

南方典型双季稻田氮素吸收及平衡

樊鹏飞, 刘伟民, 田 昌, 向红坤, 杨 勇, 张振华

(湖南农业大学资源环境学院, 土壤肥料资源高效利用国家工程实验室,
农田污染控制与农业资源利用湖南省重点实验室, 长沙 410128)

摘要: 采用田间小区试验, 设置不同 N 肥用量 N0(对照, 不施 N 肥)、N1(早晚稻均为 90 kg/hm²)、N2(早稻 120 kg/hm², 晚稻 135 kg/hm²)、N3(早稻 150 kg/hm², 晚稻 180 kg/hm²)处理, 于 2017—2018 连续 2 年定量研究双季稻田 N 吸收以及 N 肥各损失途径的情况, 计算周年 N 收支差, 初步揭示双季稻田 N 收支平衡特征。结果表明: 在 N 吸收方面, 水稻产量随施 N 量的增加显著提高, N2、N3 显著高于 N1, N3 高于 N2, 但无显著差异; 各处理双季稻籽粒产量为 8 869.6~11 002.1 kg/hm², 秸秆产量为 8 666.2~10 744.2 kg/hm²; 水稻 N 积累量也随施 N 量增加显著增加, 单季水稻平均吸 N 量为 70.6~112.5 kg/hm², 双季稻吸 N 量为 140.8~226.5 kg/hm²; 各处理 N 肥平均吸收利用率为 25.6%~28.7%, 农学利用率为 6.5~8.3 kg/kg, 生理利用率为 23.8~27.0 kg/kg, 偏生产力为 33.5~56.1 kg/kg, N2 处理 N 肥吸收利用率最高; 在 N 损失方面, N3 处理各途径损失量均为最高, N2 略高于 N1 但差异不显著, 各处理单周年氨挥发损失量为 20.04~111.97 kg/hm², 损失率为 22.33%~26.68%, N₂O 损失量为 1.38~3.15 kg/hm², 损失率为 0.49%~0.86%, 淋溶淋失量为 5.10~40.97 kg/hm², 淋失率为 8.63%~10.87%, 径流流失量为 3.78~12.98 kg/hm², 流失率为 1.67%~3.38%, 单周年土壤无机 N 残留量为 -5.70~41.53 kg/hm², 全 N 残留量为 -15.18~53.02 kg/hm²; 在 N 收支方面, 各处理 N 盈余量随施 N 量的增加而增加, N3 处理盈余量最高, N2 略高于 N1, 2017 年各施 N 处理 N 盈余量为 13.05~32.20 kg/hm², 2018 年盈余量为 29.18~39.90 kg/hm², 周年 N 盈余量呈上升趋势。双季稻田 N 收支途径中, 肥料是 N 素的最主要来源, N 输出以作物吸收为主, 且氨挥发和 N 淋溶损失也是 N 输出的重要途径; N2 处理是较为合适的施 N 量水平, 即在农民习惯施肥量(N3)的基础上减 N 20%~25%, 既能保证双季稻 N 素吸收量和利用率, 也能降低 N 素损失量和盈余量。

关键词: 双季稻; 氮吸收; 氮损失; 氮平衡

中图分类号: S19; S511

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2021)03-0259-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2021.03.036

Nitrogen Absorption and Balance of Typical Double Cropping Rice Fields in Southern China

FAN Pengfei, LIU Weimin, TIAN Chang, XIANG Hongkun, YANG Yong, ZHANG Zhenhua

(College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, National

Engineering Laboratory for Efficient, Utilization of Soil and Fertilizer Resources, Hunan Provincial

Key Laboratory of Farmland Pollution Control, and Agricultural Resource Utilization, Changsha 410128)

Abstract: This study conducted a field plot experiment, including four nitrogen application levels: N0 (no nitrogen fertilizer), N1 (90 kg/hm² of nitrogen fertilizer in both early and late rice), N2 (120 kg/hm² of nitrogen fertilizer in early rice, 135 kg/hm² in late rice) and N3 (150 kg/hm² of nitrogen fertilizer in early rice, 180 kg/hm² of nitrogen fertilizer in late rice), to study the nitrogen absorption and the loss of nitrogen in various ways of double-cropping rice for two consecutive years in 2017—2018. The annual nitrogen surplus was calculated to preliminarily reveal the characteristics of nitrogen budget in double cropping rice fields. The results showed that on the nitrogen absorption, rice yield increased significantly with the increase of nitrogen application. Yield of N2 and N3 were significantly higher than that of N1, while N3 was higher than N2 with-

收稿日期: 2020-12-17

资助项目: 国家重点研发计划项目(2017YDF0200104); 湖南省教育厅科学研究项目(20K068)

