

# 稻麦轮作体系养殖肥水灌溉对产量、氨挥发和氧化亚氮排放的影响<sup>①</sup>

孙海军<sup>1,2</sup>, 闵 炬<sup>2</sup>, 施卫明<sup>2\*</sup>, 李卫正<sup>1</sup>

(1 南京林业大学现代分析测试中心, 南京 210037; 2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

**摘 要:** 稻麦轮作体系进行养殖肥水灌溉可能导致氮(N)素的氨挥发( $\text{NH}_3$ )和氧化亚氮( $\text{N}_2\text{O}$ )排放增加。本文通过土柱模拟试验, 定量评价了稻麦轮作体系推荐施 N 量(稻季  $225 \text{ kg/hm}^2$ , 麦季  $150 \text{ kg/hm}^2$ )下, 不同 N 浓度养殖肥水灌溉对水稻、小麦籽粒产量以及  $\text{NH}_3$  挥发和  $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响。试验处理为: 无 N 检出的清水灌溉(CK), 低 N 浓度肥水灌溉(SI-L), 中 N 浓度肥水灌溉(SI-M)和高 N 浓度肥水灌溉(SI-H)。稻季结果表明,  $\text{NH}_3$  挥发与  $\text{N}_2\text{O}$  排放量随灌溉肥水 N 浓度的提高而增加, 其决定系数( $R^2$ )可达 0.895 与 0.998。与清水对照相比, 不同 N 浓度的肥水灌溉使  $\text{NH}_3$  挥发增加 19.7%~40.8%; SI-H 处理  $\text{N}_2\text{O}$  排放显著增加 68.8%; 不同 N 浓度肥水灌溉没有显著增加水稻产量。麦季结果亦表明,  $\text{NH}_3$  挥发与  $\text{N}_2\text{O}$  排放量随灌溉肥水 N 浓度的提高而增加, 其决定系数( $R^2$ )可达 0.939 与 0.980。与清水对照相比, SI-H 处理使  $\text{NH}_3$  挥发显著增加 20.2%; SI-M 与 SI-H 处理  $\text{N}_2\text{O}$  排放分别显著增加 64.9%和 120.3%; SI-H 处理小麦产量显著提高 46.7%。利用稻田生态系统消纳养殖肥水中 N 时, 须考虑肥水灌溉导致的  $\text{NH}_3$  挥发和  $\text{N}_2\text{O}$  排放所造成的环境影响, 合理地进行水肥调控。

**关键词:** 养殖肥水; 氨挥发; 氧化亚氮; 氮; 作物产量

**中图分类号:** S19, X522

近年来, 我国集约化与规模化水产、畜禽养殖业迅速发展, 取得了举世瞩目的成绩, 与此同时带来的是大量养殖肥水氮(N)的排放, 进而导致养分资源的浪费和水体 N 环境的污染。如湖南洞庭湖区畜禽粪便 N 素养分流失可达  $19.0 \text{ 万 t}^{[1]}$ , 巢湖流域养殖排污产生的氨氮达  $11.7 \text{ 万 t}^{[2]}$ , 太湖苕溪小流域养殖业对总 N 排放贡献率达 24.4%<sup>[3]</sup>。因此, 畜禽养殖肥水的有效处理尤为重要。目前主要处理技术有: 自然处理技术, 厌氧处理技术, 好氧处理技术和混合处理技术等<sup>[4]</sup>。其中, 将养殖肥水用于农田灌溉是缓解水资源紧缺和减少水体 N 污染的有效途径之一。在英国, 养殖肥水的 20% 经稀释后通过灌溉系统回用于农田<sup>[5]</sup>。国内大面积种植的稻麦轮作生态系统用于净化消纳肥水中的 N 等营养元素, 已被科学研究和生产实践所证实。畜禽养殖肥水中的 N 素, 可促进农作物的生长和土壤肥力的提高<sup>[6]</sup>。肖辉等<sup>[7]</sup>研究表明稻麦轮作体系对制浆排水中总 N 去除率达 60%, 制浆

