

DOI: 10.11766/trxb202203180119

王盈盈, 夏龙龙, 蔡思源, 赵旭, 颜晓元, 邢光熹. 长期不施氮肥下稻麦轮作农田残留化肥氮的后效及去向[J]. 土壤学报, 2022, 59 (6): 1626–1639.

WANG Yingying, XIA Longlong, CAI Siyuan, ZHAO Xu, YAN Xiaoyuan, XING Guangxi. Long-term Fate and Availability of Residual Fertilizer Nitrogen in Rice-Wheat Cropping System in Taihu Lake Region of China [J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59 (6): 1626–1639.

长期不施氮肥下稻麦轮作农田残留化肥氮的后效及去向*

王盈盈^{1, 2}, 夏龙龙³, 蔡思源^{1, 2}, 赵旭^{1†}, 颜晓元¹, 邢光熹¹

(1. 江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 卡尔斯鲁厄理工学院气象与气候环境研究所, 德国加米施-帕滕基兴 82467)

摘要: 我国农田化肥氮用量高, 造成较多肥料氮土壤残留, 残留肥料氮既可被后季作物吸收利用, 也可迁移进入环境。稻麦轮作是我国长江中下游农业区代表性种植制度, 然而稻麦轮作农田土壤残留化肥氮的作物后效及去向目前尚不清楚。利用 ¹⁵N 示踪长期试验, 连续追踪了 2004 年小麦季施用 30% 的 ¹⁵N 标记尿素后其土壤残留 ¹⁵N 在之后 17 个稻麦轮作年的变化动态及被后季作物吸收利用特征。试验起始小麦季设 100 kg·hm⁻² (N100) 和 250 kg·hm⁻² (N250) 两个施氮量处理, 后续作物均不再施用氮肥。结果发现, 34.5%~37.9% 施入氮被当季小麦吸收, 随后各轮作年稻麦作物吸收残留氮量随年限增加呈指数下降; 17 年中有 12.2%~15.8% 残留氮被后季作物吸收, 其中, 水稻对残留氮吸收能力较强, 为 9.2%~11.8%, 小麦为 3.3%~4.0%; 观测期内化肥氮累积利用率为 50.1%~50.3%。氮肥施入小麦当季, 0~20 cm 土层残留为 22.9%~33.5%, 之后逐年减少; 17 年后降至 7.8%~9.8%, 但仍占 0~100 cm 土层氮残留量 (9.9%~13.4%) 的 73.5%~78.5%。同位素质量平衡估算的观测期内氮肥累积总损失率为 36.3%~39.9%, 与基于当季小麦氮肥利用率和 0~20 cm 土壤残留率计算得出的当季化肥氮总损失率 32.0%~39.2% 接近。作物籽粒、秸秆及土壤 ¹⁵N 丰度在观测期内均随时间呈指数递减; 根据预测结果, 不施氮下其降至 ¹⁵N 自然丰度背景值仍需 28~37 年。上述结果表明, 稻麦农田化肥氮损失主要发生在当季, 土壤残留后效持续时间长, 但再迁移进入环境数量低。协同化肥当季损失的高效阻控和土壤残留的有效调控应是稻麦农田氮肥优化管理的关键环节。

关键词: 稻麦轮作; ¹⁵N 示踪; 残留氮; 氮利用率; 氮损失率; 太湖地区

中图分类号: S143.1 **文献标志码:** A

Long-term Fate and Availability of Residual Fertilizer Nitrogen in Rice-Wheat Cropping System in Taihu Lake Region of China

WANG Yingying^{1, 2}, XIA Longlong³, CAI Siyuan^{1, 2}, ZHAO Xu^{1†}, YAN Xiaoyuan¹, XING Guangxi¹

(1. Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Institute for Meteorology and Climate Research

* 中国科学院青年创新促进会优秀会员基金项目 (Y201956)、国家重点研发计划项目 (2017YFD0200104) 和国家自然科学基金项目 (30390080) 资助 Supported by the Youth Innovation Promotion Association of the Chinese Academy of Sciences (No. Y201956), the National Key R&D Program of China (No. 2017YFD0200104) and the National Natural Science Foundation of China (No. 30390080)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: zhaoxu@issas.ac.cn

作者简介: 王盈盈 (1997—), 女, 安徽阜阳人, 硕士研究生, 主要从事水稻土氮去向和氮周转研究。E-mail: wangyingying@issas.ac.cn