第一作者: 樊鹏飞(1996—), 男, 硕士研究生, 主要从事植物营养生态与资源开发与利用研究。E-mail: 2083452713@qq.com

通信作者: 杨勇(1987—), 男, 实验师, 主要从事农业面源污染研究。E-mail: bright168168@126.com

张振华(1982—), 男, 教授, 主要从事植物营养与遗传研究。E-mail: zhzh1468@163.com

out significant difference. The grain yield of double cropping rice was $8\,869.6\sim11\,002.1\text{ kg/hm}^2$, straw yield was $8\,666.2\sim10\,744.2\text{ kg/hm}^2$. Nitrogen accumulation in rice also increased significantly with nitrogen application. The average nitrogen uptake of single cropping rice was $70.6\sim112.5\text{ kg/hm}^2$, and $140.88\sim226.5\text{ kg/hm}^2$ in double cropping rice. The average nitrogen uptake efficiency was $25.6\%\sim28.7\%$, $6.5\sim8.3\text{ kg/kg}$ in agronomic, $23.8\sim27.0\text{ kg/kg}$ in physiological, and $33.5\sim56.1\text{ kg/kg}$ in partial productivity. The nitrogen uptake efficiency of N2 treatment was highest. The nitrogen loss of N3 treatment was the highest, and N2 was slightly higher than N1, but the difference was not significant. As for the nitrogen loss, the annual ammonia volatilization loss of each treatment was $20.04\sim111.97\text{ kg/hm}^2$ and the loss rate was $22.33\%\sim26.68\%$. The N_2O emission loss was $1.38\sim3.15\text{ kg/hm}^2$ and the loss rate was $0.49\%\sim0.86\%$, the nitrogen leaching loss was $5.10\sim40.97\text{ kg/hm}^2$ and the loss rate was $8.63\%\sim10.87\%$, the nitrogen runoff loss was $3.78\sim12.98\text{ kg/hm}^2$ and the loss rate was $1.67\%\sim3.38\%$, the single annual soil inorganic nitrogen residue was $-5.70\sim41.53\text{ kg/hm}^2$, and the total nitrogen residue was $-15.18\sim53.02\text{ kg/hm}^2$. As for the nitrogen budget, the nitrogen surplus in each treatment was increased with the increase of nitrogen application. The nitrogen surplus of N3 treatment was the highest, N2 was slightly higher than N1. The nitrogen surplus was $13.05\sim32.20\text{ kg/hm}^2$ in the nitrogen treatment in 2017, and $29.18\sim39.90\text{ kg/hm}^2$ in 2018, showing an upward trend in the annual nitrogen surplus. It showed that fertilization was the most important source of nitrogen in double cropping rice field nitrogen cycle, the nitrogen output was dominated by crop absorption, ammonia volatilization and nitrogen leaching loss were also important nitrogen output pathways. The N2 treatment was an appropriate nitrogen application, that is to reduce nitrogen by $20\%\sim25\%$ than the farmers conventional application amount which could not only ensure the nitrogen absorption and use efficiency of double cropping rice, but also reduce the nitrogen loss and surplus.

Keywords: double cropping rice; nitrogen absorption; nitrogen loss; nitrogen balance

水稻是我国三大粮食作物之一,我国 70%以上的人口以稻米为主食,水稻生产对保障粮食安全起着十分重要的作用。而 N 素是影响水稻产量的重要因素,N 素营养状况与水稻产量、N 素吸收利用等方面都存在密切关系^[1],因此研究 N 素和水稻生产的相关性具有重要意义。目前我国稻田类型主要分为单季稻和双季稻,双季稻是华南和长江中下游地区的重要种植模式,其种植面积超过水稻播种总面积的 40%,据 2018 年湖南省统计年鉴,湖南省水稻种植面积为 423.9 万 hm^2 ,其中双季稻种植面积为 294.8 万 hm^2 ,占比超过 69.5%,且南方双季稻区是我国粮食主产区,在保障国家粮食安全中占有极其重要的地位。而此区域降雨较多,稻田易发生径流、渗漏,造成养分流失普遍较快,化肥增效效应相对较差。另外,该区域农业生产集约化程度高,N 肥投入量大,采用的是“高投入、高产出”的管理模式,在保证粮食产量的同时也造成资源浪费、生态环境破坏等问题^[2]。因此,如何充分发挥 N 肥增产效果、降低 N 肥损失、协调 N 肥农学和环境效应是双季稻田生产面临的重大挑战。因而,研究双季稻田 N 素吸收和平衡情况,定量监测各途径 N 素输入和输出量,确定系统内盈余总量,可以使研究者准确了解双季稻田 N

收支平衡特征,进而更科学全面地评价其农学效应和环境效应,为制定良好的 N 肥管理及调控措施提供重要依据。

关于稻田 N 平衡及收支的定量研究以南方太湖平原稻麦两熟制较为系统,朱兆良等^[3]研究表明,当施 N 量为 300 kg/hm^2 时,稻田肥料 N 去向比例分别为:作物收获带走 40.9%,土壤残留 21.7%,N 损失 37.4%;损失的 N 素中,氨挥发占 31.1%,反硝化作用排放的 N_2 、 NO_x 等占 67.9%,淋洗占 0.7%, N_2O 排放占 0.3%。然而,由于气候、水热条件及作物熟制、农田管理的不同,南方双季稻田 N 去向和收支特征与太湖稻田的研究结果^[4]是否存在差异还未可知。在南方双季稻种植区,稻田分布广、水稻土类型多样,化肥 N 投入和作物利用率差异较大,上述条件限制导致关于双季稻田 N 收支平衡的定量研究相对缺乏。湖南双季稻区关于 N 素的研究主要集中在施 N 量对粮食产量与品质的影响^[5]、施 N 量与作物 N 素积累转运及利用关系^[6]、施 N 对土壤 N 素肥力及农业生态环境的影响等方面^[7]。但这类研究缺乏 N 素来源及去向的完整性分析和系统性考虑,且大部分的双季稻田 N 损失研究均是基于单一作物季的某一或若干途径,N 收支的有限研究也仅考虑稻田 N 素输入扣除作物收获的

表观盈余量,或基于文献调查参数的汇总输入和输出结果,并未定量监测 N 素各收支项。基于此,本试验以湖南双季稻连作体系为研究对象,采用田间小区试验,设置不同施 N 处理,于 2017—2018 连续 2 年定量研究各处理 N 素吸收以及 N 肥各损失途径的情况,并计算 N 素周年盈余量,初步揭示湖南双季稻田 N 收支平衡特征,为制定双季稻田绿色高产的 N 肥管理及调控措施提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

本试验于 2017 年 4 月至 2018 年 11 月在湖南省浏阳市沿溪镇花园村(28°19′N,113°49′E)试验基地进行。该区域属于亚热带季风性湿润气候,年均气温 17.5℃,年均日照时间 1 594.8 h,年均降水量 1 551.3 mm。供试土壤为河流冲积物发育的潮沙泥田水稻土,土壤质地为壤土。试验地长期进行双季稻试验,在 2017 年早稻试验开始前测定了 0—20 cm 土壤的基本理化性质,其中土壤 pH 6.72,有机质含量 19.75 g/kg,TN 含量 1.28 g/kg,NH₄⁺—N 含量 8.33 mg/kg,NO₃⁻—N 含量 6.34 mg/kg,TP 含量 0.56 g/kg,TK 含量 10.46 g/kg,碱解 N 含量 105.1 mg/kg,速效 P 含量 13.7 mg/kg,速效 K 含量 96.5 mg/kg。