废水灌溉显著增加作物产量 11.6%~47.7%。Sun 等<sup>[8]</sup>采用工程规模的稻田-人工湿地耦联技术处理农村面源污水, 该技术对总 N 去除率达 57.3%, 其中稻田生态系统消纳肥水中 N 的机理主要是稻田土壤的吸附吸持作用和水稻植物的吸收转化功能。目前针对养殖肥水农田灌溉研究多集中于农田对肥水中 N 的去除效果及机理方面的研究, 稻麦轮作系统肥水灌溉后 N 素通过氨( $\text{NH}_3$ )挥发, 氧化亚氮( $\text{N}_2\text{O}$ )排放所产生的环境效应关注较少。然而, 由于强光照和过量 N 肥投入等原因, 我国南方稻田种植区  $\text{NH}_3$  挥发占稻田 N 素损失的比重较大, 可达 40% 以上<sup>[9]</sup>。通过  $\text{NH}_3$  挥发损失的 N 素, 不仅导致 N 素利用率低, 而且会导致酸沉降以及地表水污染等环境问题<sup>[10]</sup>。此外, 稻田 N 素通过  $\text{N}_2\text{O}$  排放会增加温室效应, 也是一个不容忽视的问题<sup>[11]</sup>。因此, 为了更好地将养殖肥水回用于农田灌溉, 定量评估养殖肥水灌溉对稻麦轮作体系 N 素的  $\text{NH}_3$  挥发以及  $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响十分必要。

基金项目: 国家青年科学基金项目(31201686), 土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金项目(Y412201425)和中国科学院南京土壤研究所知识创新工程领域前沿项目(ISSASIP1115)资助。

\* 通讯作者(wmshi@issas.ac.cn)

作者简介: 孙海军(1987—), 男, 山东潍坊人, 博士, 实验师, 主要从事农田氮磷养分循环与环境效应研究。E-mail: ww018150@163.com

为此,本研究拟通过土柱模拟试验探讨不同 N 浓度养殖肥水灌溉稻田对水稻、小麦作物产量的影响,及其对两季作物种植模式下 N 素  $\text{NH}_3$  挥发和  $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响,为稻麦轮作生态系统的水肥优化管理及其可持续发展提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土壤与装置

供试土壤于 2010 年 5 月按照 0~20、20~40、40~60、60~80 cm 的剖面顺序取自于一块平整的面积约为 15  $\text{hm}^2$  的稻田,该稻田位于浙江省杭州市余杭区径山镇(30°26'N, 120°18'E)。将供试土壤风干后,粉碎过 2 mm 尼龙筛,按照取样层次混匀备用。供试土壤属于壤质水耕人为土,表层土壤(0~20 cm)性质如下: pH( $\text{H}_2\text{O}$ )6.15, 全 N 0.95 g/kg, 速效 N 210 mg/kg, 有机质 27.9 g/kg。试验用土柱装置高 90 cm, 内径 25 cm, 将不同剖面层次土壤按照取样层次分别填装回土柱, 夯实, 浇灌去离子水沉实备用<sup>[12]</sup>。

### 1.2 试验处理

土柱模拟试验在浙江农林大学温室试验场进行, 共设置 4 个试验处理, 分别为: 无 N 检出的清水(试验室制备去离子水)灌溉(CK), 低 N 浓度肥水灌溉(SI-L), 中 N 浓度肥水灌溉(SI-M)和高 N 浓度肥水灌溉(SI-H), 每个处理重复 3 次。其中, 高 N 浓度肥水取自于一富含 N 素的养殖肥水收集池, 中 N 浓度和低 N 浓度处理分别将养殖肥水用清水稀释 2 倍和 4 倍用于灌溉。各处理化肥 N 投入量稻季为 225  $\text{kg}/\text{hm}^2$ , 麦季为 150  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 。稻麦季均按照 4:3:3 的比例以基肥、蘖肥和穗肥形式施入土壤。试验于 2010 年 7 月开始, 于 2011 年 6 月结束。试验用养殖肥水性质如下: pH 7.7~8.5,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  4.0~10.5  $\text{mg}/\text{L}$ ,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  0.1~3.0  $\text{mg}/\text{L}$ , 总 N 4.3~17.8  $\text{mg}/\text{L}$ 。作物的种植、水肥管理及收获等田间管理同当地农民习惯。在 2010 年稻季, 土柱内土层保持 2~5 cm 深度, 当土层低于 2 cm 时, 进行灌溉补足至 5 cm 深度, 在 7 月 19 日至 8 月 6 日、8 月 11 日至 8 月 16 日、8 月 19 日至 8 月 25 日、8 月 29 日至 9 月 7 日进行养殖肥水灌溉, 其余时间段采用无 N 检出的去离子水灌溉, 保证水稻生长所需。在 2010—2011 年麦季, 分别在 2010 年 11 月 21 日、2011 年 1 月 11 日和 3 月 11 日采取养殖肥水灌溉, 每次灌溉水量为每土柱 3 L。各处理稻季和麦季由养殖肥水带入 N 量分别为: CK 0  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 、SI-L 17.8  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 、SI-M 32.8  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 、SI-H 68.3  $\text{kg}/\text{hm}^2$  和 CK 0  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 、SI-L 6.2  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 、SI-M 12.5  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 、SI-H 24.9  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 。

