.1bA	$0.23 \pm 0.01\text{abA}$	$0.47 \pm 0.07\text{cA}$	0.15%

注：表中同一列的不同小写字母（a、b、c）表示在同一种种植模式下不同处理间 NO 排放量的差异在 $P < 0.05$ 水平下统计显著。同一列的不同大写字母表示在相同施肥条件下两种种植模式间的差异在 $P < 0.05$ 水平下统计显著。

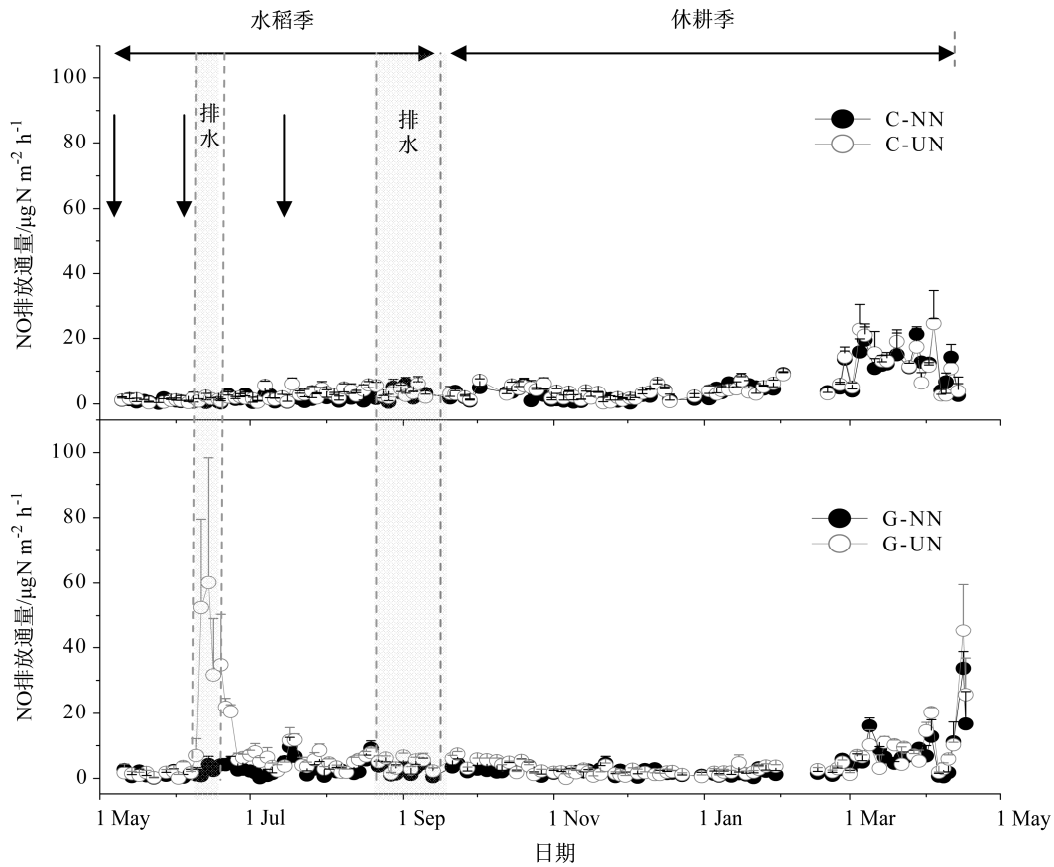


图 3 C-NN、C-UN、G-NN 和 G-UN 处理的 NO 季节排放动态（向下的黑色箭头表示施肥日期）

Fig. 3 Seasonal dynamics change of NO emission under C-NN, C-UN, G-NN, and G-UN treatments during the rice-fallow period of 2012–2013 (the downward arrow denotes the time of fertilization)

相关关系。对于休耕季阶段, 统计分析显示土壤 WFPS 是各处理 NO 排放的主要影响因素, 其能解释各处理 28%~37% 的 NO 排放季节变化。

表 2 水稻常规淹水种植和覆膜节水种植模式下各处理 NO 排放通量与环境因子的多元线性逐步回归分析结果

Table 2 Stepwise multiple linear regression analysis between environmental variables and the emissions of nitric oxide (NO) for different treatments