收稿日期: 2022-03-18; 收到修改稿日期: 2022-07-20; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2022-08-24

(IMK-IFU), Karlsruhe Institute of Technology, Garmisch-Partenkirchen 82467, Germany)

Abstract: 【Objective】 The high chemical nitrogen (N) fertilizer input in cropland soils of China has caused a large accumulation of residual fertilizer N in the soil in the current-season. This soil-residual fertilizer N can either be absorbed by subsequent season crops or lost to the environment through gaseous and hydrological pathways. The rice-wheat rotation is a dominant vital cropping system in the middle and lower reaches of the Yangtze River agricultural region in China. However, the residual effects and fate of the soil-residual fertilizer N in this cropping system remain unclear. 【Method】 In this study, a ^{15}N tracer long-term in-situ experiment was used to continuously monitor the fate and the residual effect of soil-residual fertilizer N in the following 17 years under non-fertilizer N application in a rice-wheat cropping system. The experiment had two N fertilizer treatments, with 100 (N100) and 250 (N250) $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ of labelled urea (30 atom%) applied in the first wheat season, and no N fertilizer was added in the subsequent 17 years of the rice-wheat rotation. 【Result】 The results suggested that 34.5%–37.9% of the applied fertilizer N was taken up by the first wheat crop, and then the amount of residual N uptake by the rice and wheat decreased exponentially in the following rice-wheat rotation years. Over the following 17 years, 12.2%–15.8% of the applied fertilizer N was taken up by the subsequent crops (9.2%–11.8% for rice and 3.3%–4.0% for wheat), leading to the accumulative crop N recovery of 50.1%–50.3%, which was significantly higher than the in-season N use efficiency. We found that 22.9%–33.5% of the applied fertilizer N remained in the 0–20 cm soil after in-season wheat was harvested, which was then gradually decreased to 7.8%–9.8% after 17 years, but still accounted for 73.5%–78.5% of the total residual N in the 0–100 cm soil layer (9.9%–13.4%). The cumulative total loss of fertilizer N over the observation period estimated from the isotope mass balance was 36.3%–39.9%, which was close to the total loss of fertilizer N of 32.0%–39.2% calculated based on the N fertilizer use efficiency and the residual rate of 0–20 cm soil in the current season. The ^{15}N abundance of crop grain, straw and soil all decayed exponentially with time during the observation period, which predicted that it would still take 28–37 years for the crop to decrease to the natural ^{15}N abundance background value without N application. 【Conclusion】 Overall, fertilizer N losses in the rice-wheat cropping system mainly occurred in the current-season, and the residual effects of fertilizer N in soil lasted for a long time, but a negligible amount of this residual N can be lost to the environment. The keyways to optimal N fertilizer management in rice-wheat rotation are effectively reducing in-season fertilizer N losses and better utilizing soil-residual fertilizer N.

Key words: Rice-wheat rotation; ^{15}N trace; Residual N; Nitrogen use efficiency; Nitrogen loss rate; Taihu Lake region

水稻-小麦轮作农田是全球重要的农业生产系统，主要分布在东亚和南亚的亚热带和暖温带地区，种植面积约 2 400 万 hm^2 ，对全球粮食安全至关重要^[1]。稻麦系统频繁的干湿交替耕作以及不合理的肥料投入管理使得施入土壤中的相当部分氮肥未被作物利用而损失，因此利用率较低^[2-3]。施入土壤的化肥氮主要有三个去向：被当季作物吸收利用、残留于土壤中或通过气态排放、水体流失两条途径损失^[4]。化肥氮当季利用率和直接损失密切相关作物高产高效和生态环境健康，因此受到广泛关注和研究。然而，残留于土壤中的化肥氮的长期去向和行为研究不多。土壤残留化肥氮仍可被后续作物继续吸收利用，从而进一步提高氮肥累积利用率^[5-6]。同时，土壤残留化肥氮也可通过淋溶、氨挥发、反硝化等途径损失，进一步加剧生态环境问题^[7-8]。因此，研究土壤残留化肥氮的有效性与去向，对于指