### 1.3 作物产量、 $\text{NH}_3$ 挥发与 $\text{N}_2\text{O}$ 排放测定

作物成熟后, 将土柱装置内植株籽粒全部收集, 称重、烘干、记录产量。 $\text{NH}_3$  挥发与  $\text{N}_2\text{O}$  排放的测定分别采用动力抽气-密闭室法和静态箱-气相色谱法<sup>[12]</sup>。本试验中测定  $\text{NH}_3$  挥发与  $\text{N}_2\text{O}$  排放的装置参见笔者已发表论文<sup>[12]</sup>中详细介绍。 $\text{NH}_3$  挥发测定于每次施 N 肥后立即开始, 于每日的上午 8:00—10:00 和下午的 14:00—16:00 进行, 连续测定直至空白处理与施 N 处理之间硼酸吸收液颜色变化一致, 停止  $\text{NH}_3$  挥发监测。通常情况下, 在施 N 肥后第 1、2、3、5 与 7 天采集  $\text{N}_2\text{O}$  气体样品, 并通过气相色谱测定  $\text{N}_2\text{O}$  浓度。在此之后, 每隔一周采集一次  $\text{N}_2\text{O}$  气体样品。此外, 在麦季每次灌溉后第 1 和第 3 天采集  $\text{N}_2\text{O}$  气体样品。

### 1.4 数据分析

采用 Excel 2007 软件对数据进行统计分析, 对各处理之间差异性进行方差分析和 Duncan 多重比较 ( $P<0.05$ )。

## 2 结果与分析

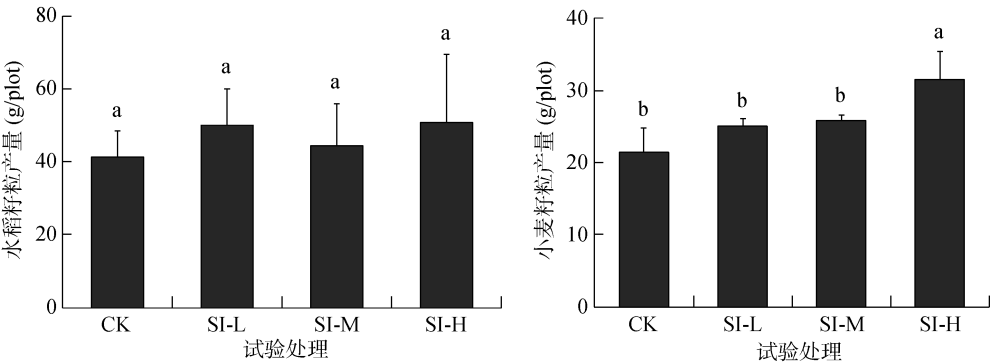
### 2.1 养殖肥水灌溉对水稻、小麦籽粒产量的影响

图 1 结果表明, 在稻季, 不同浓度养殖肥水灌溉处理与清水灌溉处理(CK)相比, 谷物产量没有显著提高。在麦季, SI-H 处理下的小麦籽粒产量显著高于 CK 处理, 增产比例可达 46.7%, 而 SI-L 和 SI-M 处理与 CK 处理相比, 籽粒产量没有显著提高。这表明养殖肥水灌溉仅在较高 N 浓度时对小麦产量有所提升。