1.2 试验设计

双季稻小区试验共设置 4 个处理,施 N 量由低到高分别为:不施 N 肥 N0(对照处理)、低施 N 量 N1(按纯 N 计、下同,早晚稻均为 90 kg/hm²)、优化施 N 量 N2(早稻 120 kg/hm²,减 N 20%,晚稻 135 kg/hm²,减 N 25%)、本地农民习惯施 N 量 N3(早稻 150 kg/hm²,晚稻 180 kg/hm²)。所有处理磷钾肥施用量保持一致,各处理 3 个重复,共计 12 个小区,单因素随机区组排列,小区面积为 20 m²。各小区之间用水泥田埂(宽 20 cm,高 25 cm)隔开,防止串水串肥。早稻品种为“中早 39”,晚稻品种为“泰优 390”,早、晚稻株距分别为 16.7 cm×20.0 cm,20.0 cm×20.0 cm。N 肥施用普通尿素(N 含量 46%),基肥期施入 60%,土层混施,追肥期施入 40%,表层撒施;磷肥施用过磷酸钙(P₂O₅ 含量 12%),早稻为 72 kg/hm²,晚稻为 60 kg/hm²,均做基肥一次性施入;钾肥施用氯化钾(K₂O 含量 60%),早稻为 90 kg/hm²,晚稻为 105 kg/hm²,基肥期施入 60%,土层混施,追肥期施入 40%,表层撒施。水稻基肥在插秧前施入,追肥于插秧 10 天后施入,所有小区田间管理保持一致。

1.3 样品采集与测定

1.3.1 N 素吸收指标 水稻样品:早、晚稻收获期各

小区单打单收,折算籽粒与秸秆产量,同时各小区采集代表性水稻 5 穴,将水稻样品分成籽粒和秸秆 2 部分,烘干粉碎过筛后用浓 H₂SO₄—H₂O₂ 消煮,N 含量用半微量凯氏定氮法^[8]进行测定。

土壤样品:在每年的早稻种植前以及晚稻收获后,按“S”形五点采样法分别采集 0—20,20—40,40—60 cm 的土样,同一深度样品混合为 1 个土样,分别测定各土样的 NH₄⁺—N、NO₃⁻—N、TN 含量以及土壤容重,进而计算该年度的土壤无机 N 残留量以及全 N 残留量。各土样用 2 mol/L 的 KCl 溶液浸提,待测液中 NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 含量用 SmartChem 200 全自动间断化学分析仪测定,TN 含量采用半微量凯氏定氮法测定,土壤容重采用环刀法^[9]测定。

1.3.2 N 素来源指标 N 沉降:在试验基地安装干湿沉降仪,定期收集并测定样品中 NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 和 TN 的平均浓度,计算出沉降 N 的总量;

灌溉水:记录每次灌溉水的体积,再测定每次灌溉水中 NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 和 TN 的平均浓度,计算出灌溉水 N 总量;

种苗带入:测定秧苗平均 N 含量和平均质量,再结合小区的插秧密度,综合计算出稻田种苗 N 投入;

生物固 N:查阅相关研究^[10-11],进行合理估算。

1.3.3 N 素损失指标 氨挥发测定:本试验氨挥发采用田间原位密闭室间歇式通气法^[12]收集测定;

N₂O 排放测定:N₂O 采用静态密闭箱—气相色谱法进行采集和分析^[13];

淋溶 N 测定:在小区中心位置埋设淋溶盘,淋溶盘距离土壤表面 60 cm,盘子长、宽、高分别为 50,40,5 cm,盘中灌满干净的细砂,盘底铺设 100 目尼龙纱网,在淋溶盘中打个小孔,连接导管将淋溶液导入收集池中。其中 TN 含量采用碱性过硫酸钾—紫外分光光度法测定,NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 含量用 SmartChem 200 全自动间断化学分析仪测定^[14];

径流 N 测定:在小区一侧修筑径流收集池,收集池内壁长 2 m,宽 0.5 m,高 1 m,池壁厚为 0.3 m,池底部设置 1 个控制阀出水口,径流收集池加石棉瓦盖。每次降雨产流后,取足量水样于 200 mL 塑料瓶内,TN、NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 含量测定方法同淋溶水。

1.4 计算方法

(1)籽粒/秸秆吸 N 量(kg/hm²)=籽粒/秸秆 N 含量(g/kg)×籽粒/秸秆产量(kg/hm²)/1000

(2)N 肥利用率(%)=(施 N 区地上部吸 N 量(kg/hm²)-对照区地上部吸 N 量(kg/hm²))/施 N 量(kg/hm²)×100

(3)N 肥农学利用率(kg/kg)=(施 N 区籽粒产

量(kg/hm²)—对照区籽粒产量(kg/hm²))/施 N 量(kg/hm²)

(4)N 肥生理利用率(kg/kg)=(施 N 区籽粒产量(kg/hm²)—对照区籽粒产量(kg/hm²))/(施 N 区地上部吸 N 量(kg/hm²)—对照区地上部吸 N 量(kg/hm²))

(5)N 肥偏生产力(kg/kg)=施 N 区籽粒产量(kg/hm²)/施 N 量(kg/hm²)

(6)N 收获指数(%)=籽粒 N 积累量(kg/hm²)/(籽粒 N 积累量(kg/hm²)+秸秆 N 积累量(kg/hm²))×100%

1.5 数据统计分析

所有数据均使用 Excel 2010 软件和 DPS(v7.05)数据处理系统分析处理,采用 LSD 法检验各处理间差异显著性($p<0.05$)。

2 结果与分析

2.1 N 素吸收利用情况

2.1.1 双季稻产量及吸 N 量 由表 1 可知,施 N 处

理的籽粒与秸秆产量显著高于对照,N2 与 N3 显著高于 N1,N3 略高于 N2,但未达到显著差异水平。2017 年早稻 N1、N2、N3 的籽粒产量分别为 5 103.4,5 403.5,5 460.1 kg/hm²,相对于 N0 分别提高 14.71%,21.45%,22.72%;晚稻 N1、N2、N3 的籽粒产量分别为 5 075.9,5 547.4,5 526.3 kg/hm²,相对于 N0 分别提高 8.34%,18.41%,17.95%;2018 年早稻 N1、N2、N3 的籽粒产量分别为 4 656.4,5 087.8,5 213.4 kg/hm²,相对于 N0 分别提高 16.63%,27.44%,30.59%;晚稻 N1、N2、N3 处理的籽粒产量分别为 5 374.3,5 681.3,5 804.3 kg/hm²,相对于 N0 分别提高 15.30%,21.89%,24.53%。这表明施用 N 肥显著提高了水稻产量,当施 N 量达到 N2 时,继续增加施 N 量,产量增幅会降低。同时,N 肥的施用显著提高籽粒与秸秆中 N 含量,地上部 N 素积累量随施 N 量的增加显著提高,N3 最高,N2 与其相差较小。从产量及地上部 N 素积累量考虑,本研究效果较好的处理为 N2 和 N3,两者水平相当且均显著高于 N0 和 N1。