导农业生产和生态环境保护具有重要意义。

利用同位素示踪技术，国内外对农田土壤残留化肥氮对作物的有效性研究已有一些报道，但主要集中在旱地作物系统，且大多研究观测时间均不长，主要以后续一季或若干季为主。例如，党廷辉等^[9]研究了黄土旱塬冬小麦农田的氮肥后效，指出土壤残留的氮素可被第二季小麦利用，占施氮量的 2.1%~2.8%。董娴娴等^[10]在华北平原冬小麦-夏玉米轮作体系中研究发现，第二季玉米、第三季小麦和第四季玉米对残留氮的回收率分别为 6.5%~14.1%、0.9%~2.9%和 1.2%~1.6%。Jia 等^[11]和 Ju 等^[12]也表明，在冬小麦-夏玉米体系中，第二季作物对残留化肥氮回收率为 2.5%~10%，且后季玉米对残留氮的回收率高于后季小麦。可见，旱地种植系统土壤残留化肥氮的后效受作物种类的影响，并随时间逐渐降低。此外，对稻麦轮作（水旱）农田而

言, 氮肥残留后效的研究结果同样存在差异。田玉华等^[13]在稻麦轮作农田研究中指出水稻收获后的土壤残留化肥氮被后一季小麦吸收回收率为 3.5%~5.2%; 而黄东迈等^[14]在 20 世纪 80 年代的研究发现, 稻麦轮作农田后季作物吸收残留肥料氮平均仅占施入肥料氮的 2.5%, 且水稻对残留氮的回收率高于小麦。Macdonald 等^[6]的研究也表明不同作物种类和土壤属性对于土壤残留化肥氮的利用效率不同, 第二季冬小麦对残留化肥氮的回收率要高于春大麦, 且在不同类型土壤中的回收率表现为由高到低依次为: 粉砂质黏壤土、砂质壤土、灰质壤土、重壤土。显然, 造成残留化肥氮后效差异的原因非常复杂, 受区域种植体系、土壤属性及管理措施等因素的影响。如前所述, 除后季作物吸收外, 土壤残留化肥氮也可迁移离开农田系统进入环境。例如, 在我国北方旱地, 高施氮量下有相当部分土壤残留化肥氮以硝态氮形式存在, 硝态氮易受降水或灌水作用通过淋溶流失进入水体, 或经反硝化进入大气^[7]。然而, 较少有研究直接定量土壤残留化肥氮在后续生长季的损失, 大部分均基于土壤残留率和回收率以估算后季氮损失。一些旱地作物系统结果表明, 土壤残留化肥氮的损失率随年限推移逐渐累积增加^[15-16], 说明土壤残留化肥氮进一步加剧了生态环境问题。然而, 由于缺乏稻麦轮作农田残留化肥氮损失的相关报道, 暂不清楚稻麦农田土层残留化肥氮在后季对环境的影响。

目前, 世界范围内较长时间全面追踪残留化肥氮去向方面的研究报道尚不多见。文献仅见欧洲学者 Sebilo 等^[8]基于原状土渗漏池和甜菜-冬小麦周年轮作种植, 连续观测了施入的 ^{15}N 标记 KNO_3 肥料在其后 30 年的作物吸收和淋溶数量, 回答了化肥氮残留的长期作物后效, 并着重强调了化肥氮残留向水环境迁移和产生潜在显著而持久的影响。该研究代表了化肥氮在旱地轮作农田上的长期去向及环境效应。但是对于稻麦轮作农田而言, 因种植制度和土壤水热条件显著区别于旱作系统, 其土壤残留化肥氮的长期去向可能也会不同。稻麦轮作农田土壤残留化肥氮对后季稻麦的贡献程度以及是否会对生态环境产生影响, 目前均不清楚。鉴于此, 本研究利用首季施用 ^{15}N 标记化肥氮后季不再施氮的原状土柱试验, 连续追踪了土壤残留化肥氮在之后 17 个稻麦轮作年的动态变化及其被后季作物吸收利用

特征, 分析稻麦轮作农田土壤残留化肥氮的长期后效及去向, 以期对稻麦农田氮肥优化管理策略提供科学支撑。

1 材料与方 法

1.1 长期定位试验地概况

原状土柱长期定位试验位于江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站 (31°32'45"N, 120°41'57"E)。该站地处长江下游平原腹地, 属于亚热带北部湿润季风气候区, 年平均气温为 17℃, 年平均降水量为 1 211 mm。稻麦轮作是该地区主要种植模式, 水稻在 6 月初种植, 10 月底收获, 小麦在 11 月初种植, 次年 5 月底收获。