### 2.2 养殖肥水灌溉对水稻、小麦生长季 $\text{NH}_3$ 挥发的影响

由图 2 可知, 在稻季, 不同浓度养殖肥水灌溉均导致稻田  $\text{NH}_3$  挥发排放显著增加, 且随着灌溉肥水 N 浓度的提高,  $\text{NH}_3$  挥发的比例也随之提高。不同浓度养殖肥水灌溉处理  $\text{NH}_3$  挥发增加比例分别为: 19.7%(SI-L), 30.2%(SI-M)和 40.8%(SI-H)。在麦季, 与 CK 处理相比, 只有 SI-H 处理导致  $\text{NH}_3$  挥发显著增加, 增加比例为 20.2%, 而 SI-L 和 SI-M 处理没有导致  $\text{NH}_3$  挥发显著增加。稻季  $\text{NH}_3$  挥发排放量为 41.7~58.7  $\text{kg}/\text{hm}^2$ , 是麦季  $\text{NH}_3$  挥发量的 7.5~8.8 倍。这说明肥水灌溉更加显著地增加水稻生长季 N 素  $\text{NH}_3$  挥发排放。

对不同施肥阶段观测的  $\text{NH}_3$  挥发量进行累积统计(表 1), 结果表明: 稻季施用基肥时期, 与 CK 处理相比, 不同 N 浓度养殖肥水灌溉导致  $\text{NH}_3$  挥发排



(柱图上方不同小写字母表示处理间差异达到  $P<0.05$  显著水平, 下同)

图 1 不同 N 浓度养殖肥水灌溉对水稻、小麦籽粒产量的影响  
Fig. 1 Effect of sewage irrigation on grain yield in rice-wheat rotation

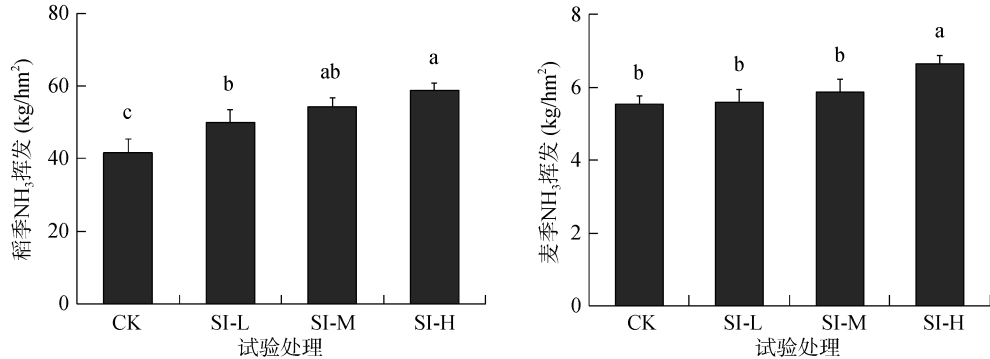


图 2 不同 N 浓度养殖肥水灌溉对水稻、小麦季 NH<sub>3</sub> 挥发的影响

Fig. 2 Effect of sewage irrigation on cumulative NH<sub>3</sub> volatilization in rice-wheat rotation

表 1 稻、麦季不同施肥时期 N 素 NH<sub>3</sub> 挥发排放量

Table 1 NH<sub>3</sub> volatilization during different periods of nitrogen fertilizer application in rice and wheat season

处理	稻季 NH <sub>3</sub> 挥发损失量(kg/hm <sup>2</sup> )			麦季 NH <sub>3</sub> 挥发损失量(kg/hm <sup>2</sup> )		
	基肥	蘖肥	穗肥	基肥	蘖肥	穗肥
CK	22.9 ± 4.6 b	11.4 ± 2.0 b	7.3 ± 0.7 b	3.59 ± 0.28 b	1.14 ± 0.05 c	0.81 ± 0.08 a
SI-L	28.9 ± 3.0 a	13.3 ± 0.4 ab	7.7 ± 1.0 b	3.48 ± 0.20 b	1.26 ± 0.22 bc	0.86 ± 0.03 a
SI-M	29.8 ± 2.3 a	13.4 ± 0.4 ab	11.1 ± 0.7 a	3.55 ± 0.33 b	1.48 ± 0.07 ab	0.84 ± 0.06 a
SI-H	32.2 ± 2.2 a	14.1 ± 1.1 a	12.5 ± 0.9 a	4.09 ± 0.11 a	1.57 ± 0.07 a	0.99 ± 0.19 a