表 1 2017—2018 年双季稻产量与吸 N 量

年份	稻季	处理	籽粒产量/ (kg · hm ⁻²)	籽粒 N 含量/ (g · kg ⁻¹)	秸秆产量/ (kg · hm ⁻²)	秸秆 N 含量/ (g · kg ⁻¹)	地上部 N 积累量/ (kg · hm ⁻²)
2017	早稻	N0	4449.1c	8.92c	4305.4d	6.13b	66.04d
		N1	5103.4b	11.54ab	4556.6c	7.99a	95.28c
		N2	5403.5a	11.34b	4752.7b	8.62a	102.21b
		N3	5460.1a	11.97a	4994.8a	8.55a	108.02a
	晚稻	N0	4685.1c	9.68c	4767.6c	6.29c	75.36c
		N1	5075.9b	11.22b	5080.6b	8.29b	99.04b
		N2	5547.4a	11.55a	5574.4a	8.55ab	111.73a
		N3	5526.3a	11.81a	5620.5a	8.91a	115.33a
2018	早稻	N0	3992.3c	8.99c	4108.6c	7.27c	65.73d
		N1	4656.4b	10.66b	4644.4b	8.17b	87.55c
		N2	5087.8a	11.42a	4985.5a	8.65a	101.22b
		N3	5213.4a	11.98a	5082.7a	8.99a	108.13a
	晚稻	N0	4661.0c	9.23c	4557.6c	7.03b	75.09d
		N1	5374.3b	10.86b	5213.3b	8.44a	102.36c
		N2	5681.3a	11.75a	5513.9a	8.42a	113.16b
		N3	5804.3a	12.15a	5661.5a	8.46a	118.40a

注:相同年份同一稻季同列不同小写字母表示不同处理间差异达到显著水平($p<0.05$)。下同。

2.1.2 双季稻 N 肥利用率 由表 2 可知,N3 处理各项 N 肥利用率均较低,这说明在农民习惯施 N 量(N3)下,虽然能保证水稻的吸 N 量和产量,但 N 肥利用率却偏低,仅为 25.6%,这会导致大量活性 N 损失,进而破坏农业生态环境。N2 处理 N 肥利用率、农学利用率、生理利用率均显著高于 N3 处理,分别为 28.7%,8.3 kg/kg,27.0 kg/kg,相比 N3 处理分别增加了 12.11%,27.69%,7.57%。因此,在农民习惯

施肥量(N3)的基础上减 N 20%~25%,既能保证水稻产量,也能提高 N 肥利用率,最终减少 N 肥损失。除 N 肥生理利用率外,N 肥利用率、农学利用率以及偏生产力都以 N3 最低,并显著低于 N1 和 N2。N2 的 N 肥利用率与 N1 相当,差异不显著;农学利用率高于 N1 处理,在 2017 年晚稻季和 2018 年早稻季达到显著水平;生理利用率高于 N1 处理,在 2017 年晚稻季达到显著水平;偏生产力显著低于 N1 处理。综

合比较,N2 处理属较合适施 N 水平,该施 N 量的 N 肥利用率处于较高水平。

2.2 N 素损失情况

2.2.1 N 素气态损失 由表 3 可知,N 肥的施用显著增加了氨挥发损失量,N3 处理 4 季水稻氨挥发损

失量分别为 48.07,63.90,45.80,62.13 kg/hm²,显著高于 N1 和 N2,N2 损失量显著高于 N1,N0 损失量最低,各处理氨挥发损失率相近。综合 2 年结果,各处理双季稻氨挥发损失量为 20.04~111.97 kg/hm²,损失率为 22.33%~26.68%。

表 2 2017—2018 年双季稻 N 肥利用效率

年份	稻季	处理	N 肥利用率/%	N 肥农学利用率/ (kg · kg ⁻¹)	N 肥生理利用率/ (kg · kg ⁻¹)	N 肥偏生产力/ (kg · kg ⁻¹)	N 收获指数/%
2017	早稻	N0					60.0a
		N1	32.5a	7.3a	22.4a	56.7a	61.8a
		N2	30.1ab	8.0a	26.5a	45.0b	60.0a
		N3	28.0b	6.7a	24.1a	36.4c	60.5a
	晚稻	N0					60.2a
		N1	26.3ab	4.3b	16.5b	56.4a	57.5b
		N2	27.0a	6.4a	23.7a	41.1b	57.3b
		N3	22.2b	4.7b	21.0ab	30.7c	56.6b
2018	早稻	N0					54.6b
		N1	24.2b	7.4b	30.1a	51.7a	56.7ab
		N2	29.6a	11.1a	30.8a	42.4b	57.4a
		N3	28.3ab	8.1ab	28.9a	34.8c	57.7a
	晚稻	N0					57.3b
		N1	30.3a	8.0a	26.1a	59.7a	57.0b
		N2	28.2a	7.6ab	27.0a	42.1b	59.0ab
		N3	24.1b	6.4b	26.4a	32.2c	59.5a
2 年平均 4 季平均	N0					58.1a	
	N1	28.3a	6.7b	23.8b	56.1a	58.3a	
	N2	28.7a	8.3a	27.0a	42.7b	58.4a	
	N3	25.6b	6.5b	25.1ab	33.5c	58.6a	

表 3 双季稻 NH₃ 挥发累积损失量和损失率

年份	处理	损失量/(kg·hm ⁻²)			损失率/%		
		早稻	晚稻	双季稻	早稻	晚稻	双季稻
2017	N0	10.25d	15.38d	25.63d			
	N1	32.19c	36.39c	68.58c	24.38	23.34	23.86
	N2	40.19b	49.68b	89.87b	24.95	25.41	25.19
	N3	48.07a	63.90a	111.97a	25.22	26.95	26.16
2018	N0	10.45c	9.59d	20.04d			
	N1	32.11b	28.10c	60.22c	24.07	20.59	22.33
	N2	39.67a	44.32b	83.98b	24.35	25.95	25.20
	N3	45.80a	62.13a	107.93a	23.57	29.27	26.68