	统计回归方程	决定系数 相关概率		观测次数
		(R^2)	(P)	
休耕季 C-NN	$F=46.06-0.57W$	0.35	<0.001	60
休耕季 C-UN	$F=48.38-0.59W$	0.37	<0.001	60
水稻季 G-NN	NS	NS	NS	
休耕季 G-NN	$F=29.22-0.33W$	0.28	<0.001	60
水稻季 G-UN	$F=-35.85+1.80T$	0.10	<0.05	60
休耕季 G-UN	$F=36.62-0.42W$	0.28	<0.001	60

注: F 表示 NO 排放通量, W 表示土壤充水孔隙度, T 表示土壤温度, NS 表示无显著关系。

在整个水稻季, 常规淹水和覆膜节水稻田各处理的 NO 季节排放总量范围在 $0.048\sim0.24\text{ kgN ha}^{-1}$ (表 1)。如表 1 所示, 在两种施肥处理条件下, 覆膜节水种植模式的 NO 季节排放总量均高于常规淹水稻田; 尤其是在常规施肥处理下, G-UN 处理的 NO 排放总量比 C-UN 处理显著高 2.3 倍 ($P<0.05$)。这表明相对于常规淹水, 水稻覆膜节水种植模式具有增加 NO 排放的趋势。基于无氮肥对照和常规施肥处理 NO 排放量的差异, 常规淹水种植和覆膜节水种植模式的 NO 季节排放因子分别为 0.016% 和 0.12%。在休耕季阶段, 各处理的 NO 排放总量为 $0.17\sim0.30\text{ kgN ha}^{-1}$, 两种种植模式之间无明显差异。对于整个水稻—休耕周期而言, 常规淹水和覆膜节水种植稻田的 NO 年平均排放量相当, 分别为 0.35 、 $0.36\text{ kgN ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$, 且各对应处理之间 (C-NN 与 G-NN, C-UN 与 G-UN) 均无显著性差异。常规淹水种植和覆膜节水种植模式的 NO 年排放因子分别为 0.032% 和 0.16%。

4 讨论

4.1 NO 排放的季节变化特征及其影响因素

在整个水稻季, 常规淹水和覆膜节水稻田的 NO 排放具有不同的季节变化特征 (图 3)。周再兴等 (2007) 和 Zhou et al. (2010) 在江苏的常规淹水稻田研究表明, 较高的 NO 排放出现在排水烤田且同时施肥的阶段, 而在淹水阶段基本上观测不到

明显的 NO 排放。与以往的研究结果不同, 本研究的常规淹水稻田在分蘖肥后的中期排水烤田阶段并没有观测到明显的 NO 排放。尽管土壤水分含量和无机氮反应底物在该阶段有利于 NO 气体的产生和排放, 但丘陵地区稻田在生长季初期的低温却可能会抑制土壤微生物的活性, 从而降低了 NO 的排放 (Williams et al., 1992a)。本研究常规淹水稻田在水稻移栽后前一个月内的平均土壤温度为 $20\text{ }^{\circ}\text{C}$, 较周再兴等 (2007) 和 Zhou et al. (2010) 在相同阶段平均土壤温度低约 $3\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。与常规淹水稻田相反, 覆膜节水稻田在该分蘖肥后的烤田阶段却观测到了较高的 NO 排放峰。这是由于水稻覆膜的增温效应提高了土壤中硝化和反硝化微生物的活性, 微生物硝化作用和反硝化作用加强, 增加了土壤 NO 的排放 (叶欣等, 2005)。多元线性逐步回归分析也表明, 覆膜节水稻田施肥处理 (G-UN) 的 NO 排放在水稻季主要受土壤温度的影响, 与其成正相关关系。以往的多有研究报道, 在适宜的土壤湿度和充足的土壤 N 底物条件下, 在一定的温度范围内, NO 排放随着土壤温度的增加而增加 (Ludwig et al., 2001), 与本研究结果相一致。然而, 对于 G-UN 处理, 土壤温度只能解释 10% 的 NO 排放季节变化。这表明除了土壤温度是主要影响因素外, 覆膜节水稻田的 NO 排放还受其它环境因子的影响, 如烤田期以外较高的土壤湿度 (平均为 82%WFPS) 抑制了 NO 的产生和排放。