注：表中数据为平均值±标准误( $n=3$ )；同列小写字母不同表示处理之间在  $P<0.05$  水平差异显著。

放显著增加 26.2%~40.6%，且随着灌溉肥水中 N 浓度的提高，NH<sub>3</sub> 挥发的增加比例随之提高。施用蘖肥时期，仅 SI-H 处理 NH<sub>3</sub> 挥发损失与 CK 处理相比增加 23.7%。施用穗肥时期，在 SI-M 和 SI-H 处理 NH<sub>3</sub> 挥发分别增加 52.1% 和 71.2%。麦季统计结果表明，在 SI-H 处理下，肥水灌溉增加了基肥和蘖肥施用时期的 NH<sub>3</sub> 挥发，增加比例分别为 13.9% 和 37.7%。这说明在不同作物种植季节和同季作物不同生长阶段，通过调控灌溉养殖肥水的 N 浓度可以减少肥水灌溉所导致的 NH<sub>3</sub> 挥发。

2.3 养殖肥水灌溉对水稻、小麦生长季 N<sub>2</sub>O 排放的影响

对水稻、小麦生长季 N<sub>2</sub>O 排放量统计结果表明

(图 3)，稻季 N<sub>2</sub>O 排放量为 0.16~0.27 kg/hm<sup>2</sup>，麦季为 0.74~1.63 kg/hm<sup>2</sup>。与清水灌溉 CK 处理相比，采用高 N 浓度养殖肥水灌溉(SI-H 处理)使稻田 N<sub>2</sub>O 的排放增加 68.8%，中、低 N 浓度养殖肥水灌溉处理稻田 N<sub>2</sub>O 排放总量没有显著增加。在麦季，3 种 N 浓度的养殖肥水灌溉均导致 N<sub>2</sub>O 排放增加，且随灌溉养殖肥水中 N 浓度的增加而增加。其中，与 CK 处理相比 SI-M、SI-H 处理 N<sub>2</sub>O 排放显著增加 64.9% 和 120.3%。

3 讨论

本研究表明高浓度肥水灌溉显著增加小麦籽粒

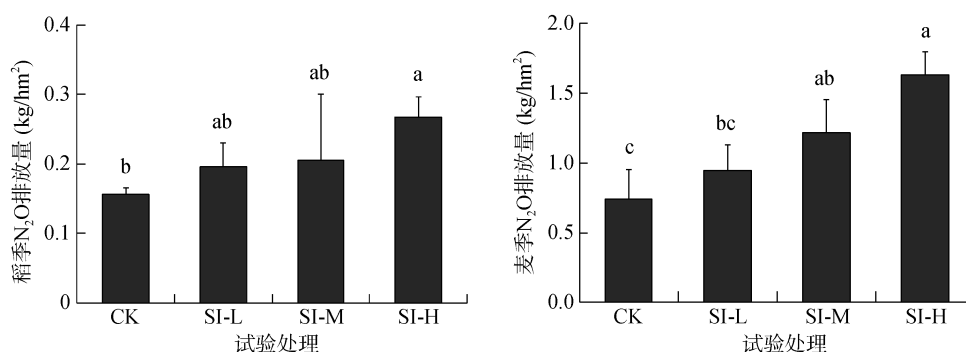


图 3 不同 N 浓度养殖肥水灌溉对水稻、小麦季 N<sub>2</sub>O 排放的影响

Fig. 3 Effect of sewage irrigation on cumulative N<sub>2</sub>O emission in rice-wheat rotation

产量,而中低浓度肥水灌溉对小麦产量没有影响。万亮婷和齐学斌<sup>[13]</sup>通过测桶试验研究也表明污水、稀释污水和再生水处理与对照相比分别增产 12.7%、9.7% 和 1.1%。这说明适当浓度肥水灌溉可以提高小麦产量,增加经济效益。因为养殖肥水中含有的 N 元素可为作物吸收利用,最终利于作物增产。而本研究中,稻季进行养殖肥水灌溉对水稻产量没有显著提高。徐应明和王德荣<sup>[14]</sup>研究发现为保证水稻的良好生长,必须维持灌溉水中一定的含氧量,并给出溶解氧含量 1 mg/L 是二级污水处理厂出水作为灌溉水稻的最低要求。灌溉肥水中溶解氧含量过低,可能是本实验中稻季养殖肥水灌溉不增产的原因之一。朱兆良认为,采用区域平均适宜施 N 量 218 kg/hm<sup>2</sup> 可以获得水稻高产<sup>[15]</sup>。本研究中稻季 N 肥投入为 225 kg/hm<sup>2</sup>,已达获得水稻高产的施用水平,所以稻季肥水灌溉水稻没有增产效果。若适当降低化学 N 肥投入量,再配合以养殖肥水灌溉可增加水稻产量,养殖肥水灌溉在一定程度上可起到增肥作用<sup>[16]</sup>。