由表 4 可知,2017 年早、晚稻 N₂O 排放量均属 N0 最低,显著低于各施 N 处理,N3 显著高于 N1 和 N2,N2 高于 N1,但未达到显著差异水平,这表明 N 肥的施用也促进了稻田 N₂O 的排放。N3 处理 N₂O 损失量最高,早、晚稻分别为 1.40,1.60 kg/hm²,损失率分别为 0.52%,0.47%。2018 年 N₂O 排放量规律与 2017 年一致,早、晚稻 N₂O 排放量均属 N3 最高,分别为 1.46,1.69 kg/hm²,损失率分别为 0.45%,0.54%。结

合 2 年结果,双季稻各处理 N₂O 损失量为 1.38~3.15 kg/hm²,损失率为 0.49%~0.86%。

2.2.2 N 素液态流失 由表 5 可知,各处理 NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 淋失量规律与 TN 基本一致,各形态 N 素淋溶量均随施 N 量增加而显著增加。N3 处理 TN 淋失量最高,显著高于 N1 和 N2,N0 淋失量最低,2017 年早、晚稻 N3 处理 TN 淋失量分别为 18.08,22.89 kg/hm²,淋失率分别为 10.07%,11.53%,2018 年早、晚稻 N3 处理 TN 淋失量分别为 17.55,20.10 kg/hm²,淋失率分别为 9.72%,9.58%。综合 2 年 TN 淋失量可知,单季水稻 TN 淋失量为 2.13~22.89 kg/hm²,淋失率为 8.54%~11.53%,双季稻 TN 淋失量为 5.10~40.97 kg/hm²,淋失率为 8.63%~10.87%。

由表 6 可知,N 肥的施用也显著增加径流水 N 素流失量,4 季水稻径流水各形态 N 素流失量均表现为 N0 最低,N3 显著高于 N1 和 N2,N2 高于 N1,但未达到显著差异水平。N3 处理 4 季水稻的径流 TN 流失量分别为 6.34,6.64,5.24,4.98 kg/hm²。综合 2 年 TN 流失量可知,单季水稻径流水 TN 流失量为 1.88~6.64 kg/hm²,

流失率为 1.68%~3.64%，双季稻径流水 TN 流失量为 3.78~12.98 kg/hm²，流失率为 1.67%~3.38%。

表 4 双季稻 N₂O 累积排放量与损失率

年份	处理	N ₂ O 排放量/(kg·hm ⁻²)			损失率/%		
		早稻	晚稻	双季稻	早稻	晚稻	双季稻
2017	N0	0.62c	0.76c	1.38c			
	N1	1.18b	1.32b	2.50b	0.63	0.62	0.62
	N2	1.37ab	1.38b	2.75ab	0.63	0.46	0.54
	N3	1.40a	1.60a	3.00a	0.52	0.47	0.49
2018	N0	0.79c	0.71c	1.50c			
	N1	1.31b	1.48b	2.79b	0.58	0.86	0.72
	N2	1.38ab	1.50b	2.88b	0.49	0.58	0.54
	N3	1.46a	1.69a	3.15a	0.45	0.54	0.50

表 5 双季稻淋溶液各形态 N 淋溶量与淋失率

年份	稻季	处理	N 素淋溶量/(kg·hm ⁻²)			TN 淋失率 /%
			NH ₄ ⁺ —N	NO ₃ ⁻ —N	TN	
2017	早稻	N0	1.17b	1.27d	2.97d	
		N1	7.04a	2.73c	11.29c	9.24
		N2	7.49a	3.27b	14.33b	9.47
		N3	7.18a	4.47a	18.08a	10.07
	晚稻	N0	0.78c	0.90c	2.13d	
		N1	6.97b	2.86b	11.55c	10.47
		N2	8.21a	3.56a	16.82b	10.88
		N3	8.48a	4.13a	22.89a	11.53
2018	早稻	N0	0.07b	1.23c	2.97c	
		N1	0.08b	2.24b	10.82b	8.72
		N2	0.11b	2.76a	14.26ab	9.41
		N3	0.21a	2.68a	17.55a	9.72
	晚稻	N0	0.09d	2.66c	2.86d	
		N1	0.18c	4.00b	10.55c	8.54
		N2	0.28b	4.74a	14.93b	8.94
		N3	0.42a	5.01a	20.10a	9.58

表 7 收获后土壤各形态 N 素含量与残留量

年份	处理	NH ₄ ⁺ —N/ (mg·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ —N/ (mg·kg ⁻¹)	TN/ (g·kg ⁻¹)	无机 N 残留量/ (kg·hm ⁻²)	全 N 残留量/ (kg·hm ⁻²)
2017	N0	8.61d	7.35c	1.19c	-3.28d	-13.66d
	N1	9.86b	6.19d	1.23b	7.37c	13.42c
	N2	9.25c	9.37b	1.36a	16.81b	26.90b
	N3	10.95a	10.48a	1.36a	29.34a	50.96a
2018	N0	8.36c	7.79c	1.19b	-5.70d	-15.18d
	N1	9.88bc	7.97c	1.24b	12.46c	17.50c
	N2	11.47ab	9.86b	1.37a	26.47b	35.54b
	N3	12.56a	10.66a	1.37a	41.53a	53.02a

2.4 N 素收支平衡情况

本研究通过测定双季稻系统中各项 N 投入与支出情况,进而探明双季稻系统的 N 素运移特征以及不同施 N 水平下总 N 平衡特征。表 8 为 2017—

2.3 土壤 N 素残留量

由表 7 可知,土壤无机 N、全 N 残留量均随施 N 量的增加而显著增加,N 肥的施用显著提高土壤无机 N 及全 N 残留量,进而提高土壤肥力,而 N0 的 N 素残留量为负值,这表明不施 N 则会消耗土壤初始肥力,影响水稻生长。2017 年 N0、N1、N2、N3 土壤无机 N 残留量分别为-3.28,7.37,16.81,29.34 kg/hm²,全 N 残留量分别为-13.66,13.42,26.90,50.96 kg/hm²;2018 年各处理土壤无机 N 残留量分别为-5.70,12.46,26.47,41.53 kg/hm²,全 N 残留量分别为-15.18,17.50,35.54,53.02 kg/hm²。可以看出,N3 的 N 素残留量最高,显著高于 N1 和 N2,N2 与 N1 间 N 素残留量相差较小。