在休耕季阶段, 两种种植模式 NO 排放呈现出相似的季节变化趋势, 其季节变化的特征表现为“春季排放多, 秋冬排放少” (图 3)。在水稻收获后的秋冬季节, NO 排放明显较低, 其平均排放通量为 $2.76\pm0.83\text{ }\mu\text{gN m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 。这主要是由于该阶段较高的土壤湿度 (平均为 76%WFPS) 会降低土壤的通气性, 从而影响土壤有效氮 (NH_4^+ 、 NO_3^- 等) 的浓度和 NO 的产生与传输过程 (Zheng et al., 2003b)。另外, 冬季较低的土壤温度 ($<5\text{ }^{\circ}\text{C}$) 也会抑制土壤微生物的活性, 从而限制硝化和反硝化作用的发生 (郑循华等, 1997; Ludwig et al., 2001), 导致 NO 排放较低。从 2 月底至观测期结束, NO 排放明显增强, 其平均排放通量为 $10.19\pm2.63\text{ }\mu\text{gN m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ 。这主要是由于春季逐渐回暖的土壤温度和该阶段相对较低的土壤湿度 ($<65\%\text{WFPS}$) 更有利于 NO 的产生和排放。以往的研究也表明, 在一定的温度条件下, 受土壤 WFPS 控制的 O_2 有

效性是决定硝化作用过程速率和 NO 占硝化作用产物的比重的关键因素 (Williams et al., 1992b), 因而, 相对较低的土壤湿度 (一般为 30%~60%WFPS) 有利于主要来自于微生物硝化作用的 NO 产生于排放 (Schindlbacher et al., 2004; Yao et al., 2010)。在整个休耕旱地阶段, 多元线性逐步回归分析表明土壤 WFPS 的作用掩盖了土壤温度的影响, 成为 NO 排放的主要制约因素, 且与 NO 排放呈显著负相关关系。Yao et al. (2009) 和 Deng et al. (2012) 在水稻—旱地轮作系统的旱地阶段研究也表明, NO 排放会随土壤湿度的增加而降低, 这与本研究的结果相一致。

4.2 覆膜节水种植模式对 NO 排放的影响

在整个水稻—休耕周期内, 常规淹水稻田的 NO 年排放量为 $0.33\sim0.38\text{ kgN ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ 。Zhou et al. (2010) 的研究结果表明, 常规淹水稻田的 NO 年排放量为 $0.22\sim0.57\text{ kgN ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$; 可见, 本研究的结果在其报道的范围内。与常规淹水稻田相比, 尽管覆膜节水稻田并没有明显影响 NO 的年平均排放量, 但在水稻生长季阶段, 覆膜节水稻田的常规施肥处理 (G-UN) 却显著增加了 NO 排放量 (表 1)。水稻季的土壤水分管理可能是产生这一结果的主要原因, 因为 NO 的产生与排放对土壤含水量的变化较为敏感 (Liu et al., 2005)。水稻季期间, 覆膜节水稻田的土壤 Eh 比常规淹水稻田高 468%, 这表明覆膜节水种植模式改善了土壤的通气性, 增加了土壤中 O_2 含量, 促进了土壤微生物的矿化和硝化作用, 从而使稻田 NO 季节排放量高于常规淹水稻田。这一解释也得到了图 2 中水稻季土壤 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量测定结果的支持: 与常规淹水稻田相比, 覆膜节水稻田具有较高的土壤 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量, 说明覆膜稻田土壤的矿化和硝化作用较强, 而反硝化作用较弱。在休耕季期间, 尽管两种种植模式下各处理均没有施肥, 但其却具有较高的 NO 季节排放总量, 占年排放总量的 49%~85% (表 1)。这可能是由于休耕季土壤处于旱地阶段, 因而促进了土壤有机氮的矿化作用以及微生物的硝化和反硝化作用 (Liu et al., 2010; Shang et al., 2011)。此外, 可以看出, 两种种植模式下的 NO 排在休耕季并无明显差异, 这说明水稻季的生物可降解膜施用对后续休耕季的 NO 排放并无残留效应。但是, 与无氮肥对照处理相比, 两种种植模式下的施肥处理在休耕季的 NO 排放总量均较高 (表 1), 这