养殖肥水中含有丰富的 N 元素,用其进行灌溉极有可能导致稻田 N 素去向发生变化。对稻、麦季 NH<sub>3</sub> 挥发量与肥水 N 浓度做相关分析结果表明,其决定系数  $R^2$  分别可以达到 0.895 和 0.939,说明稻、麦季肥水灌溉均有增加 NH<sub>3</sub> 挥发的趋势。本研究中,稻季肥水灌溉显著增加了全生育期 NH<sub>3</sub> 挥发排放,由肥水带入的 N 量高达 17.8 ~ 68.3 kg/hm<sup>2</sup>,且由于 2 ~ 5 cm 淹水水层的存在,肥水中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 很容易转变为气态 NH<sub>3</sub>,进而挥发进入大气环境,因此,稻季 3 个养殖肥水灌溉处理均显著地增加 N 素 NH<sub>3</sub> 挥发排放。本研究中麦季仅有高 N 浓度养殖肥水灌溉会导致 NH<sub>3</sub> 挥发损失增加,而中、低浓度养殖肥水处理不会导致 NH<sub>3</sub> 挥发损失增加。其原因一方面可能是,麦季土壤含水率较低,灌溉水会快速渗透进入土壤,养殖肥水中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 易被土壤吸附,不易通过 NH<sub>3</sub> 挥发途径排放;另一方面,麦季中低浓度的

灌溉肥水带入的 N 投入量为 6.2 ~ 12.5 kg/hm<sup>2</sup>,相对较低,不足以导致 NH<sub>3</sub> 挥发的显著增加。同时本研究对稻、麦季节不同施肥时期的 NH<sub>3</sub> 挥发量统计结果表明,在同一作物生长季内控制肥水中 N 浓度和选择特定生长时期进行肥水灌溉可以控制 NH<sub>3</sub> 挥发增加。如:在稻季蘖肥施用时期采用中、低 N 浓度养殖肥水灌溉,穗肥时期仅采取低 N 浓度肥水灌溉,而在基肥时期,需要采取清灌方式(表 1)。在麦季基肥施用时期采用中、低 N 浓度养殖肥水灌溉,在蘖肥时期采取低 N 浓度的养殖肥水灌溉,就不会导致麦季 NH<sub>3</sub> 挥发增加(表 1)。

稻麦季 N<sub>2</sub>O 排放量与肥水 N 浓度的相关分析结果表明,其决定系数  $R^2$  分别可以达到 0.998 和 0.980,说明稻麦季肥水灌溉均有增加 N<sub>2</sub>O 排放的趋势。当养殖肥水中 N 浓度达到一定水平时,养殖肥水灌溉均显著增加稻田土壤 N<sub>2</sub>O 排放(图 3)。Zou 等<sup>[17]</sup>报道污水灌溉导致稻季 N<sub>2</sub>O 排放增加 68% ~ 170%。污水灌溉导致农田 N<sub>2</sub>O 排放增加的原因之一是污水中含有的 N 素为土壤硝化-反硝化过程提供了充足的有效 N 源。另外一方面,污水中含有的有机碳源也利于硝化-反硝化过程的发生,从而增加 N<sub>2</sub>O 排放<sup>[18-19]</sup>。

本研究说明利用养殖肥水进行稻田土壤灌溉时需要适当减少化学 N 肥施用量,优化水肥管理,根据作物的需水规律、土壤肥力条件以及肥水中 N 等营养元素的含量,制定合理的肥水灌溉比例,采取适当浓度的肥水进行灌溉。若通过控制不同 N 浓度养殖肥水灌溉处理间总 N 量投入一致,可以有效控制肥水灌溉所导致的稻田 NH<sub>3</sub> 挥发和 N<sub>2</sub>O 排放增加问题<sup>[12]</sup>。