表 6 双季稻径流水各形态 N 流失量与流失率

年份	稻季	处理	N 素淋溶量/(kg·hm ⁻²)			TN 淋失率 /%
			NH ₄ ⁺ —N	NO ₃ ⁻ —N	TN	
2017	早稻	N0	1.26c	0.49c	2.48c	
		N1	3.30b	1.37b	5.29b	3.12
		N2	3.58b	1.37b	5.66b	2.66
		N3	4.16a	1.60a	6.34a	2.57
	晚稻	N0	1.27c	0.30c	2.15d	
		N1	3.53b	1.05b	5.43c	3.64
		N2	3.65b	1.00b	5.81b	2.71
		N3	4.61a	1.25a	6.64a	2.49
2018	早稻	N0	1.04c	0.40c	1.90c	
		N1	2.84b	0.62b	3.57b	1.86
		N2	3.10b	0.63b	3.92b	1.68
		N3	4.34a	0.73a	5.24a	2.23
	晚稻	N0	0.95d	0.43d	1.88c	
		N1	2.45c	0.83c	3.86b	2.20
		N2	2.71b	0.91b	4.12b	1.66
		N3	3.44a	1.03a	4.98a	1.72

2018 年双季稻系统各处理总 N 收支实测情况。在 N 投入方面,2017 年肥料 N 投入占系统 N 投入总量的 55.31%~69.41%,2018 年占 N 投入量的 54.81%~68.98%,这表明双季稻田系统中 N 素的最主要来源

是肥料。除去肥料 N 投入,农田灌溉水、生物固 N 以及大气沉降均是稻田 N 素来源的主要途径。在 N 支出方面,作物吸收是系统 N 支出的最主要途径,各处理占比达 50.39%~63.47%,其次为各种类型的 N 素损失,累计占比达 30.68%~38.11%,还有部分 N 素残留于土壤中,占比约 4.30%~12.09%。N 素损失以氨挥发和 N 淋溶为主,其余 N 损失途径占比较

小。比较各处理 N 素收支差,施 N 处理 N 素收支差为正值,土壤 N 素存在盈余,且 N 肥施用量增加,盈余量也相应增大,而不施 N 处理 N 素收支差为负值,表现为 N 素亏缺,这表明 N 肥的施用可以减少土壤 N 素的消耗。综合分析,本试验中 N2 处理为较优施 N 水平,该施 N 量既保证了水稻的 N 素积累量和 N 肥利用率,同时也降低了 N 素收支差,减少了 N 素损失。

表 8 2017—2018 年双季稻总 N 收支情况

单位:kg/hm²

年份	处理	N 投入					N 支出				收支差
		施肥	灌溉	种苗	沉降	生物固定	作物吸收	气态损失	液态流失	土壤残留	
2017	N0	0	63.94	0.54	20.96	60.00	141.40	27.01	9.73	-13.66	-19.04
	N1	180.00	63.94	0.54	20.96	60.00	194.33	71.08	33.56	13.42	13.05
	N2	255.00	63.94	0.54	20.96	60.00	213.93	92.62	42.62	26.90	24.37
	N3	330.00	63.94	0.54	20.96	60.00	223.35	114.98	53.95	50.96	32.20
	N0	0	63.59	0.55	24.25	60.00	140.83	21.54	9.61	-15.18	-8.41
2018	N1	180.00	63.59	0.55	24.25	60.00	189.91	63.01	28.80	17.50	29.18
	N2	255.00	63.59	0.55	24.25	60.00	214.38	86.86	37.23	35.54	29.39
	N3	330.00	63.59	0.55	24.25	60.00	226.53	111.08	47.87	53.02	39.90

3 讨论

3.1 双季稻田 N 肥利用率研究

本研究表明,水稻产量和吸 N 量均随施 N 量的增加而显著提高,但 N 肥利用率先升后降,N2 处理 N 肥吸收利用率最高。另外,本试验平均 N 肥吸收利用率为 25.6%~28.7%,不足 30%,低于我国农作物的平均 N 肥利用率水平,这是因为本试验施用普通尿素,施 N 量较高(早稻最高为 150 kg/hm²,晚稻最高为 180 kg/hm²),且水稻生长季高温多雨,尿素极易发生挥发与淋失,故导致 N 肥损失严重且 N 肥利用率偏低。在相关双季稻田研究中,朱启东等^[15]发现,早稻施用 0~105 kg/hm²,晚稻施用 0~146 kg/hm² 普通尿素时,早晚稻 N 肥表观利用率分别为 22.5%~38.3%和 15.7%~36.1%,该结果略高于本试验的 N 肥利用率,但平均水平相近。这表明,在施用普通尿素的双季稻田中,N 肥利用率不仅偏低,且可以调控的范围有限。因此,采用适宜的 N 肥调控方法才是提高 N 肥利用率的关键。田昌^[16]研究结果表明,双季稻田在施用控释尿素下早晚稻 N 肥利用率分别为 34.3%~40.5%和 33.8%~39.2%,显著高于普通尿素;钟雪梅等^[17]研究也表明,在机插同步一次性精量施肥下,湖南双季稻田早晚稻 N 肥吸收利用率分别为 44.5%,49.0%,显著高于对照处理;鲁艳红等^[18]研究发现,在 N 肥中添加抑制剂,早稻 N 肥表观利用率为 35.5%~49.9%,晚稻 N 肥表观利用率为 31.9%~49.4%,均显著高于普通尿素处理。此类研究均表明,选用科学合理的 N 肥增效调控措施才是提高 N 肥利用率的关键,施用普通尿素对提

高稻田 N 肥利用率的调控范围和手段有限。目前我国农田生产中,优良的施肥技术以及高效肥料的施用并未普及,而在湖南双季稻区,普通尿素的施用依然较为普遍。因此,在双季稻田生产中,不仅要确定合适的 N 肥用量,更要制定并实行协调作物生产与环境效应的 N 肥管理策略。