表明水稻季的施肥对后续休耕季的 NO 排放具有肥料残留效应。

常规淹水稻田在水稻季和整个周期内的 NO 排放因子分别为 0.016% 和 0.032%。Zhou et al. (2010) 基于对常规淹水管理下水稻—旱地轮作系统的周年观测表明, NO 在水稻季的排放因子和年排放因子分别为 0.02% 和 0.05%, 与本文的研究结果基本一致。本研究第一次报道了覆膜节水稻田 NO 的季节和年排放因子, 其值分别为 0.12% 和 0.15%。基于文献调研, 非蔬菜地农田 NO 的排放因子为 0.01%~3.21% (Akiyama et al., 2000; Akiyama and Tsuruta, 2002; Cheng et al., 2002; Mei et al., 2009); 可见, 本研究的 NO 排放因子在非蔬菜地农田的范围内, 但是处于其较低的范围。Yan et al. (2003) 基于元分析报道了东亚、东南亚以及南亚地区施肥农田 NO 的年平均排放因子为 0.48%, 明显高于本文研究结果。同样, 本研究得到的 NO 年排放因子要低于世界施肥农田的平均排放因子 0.7% (Bouwman et al., 2002)。导致本研究结果与其他相关研究差异的原因可能是由于不同的气候环境条件、农田管理措施和土壤性质造成的 (Bouwman et al., 2002; Stehfest and Bouwman, 2006)。例如, 土壤质地影响土壤通气状态和水分含量, 因而影响土壤微生物硝化和反硝化作用的相对强弱及 NO 在土壤中的扩散速率 (徐华等, 2000)。本研究稻田的土壤质地为粉壤土, 排水性较差, 会使土壤保持相对较高的土壤含水量, 从而抑制 NO 的产生和排放。Skiba and Ball (2002) 的研究发现, 排水性较好的砂质壤土的 NO 排放通量明显高于排水性较差的粉质壤土。同样, Khalil et al. (2006) 对比研究了 3 种土壤 (砂质壤土、粉质壤土和黏质壤土) 的 NO 排放, 其结果显示, 砂质壤土和黏质壤土的 NO 排放总量均远高于粉质壤土。

5 结论

基于整个水稻—休耕周年的观测表明, 常规淹水和覆膜节水稻田具有不完全相同的 NO 年度变化动态。在水稻季, 常规淹水稻田的 NO 排放强度较低, 且与环境因子没有明显的相关关系; 而覆膜节水稻田的 NO 排放主要发生在施肥后的烤田阶段, 且随土壤温度的增加而增加。在休耕季, 两种种植模式的 NO 排放呈现出“春季排放多, 秋冬排

放少”季节变化形式。休耕季的土壤 NO 排放主要受土壤湿度的影响, 且与其呈负相关关系。对比常规淹水稻田, 覆膜节水稻田的常规施肥处理增加了水稻季 NO 的排放量, 这主要是由于覆膜节水种植增加了土壤氧化还原电位。但是在全年尺度上, 覆膜节水种植模式相对于常规淹水种植模式并没有显著增加 NO 的排放量, 其 NO 年排放因子分别为 0.15% 和 0.032%。另外, 覆膜节水种植与常规淹水稻田的水稻产量无明显差异。未来研究还需要同时考虑温室气体 (CH₄、CO₂ 和 N₂O)、氮淋溶和氨挥发等过程, 以期综合评价覆膜节水种植的稻田生态环境效应。

致谢 感谢中国科学院大气物理研究所李萍、冯琪、廖婷婷、陈诺、胡晓霞、曹娜和中国农业大学陶悦悦、金欣欣对本研究提供的技术支持和帮助!

参考文献 (References)