## 4 结论

- 1) 不同 N 浓度养殖肥水灌溉没有显著提高水稻产量,高 N 浓度肥水灌溉提高小麦产量 46.7%。
- 2) 养殖肥水灌溉增加稻麦轮作体系 NH<sub>3</sub> 挥发

量。 $\text{NH}_3$  挥发量随灌溉肥水 N 浓度的提高而增加, 其决定系数( $R^2$ )可达 0.895 与 0.939。其中, 3 种不同 N 浓度养殖肥水灌溉导致稻季  $\text{NH}_3$  挥发显著增加 19.7%~40.8%。高 N 浓度肥水灌溉处理使麦季  $\text{NH}_3$  挥发增加 20.2%。对稻、麦季不同施肥时期的  $\text{NH}_3$  挥发排放量统计结果表明, 通过控制肥水 N 浓度和灌溉时间, 可以减少肥水灌溉导致的  $\text{NH}_3$  挥发。

3) 养殖肥水灌溉增加稻麦轮作体系  $\text{N}_2\text{O}$  排放。 $\text{N}_2\text{O}$  排放量随灌溉肥水 N 浓度的提高而增加, 其决定系数( $R^2$ )可达 0.998 与 0.980。高 N 浓度肥水灌溉处理导致稻季  $\text{N}_2\text{O}$  排放显著增加 68.8%。在麦季, 中、高 N 浓度养殖肥水灌溉导致  $\text{N}_2\text{O}$  排放显著增加 64.9%~120.3%。

4) 在利用稻麦轮作体系消纳养殖肥水中 N 时, 需考虑肥水灌溉导致的  $\text{NH}_3$  挥发和  $\text{N}_2\text{O}$  排放增加的问题。利用肥水中 N 源, 并调控化学 N 肥用量以及采取适当浓度肥水灌溉等措施, 可有效减少肥水灌溉导致的环境问题。

#### 参考文献:

- [1] 武深树, 谭美英, 龙岳林, 黄璜, 甘德欣, 朱好. 洞庭湖区畜禽粪便中氮素污染及其环境成本[J]. 农业工程学报, 2009, 25(6): 229-234
- [2] 彭军, 司友斌, 张震. 巢湖流域规模化畜禽养殖场污染现状与环境管理对策[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(1): 314-316, 471
- [3] 孙海军, 吴家森, 姜培坤, 余志敏, 施卫明. 浙北山区典型小流域农村面源污染现状调查与治理对策[J]. 中国农学通报, 2011, 27(20): 258-264
- [4] 陈蕊, 高怀友, 傅学起, 师荣光, 张永刚, 马宝玲. 畜禽养殖废水处理技术的研究与应用[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(Z1): 374-377
- [5] 曾悦, 洪华生, 陈伟琪, 郑彧. 畜禽养殖区磷流失对水环境的影响及其防治措施[J]. 农村生态环境, 2004, 20(3): 77-80
- [6] 戴婷, 章明奎. 长期畜禽养殖污水灌溉对土壤养分和重金属积累的影响[J]. 灌溉排水学报, 2010, 29(1): 36-39
- [7] 肖辉, 高贤彪, 郭良进, 王艳, 王立艳. 冬小麦-水稻轮作体系下制浆废水灌溉试验研究[J]. 华北农学报, 2009, 24(2): 196-200
- [8] Sun HJ, Zhang HL, Yu ZM, Wu JS, Jiang PK, Yuan XY, Shi WM. Combination system of full-scale constructed wetlands and wetland paddy fields to remove nitrogen and phosphorus from rural unregulated non-point sources[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2013, 35(6): 801-809
- [9] Lin DX, Fan XH, Hu F, Zhao HT, Luo JF. Ammonia volatilization and nitrogen utilization efficiency in response to urea application in rice fields of the Taihu Lake region, China[J]. Pedosphere, 2007, 17(5): 639-645
- [10] Sutton MA, Place CJ, Eager M, Fowler D, Smith RI. Assessment of the magnitude of ammonia emissions in the UK[J]. Atmospheric Environment, 1995, 29(12): 1 393-1 411
- [11] Xing GX, Zhao X, Xiong ZQ, Yan XY, Xu H, Xie YX, Shi SL. Nitrous oxide emissions from paddy fields in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2009(29): 45-50
- [12] Sun HJ, Zhang HL, Wu JS, Jiang PK, Shi WM. Laboratory lysimeter analysis of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions and leaching losses of nitrogen in a rice-wheat rotation system irrigated with nitrogen-rich wastewater[J]. Soil Science, 2013, 178(6): 316-323
- [13] 万亮婷, 齐学斌. 污水灌溉对冬小麦产量及其品质的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2007, 25(5): 99-103
- [14] 徐应明, 王德荣. 灌溉水中溶解氧含量对水稻生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 1993, 12(3): 140-142
- [15] 朱兆良. 推荐氮肥适宜施用量的方法论刍议[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(1): 1-4
- [16] 陈晓锋, 常志州, 黄红英, 邵孝侯. 养殖污水回用对水稻产量及土壤肥力的影响研究[J]. 中国土壤与肥料, 2009(2): 39-42
- [17] Zou JW, Liu SW, Qin YM, Pan GX, Zhu DW. Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China[J]. Agricultural, Ecosystem and Environment, 2009(129): 516-522
- [18] Ndour NYB, Baudoin E, Guissé A, Seck M, Khouma M, Brauman A. Impact of irrigation water quality on soil nitrifying and total bacterial communities[J]. Biology and Fertility of Soils, 2008, 44(5): 797-803
- [19] 程先军, 许迪. 碳含量对再生水灌溉土壤氮素迁移转化规律的影响[J]. 农业工程学报, 2012, 28(14): 85-90