3.2 双季稻田 N 素平衡研究

表 8 反映双季稻田 N 素最主要的来源是肥料,最主要的 N 素支出途径为作物吸收,该结果与部分相关双季稻田 N 平衡研究^[19]一致,因此,如何在减少 N 肥投入量的基础上保证作物的吸 N 量以及 N 肥高利用效率依然是 N 平衡研究的重中之重。另外,稻田 N 收支可以反映土壤—作物系统的 N 素盈余或亏缺状况、N 素利用和损失情况,可以科学全面地为制定兼顾稻田农学及环境效应 N 肥管理手段提供理论指导。王淳^[20]研究表明,在施用普通尿素的双季稻连作体系中,肥料 N 的主要损失途径是氨挥发,早稻施 N 处理氨挥发损失总量为 17.57~156.97 kg/hm²,损失率为 29.29%~52.32%,晚稻氨挥发损失总量为 21.45~142.79 kg/hm²,损失率为 35.75%~46.82%,在 0—40 cm 土壤表观 N 平衡方面,早稻 N 肥表观回收率为 35.38%~48.64%,表观损失率为 39.44%~48.72%,晚稻表观回收率为 42.66%~58.57%,表观损失率为 32.27%~49.15%。此结果与本试验基本相同,都表明双季稻田 N 肥的主要损失途径是氨挥发,但该研究氨挥发损失量和损失率以及 N 肥表观损失率均更高,这是因为该研究具有更高的施 N 量,最大施 N 量达 300

kg/hm², 远高于本试验的 180 kg/hm²。这进一步表明, N 肥的过量施用导致了较高的 N 肥损失, 其中氨挥发是 N 肥的主要损失途径。因此, 在双季稻田生产中, 如何控制并降低氨挥发损失量, 是减少活性 N 损失并提高 N 肥利用率的关键。除此之外, 表 5 反映 N 素淋溶损失量也较大, 最高占比可达 11.53%, 故 N 淋溶也是双季稻田 N 肥损失阻控的必要关注点。

除去施用普通尿素的稻田 N 收支研究, 还有部分优化 N 肥施用方式的双季稻田 N 收支平衡研究, 如施用缓/控释尿素、使用 N 抑制剂等。侯红乾等^[21]研究发现, 在施用缓/控释肥的双季稻体系中, 系统 N 平衡状况 2 年间表现出相同规律, N 输入主要以施肥为主, 占 N 输入量的 44.82%~57.00%, N 输出项中, 作物带走为主要方式, 占 N 总输出量的 56.47%~83.42%; 施用缓/控释肥相对于普通尿素能提高早晚稻 N 肥表观利用率, 提高 N 肥表观残留率, 降低土壤 N 损失率。该类研究表明, 施用缓/控释肥, 可作为一种很好的 N 肥损失阻控措施, 既提高了稻田的 N 肥利用率, 也大大减少了各途径活性 N 的排放。鲁艳红等^[18]研究结果表明, 不同处理对土壤 N 素平衡有较大影响, 各施 N 处理中, 施肥占 N 输入的 46.30%~59.80%; N 输出项中, 以作物吸收带出为主, 占 N 输出的 45.90%~83.30%; 添加脲酶/硝化抑制剂能减少肥料 N 素损失, 促进作物 N 素吸收, 提高作物产量和 N 素利用效率, 保持土壤 N 素平衡。这些研究都表明, 优化 N 肥施用方式, 采用适宜的 N 肥增效调控方法, 可以提高作物的 N 素表观回收率, 降低 N 肥的表观损失量, 进而减小 N 素盈余, 保证土壤的 N 素平衡。简而言之, 减小土壤植物系统的 N 素盈余量, 促进土壤的 N 素平衡, 进而保证作物足够的吸 N 量, 减少氨挥发、淋溶等各途径的活性 N 损失量。综合分析, 此类研究均只反映土壤作物系统的表观 N 素平衡, 并未定量研究各途径的 N 素来源和去向情况。

本试验从全 N 水平上定量研究双季稻田 N 素收入和支出情况, 编制了 2017—2018 年双季稻系统 N 素平衡帐, 定量计算了 N 素周年盈余量, 初步揭示了双季稻田 N 收支情况。表 8 反映出 2 年的 N 素盈余量分别为 13.05~32.20, 29.18~39.90 kg/hm², 占施 N 量的比例为 7.25%~16.21%。相关研究^[22]表明, 农田 N 素盈余量超过施 N 量的 20% 以上会构成对环境的潜在威胁; 还有研究^[23]表明, 农田 N 肥投入过量时, 土壤剖面 N 素积累和环境压力均显著增大, 农田 N 盈余将导致氨挥发、淋洗及反硝化等途径的 N 素损失量增加, 对农业生态环境造成较大影响。本研

究的周年 N 素盈余量占比虽然低于 20%, 但盈余量呈现上升趋势, 为了经济以及环境效应, 避免 N 素过量或不平衡, 还应适当降低 N 肥投入, 并大力践行科学合理的 N 肥施用及调控措施。由于现有试验条件及技术限制, 本研究未能定量监测土壤 N 素硝化和反硝化损失量, 且稻田生物固 N 值只能综合文献进行合理估算, 正是因为这些研究难点的存在, 稻田生态系统 N 素循环研究仍是一个极具挑战性的议题, 有待于后续深入探究。

4 结 论

(1) 普通尿素施用下双季稻田 N 肥利用率偏低, 2 年平均水平仅为 25.6%~28.7%。

(2) 双季稻田 N 素的主要来源是肥料, 2 年占比达 54.81%~69.41%, 其余依次为农田灌溉、生物固 N、大气沉降、种苗带入, 2 年累计占比达 30.59%~45.19%; N 素输出的主要途径为作物吸收, 占比达 50.39%~63.47%; 其次为各类型的 N 素损失, 累计占比达 30.68%~38.11%, 其中气态损失以氨挥发为主, 液态流失以 N 淋溶为主, 因此氨挥发和 N 淋溶是双季稻田 N 肥损失阻控的重要关注点; 另有部分 N 素残留于土壤中, 占比为 4.30%~12.09%。

(3) N 肥用量显著影响双季稻田的 N 素吸收、损失以及盈余量, 适当减少 N 肥用量有利于促进系统 N 素收支平衡。本研究表明, 在农民习惯施肥量 (N3) 的基础上减 N 20%~25%, 既保证了水稻吸 N 量与产量, 同时也提高了 N 肥利用率, 降低了 N 肥损失量, 减小了系统 N 素盈余量, 因此 N2 (早稻 120 kg/hm², 晚稻 135 kg/hm²) 处理是较为合适的施 N 水平, 该施 N 量可为确定南方双季稻田适宜 N 肥用量提供数据参考。

参考文献:

[1] 孙园园, 孙永健, 杨志远, 等. 不同形态氮肥与结实期水分胁迫对水稻氮素利用及产量的影响[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(3): 274-281.