- Akiyama H, Tsuruta H. 2002. Effect of chemical fertilizer form on N₂O, NO, and NO₂ fluxes from Andisol field [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63 (2-3): 219-230.
- Akiyama H, Tsuruta H, Watanabe T. 2000. N₂O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers [J]. *Chemosphere-Global Change Science*, 2 (3-4): 313-320.
- Bradley M J, Jones B M. 2002. Reducing global NO_x emissions: Developing advanced energy and transportation technologies [J]. *AMBIO-A Journal of the Human Environment*, 31 (2): 141-149.
- Bouman B A M, Hengsdijk H, Hardy B, et al. 2002. Water-wise rice production [M]// *Proceedings of the International Workshop on Water-wise Rice Production*. Los Baños, Philippines. Los Baños (Philippines): International Rice Research Institute, 356pp.
- Bouwman A F, Boumans L J M, Batjes N H. 2002. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4): 6-1-6-13.
- Bouman B A M, Humphreys E, Tuong T P, et al. 2006. Rice and water [J]. *Advances in Agronomy*, 92: 187-237.
- Cheng W G, Nakajima Y, Sudo S, et al. 2002. N₂O and NO emissions from a field of Chinese cabbage as influenced by band application of urea or controlled-release urea fertilizers [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63 (2-3): 231-238.
- Davidson E A, Kinglerlee W. 1997. A global inventory of nitric oxide emissions from soils [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48 (1-2): 37-50.
- Deng J, Zhou Z X, Zheng X H, et al. 2012. Annual emissions of nitrous oxide and nitric oxide from rice-wheat rotation and vegetable fields: A case study in the Tai-Lake region, China [J]. *Plant and Soil*, 360 (1-2): 37-53.
- Frolking S, Qiu J, Boles S, et al. 2002. Combining remote sensing and ground census data to develop new maps of the distribution of rice agriculture in China [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4): 1091-1101.
- Khalil M, Schmidhalter U, Gutser R. 2006. N₂O, NH₃, and NO_x emissions as a function of urea granule size and soil type under aerobic conditions [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 175 (1-4): 127-148.
- 刘军, 刘美菊, 官玉范, 等. 2010. 水稻覆膜湿润栽培体系中的作物生长速率和氮素吸收速率 [J]. *中国农业大学学报*, 15 (2): 9-17.
- Liu Jun, Liu Meiju, Guan Yufan, et al. 2010. Grain yield and nitrogen uptake were affected by the ground cover rice production system with plastic film covering [J]. *Journal of China Agricultural University (in Chinese)*, 15 (2): 9-17.
- Lee D S, Köhler I, Grobler E, et al. 1997. Estimations of global NO_x emissions and their uncertainties [J]. *Atmos. Environ.*, 31 (12): 1735-1749.
- Liu X J, Mosier A R, Halvorson A D, et al. 2005. Tillage and nitrogen application effects on nitrous and nitric oxide emissions from irrigated corn fields [J]. *Plant and Soil*, 276 (1-2): 235-249.
- Liu S W, Qin Y M, Zou J W, et al. 2010. Effects of water regime during rice-growing season on annual direct N₂O emission in a paddy rice-winter wheat rotation system in Southeast China [J]. *Science of The Total Environment*, 408 (4): 906-913.
- Liu M J, Lin S, Dannenmann M, et al. 2013. Do water-saving ground cover rice production systems increase grain yields at regional scales [J]. *Field Crops Research*, 150: 19-28.
- Ludwig J, Meixner F X, Vogel B, et al. 2001. Soil-air exchange of nitric oxide: An overview of processes, environmental factors, and modeling studies [J]. *Biogeochemistry*, 52 (3): 225-257.
- Mei B L, Zheng X H, Xie B H, et al. 2009. Nitric oxide emissions from conventional vegetable fields in southeastern China [J]. *Atmos. Environ.*, 43 (17): 2762-2769.
- 彭世彰, 侯会静, 徐俊增, 等. 2011. 节水灌溉对稻田 N₂O 季节排放特征的影响 [J]. *农业工程学报*, 27 (8): 14-18.
- Peng Shizhang, Hou Huijing, Xu Junzeng, et al. 2011. Effects of water-saving irrigation on seasonal characteristics of N₂O emission from paddy fields [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (in Chinese)*, 27 (8): 14-18.
- Qu H, Tao H B, Tao Y Y, et al. 2012. Ground cover rice production system increases yield and nitrogen recovery efficiency [J]. *Agronomy Journal*, 104 (5): 1399-1407.
- Schindlbacher A, Zechmeister-Boltenstern S, Butterbach-Bahl K. 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils [J]. *J. Geophys. Res.: Atmos.*, 109 (D17): D17302.
- Shang Q Y, Yang X X, Gao C M, et al. 2011. Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: A 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments [J]. *Global Change Biology*, 17 (6): 2196-2210.
- 沈熙, 陶洪斌, 沈康荣, 等. 2006. 中国覆盖旱作水稻理论与实践 [M]. 北京: 中国农业大学出版社, 89-99.
- Shen Xi, Tao Hongbin, Shen Kangrong, et al. 2006. Theory and Practice of Water-Saving Ground Cover Rice Production in China (in Chinese) [M]. Beijing: China