## Effect of Sewage Irrigation on Crop Yield, Ammonia Volatilization and Nitrous Oxide Emission in Rice-wheat Rotation

SUN Hai-jun<sup>1,2</sup>, MIN Ju<sup>2</sup>, SHI Wei-ming<sup>2\*</sup>, LI Wei-zheng<sup>1</sup>

(1 *Advanced Analysis and Testing Center, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China*; 2 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China*)

**Abstract:** Sewage irrigation in rice-wheat rotation likely lead to more nitrogen (N) loss via ammonia (NH<sub>3</sub>) volatilization and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission. A stimulated lysimeter study was conducted to evaluate the impacts of sewage irrigation with different nitrogen (N) concentration irrigation on NH<sub>3</sub> volatilization, N<sub>2</sub>O emission and crop yield. The four treatments received equal optimal N input (225 kg/hm<sup>2</sup> in rice season and 150 kg/hm<sup>2</sup> in wheat season from urea fertilizer were 1) clean water irrigation as the control (CK), 2) sewage irrigation with low N concentration (SI-L), 3) sewage irrigation with medium N concentration (SI-M) and 4) sewage irrigation with high N concentration (SI-H). Results in rice season showed that NH<sub>3</sub> volatilization and N<sub>2</sub>O emission increased with the N concentration of irrigated sewage, and the determination coefficient ( $R^2$ ) were 0.895 and 0.998, respectively. Sewage irrigation significantly increased the NH<sub>3</sub> volatilization by 19.7% – 40.8% compared with the control, and the SI-H treatment significantly increased the N<sub>2</sub>O emission by 68.8%. Sewage irrigation did not increase the rice grain yield. Data in the wheat season suggested that NH<sub>3</sub> volatilization and N<sub>2</sub>O emission also increased with the N concentration of irrigated sewage, and the determination coefficient ( $R^2$ ) were 0.939 and 0.980, respectively. Herein, 20.2% higher NH<sub>3</sub> volatilization compared with the control was measured in the SI-H treatment. The SI-M and SI-H treatments significantly increased the N<sub>2</sub>O emission in wheat season by 64.9% and 120.3%, respectively. The SI-H treatment significantly increased the wheat production by 46.7%. The results suggest that NH<sub>3</sub> volatilization and N<sub>2</sub>O emission must be considered when sewage irrigation was occurred in paddy field and more rational water and N fertilizer management should be adopted when paddy soil was explored to treat sewage water.

**Key words:** Wastewater; Ammonia volatilization; Nitrous oxide; Nitrogen; Crop yield