[2] 周雯雯, 贾浩然, 张月, 等. 不同类型新型肥料对双季稻产量、氮肥利用率和经济效益的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(4): 657-668.

[3] 朱兆良, 邢光喜. 氮循环, 攸关农业生产、环境保护与人类健康[M]. 北京: 清华大学出版社, 2010: 72-75.

[4] Zhao X, Zhou Y, Wang S Q, et al. Nitrogen balance in a highly fertilized rice-wheat double-cropping system in southern China [J]. Soil Science Society of America Journal, 2012, 76: 1068-1078.

[5] 唐先干, 秦文娟, 谢金水, 等. 不同比例猪粪有机肥配施

对稻穗不同部位氮含量分布的影响[J].南方农业学报, 2018,49(10):46-51.

[6] 王秀斌,徐新朋,孙刚,等.氮肥用量对双季稻产量和氮肥利用率的影响[J].植物营养与肥料学报,2013,19(6): 1279-1286.

[7] 田昌,周旋,谢桂先,等.控释尿素减施对双季稻田氨挥发损失和氮肥利用率的影响[J].中国水稻科学,2018,32(4):387-397.

[8] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3 版.北京:中国农业出版社, 1999:39-42.

[9] 王寅,冯国忠,张天山,等.控释氮肥与尿素混施对连作春玉米产量、氮素吸收和氮素平衡的影响[J].中国农业科学,2016,49(3):518-528.

[10] 王鑫,姚尧,徐梦洁,等.宜兴市稻田表层土壤生物固氮量的空间分异特征[J].土壤,2020,52(3):618-624.

[11] 谢祖彬,张燕辉,王慧.稻田生物固氮研究进展及方向[J].土壤学报,2020,57(3):540-546.

[12] 黄思怡,田昌,谢桂先,等.控释尿素减少双季稻田氨挥发的主要机理和适宜用量[J].植物营养与肥料学报, 2019,25(12):2102-2112.

[13] 彭术,张文钊,侯海军,等.氮肥减量深施对双季稻产量和氧化亚氮排放的影响[J].生态学杂志,2019,38(1): 153-160.

[14] 张敏,姚元林,曾科,等.配施有机肥减少太湖地区稻田土壤硝态氮淋失的机理研究[J].土壤,2020,52(4): 766-772.

[15] 朱启东,鲁艳红,廖育林,等.施氮量对双季稻产量及氮磷钾吸收利用的影响[J].水土保持学报,2019,33(2): 183-188.

[16] 田昌.湖南双季稻田控释尿素减施条件下氮素收支持征研究:以潮沙泥为例[D].长沙:湖南农业大学,2019.

[17] 钟雪梅,黄铁平,彭建伟,等.机插同步一次性精量施肥对双季稻养分累积及利用率的影响[J].中国水稻科学,2019,33(5):436-446.

[18] 鲁艳红,聂军,廖育林,等.氮素抑制剂对双季稻产量、氮素利用效率及土壤氮平衡的影响[J].植物营养与肥料学报,2018,24(1):95-104.

[19] 朱芸,廖世鹏,刘煜,等.长江流域油一稻与麦一稻轮作体系周年养分收支差异[J].植物营养与肥料学报, 2019,25(1):64-73.

[20] 王淳.双季稻连作体系氮素循环特征[D].北京:中国农业科学院,2012.

[21] 侯红乾,冀建华,刘益仁,等.缓/控释肥对双季稻产量、氮素吸收和平衡的影响[J].土壤,2018,50(1):43-50.

[22] 王敬国,林杉,李保国,等.氮循环与中国农业氮管理[J].中国农业科学,2016,49(3):503-517.

[23] 颜晓元,夏龙龙,遆超普.面向作物产量和环境双赢的氮肥施用策略[J].中国科学院院刊,2018,32(2):177-183.

(上接第 258 页)

[14] 赵如浪,刘鹏涛,冯佰利,等.黄土高原春玉米保护性耕作农田土壤养分时空动态变化研究[J].干旱地区农业研究,2010,28(6):69-74.

[15] 王喜明.碳、氮添加对藏北高寒草甸土壤碳、氮矿化及氮素转化速率的影响[D].兰州:兰州大学,2014.

[16] 丁越岩,杨劼,宋炳煜,等.不同植被类型对毛乌素沙地土壤有机碳的影响[J].草业学报,2012,21(2):18-25.

[17] Aziz I, Mahmood T, Islam K R. Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality[J].Soil and Tillage Research, 2013,131(7):28-35.

[18] 乔丹丹.生物质炭配施秸秆和有机肥对黄褐土团聚体和有机碳组分的影响[D].郑州:河南农业大学,2018.

[19] 王桂林,曹鹏,刘章勇.保护性耕作对土壤养分及碳库管理指数的影响[J].环境科学与技术,2012,35(8):71-73,162.

[20] 张岳芳,孙国峰,周炜,等.保护性耕作对南方稻麦两熟高产农田土壤碳库特性的影响[J].西南农业学报, 2015,28(3):1155-1160.

[21] 杨敏芳,朱利群,韩新忠,等.不同土壤耕作措施与秸秆还田对稻麦两熟制农田土壤活性有机碳组分的短期影响[J].应用生态学报,2013,24(5):1387-1393.

[22] 王少博,曹亚倩,冯倩倩,等.保护性耕作对棕壤粒径分形特征及碳氮比分布的影响[J].植物营养与肥料学报,2019,25(5):792-804.

[23] 吕瑞珍,熊瑛,李友军,等.保护性耕作对农田土壤碳库特性的影响[J].水土保持学报,2014,28(4):206-209,217.

[24] 张琦,王淑兰,王浩,等.深松与免耕频次对黄土旱塬春玉米田土壤团聚体与土壤碳库的影响[J].中国农业科学,2020,53(14):2840-2851.