- Agricultural University Press, 89–99.
- Skiba U, Ball B. 2002. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide [J]. *Soil Use and Management*, 18 (1): 56–60.
- Stehfest E, Bouwman L. 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: Summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74 (3): 207–228.
- Williams E J, Hutchinson G L, Fehsenfeld F C. 1992a. NO_x and N₂O emissions from soil [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 6 (4): 351–388.
- Williams E J, Guenther A, Fehsenfeld F C. 1992b. An inventory of nitric oxide emissions from soils in the United States [J]. *J. Geophys. Res.*, 97 (D7): 7511–7519.
- 徐华, 邢光熹, 蔡祖聪. 2000. 土壤质地对小麦和棉花田 N₂O 排放的影响 [J]. *农业环境保护*, 19 (1): 1–3. Xu Hua, Xing Guangxi, Cai Zucong. 2000. Effect of soil texture on N₂O emissions from winter wheat and cotton fields [J]. *Agro-Environmental Protection (in Chinese)*, 19 (1): 1–3.
- 叶欣, 李俊, 王迎红, 等. 2005. 华北平原典型农田土壤氧化亚氮的排放特征 [J]. *农业环境科学学报*, 24 (6): 1186–1191. Ye Xin, Li Jun, Wang Yinghong, et al. 2005. Characterization of emissions of nitrous oxide from soils of typical crop fields in North China plain [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 24 (6): 1186–1191.
- Yienger J J, Levy H. 1995. Empirical model of global soil-biogenic NO_x emissions [J]. *Journal of Geophysical Research*, 100 (D6): 11447–11464.
- Yan X Y, Cai Z C, Ohara T, et al. 2003. Methane emission from rice fields in mainland China: Amount and seasonal and spatial distribution [J]. *J. Geophys. Res.*, 108 (D16): 4505.
- Yao Z S, Zheng X H, Xie B H, et al. 2009. Tillage and crop residue management significantly affects N-trace gas emissions during the non-rice season of a subtropical rice–wheat rotation [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (10): 2131–2140.
- Yao Z S, Wu X, Benjamin W, et al. 2010. Soil-atmosphere exchange potential of NO and N₂O in different land use types of Inner Mongolia as affected by soil temperature, soil moisture, freeze-thaw, and drying-wetting events [J]. *J. Geophys. Res.*, 115: D17116.
- 郑循华, 王明星, 王跃思. 1997. 华东稻麦轮作生态系统的 N₂O 排放研究 [J]. *应用生态学报*, 8 (5): 495–496. Zheng Xunhua, Wang Mingxing, Wang Yuesi. 1997. N₂O emission from rice–wheat ecosystem in Southeast China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology (in Chinese)*, 8 (5): 495–496.
- 周再兴, 郑循华, 王明星, 等. 2007. 华东稻麦轮作农田 CH₄、N₂O 和 NO 排放特征 [J]. *气候与环境研究*, 11 (6): 751–760. Zhou Zaixing, Zheng Xunhua, Wang Mingxing, et al. 2007. CH₄, N₂O, and NO emissions from a rice–wheat rotation cropping field in East China [J]. *Climatic and Environmental Research (in Chinese)*, 11 (6): 751–760.
- Zheng X H, Huang Y, Wang Y S, et al. 2003a. Seasonal characteristics of nitric oxide emission from a typical Chinese rice–wheat rotation during the non-waterlogged period [J]. *Global Change Biology*, 9 (2): 219–227.
- Zheng X H, Huang Y, Wang Y S, et al. 2003b. Effects of soil temperature on nitric oxide emission from a typical Chinese rice–wheat rotation during the non-waterlogged period [J]. *Global Change Biology*, 9 (4): 601–611.
- Zhou Z X, Zheng X H, Xie B H, et al. 2010. Nitric oxide emissions from rice–wheat rotation fields in eastern China: effect of fertilization, soil water content, and crop residue [J]. *Plant and Soil*, 336 (1–2): 87–98.