1.2 试验设计

原状土柱长期试验土壤为壤质黄泥土, 表层土 (0~20 cm) 的基本性质为: 有机质 $27.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全氮 $1.31 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, pH 6.05, 阳离子交换量 $15.0 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, 为常熟市典型的水稻土类型, 占全市水稻土面积约 45%。原状土柱长 1 m, 直径为 1.14 m, 底部铺有石英沙层并安有封闭底座, 共六根埋入稻田。试验始于 2003 年 10 月的小麦季, 设两个水平施氮处理 N100 和 N250, 代表分别施入 $100 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $250 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的标记尿素 (^{15}N 丰度为 30%), 其中 30% 作为小麦基肥施入, 其余 40% 和 30% 分别作为小麦分蘖肥和穗肥施入。磷、钾肥用量分别为 P_2O_5 $60 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 K_2O $120 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 作为基肥一次性与表层土 (0~20 cm) 混施。第一季小麦于 2004 年 5 月收获, 之后所有土柱不再施用任何氮肥, 后季磷、钾肥用量与第一季施用量一致, 照常维持稻麦轮作。田间管理与当地一致。

每季作物成熟后收获地上部分, 105℃ 下杀青 30 min, 75℃ 烘干至恒重, 分为籽粒与秸秆两部分, 称重后全部粉碎过 60 目筛以测定全氮含量与 ^{15}N 丰度。作物收获后在每个土柱分 5 点进行 S 型取样, 使用 2.3 cm 直径土钻取表层 0~20 cm 的土壤, 排除根系风干后粉碎过 100 目筛以测定全氮含量及 ^{15}N 丰度。截至目前, 共完成 35 季作物及土壤的观测与分析 (2004 年小麦至 2021 小麦)。为了解残留化肥氮在土壤中的分布情况, 2021 年小麦收获后, 使用土钻取 0~100 cm 的土壤剖面样品, 分为 0~20 cm、20~40 cm、40~60 cm、60~80 cm 和 80~

100 cm 五个土壤深度，挑除根系风干后过 100 目筛测定全氮含量及 ^{15}N 丰度。样品全氮含量使用碳氮元素分析仪 (PRIMACS SNC90-IC-E, Skalar, 荷兰) 测定；样品 ^{15}N 丰度使用同位素质谱分析联用仪 (ZX_2009, Thermo Fisher, 德国) 测定。

1.3 计算方法与数据分析

^{15}N 原子百分超 (APE)/% = 样品或 ^{15}N 标记肥料的 ^{15}N 丰度 - ^{15}N 自然丰度；

作物各器官氮素来自 ^{15}N 标记肥料的百分比 (nitrogen derived from fertilizer, NDFP)

$$\text{NDFP}/\% = \frac{\text{各器官样品中的 APE}/\%}{\text{肥料中的 APE}/\%} \times 100;$$

作物各器官氮积累量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) = 各器官全氮含量/% \times 各器官干物质质量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$);

作物地上部总氮量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) = Σ 各器官氮积累量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$);

作物吸收肥料氮量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) = Σ 各器官氮积累量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) \times 各器官 NDFP/%;

作物吸收土壤氮量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) = 作物总氮量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) - 作物吸收肥料氮量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$);

不同土层土壤干物质质量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) = 取样深度/m \times 柱柱面积/ m^2 \times 土壤容重/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) \times (1-土壤含水率)/10 000;

土壤中肥料残留量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) = 土壤干物质质量/($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) \times 土壤全氮含量/% \times 土壤 ^{15}N APE/% \times 100%;

作物回收率/% = 作物地上部吸收肥料氮量/第一季施氮量 \times 100;

作物累积回收率/% = 作物地上部累积吸收肥料氮量/第一季施氮量 \times 100;

土壤残留率/% = 土壤中肥料残留量/第一季施氮量 \times 100;

氮肥损失率/% = 100% - ^{15}N 累积回收率 - ^{15}N 土壤残留率;

所有试验数据结果采用 Excel 2019 软件进行数据的处理和分析,用 Origin 2021 软件进行绘图和模型拟合。采用 SPSS 26.0 统计软件 *t* 检验对数据进行分析,比较其差异显著性 ($P<0.05$)。

2 结果

2.1 稻麦籽粒产量和地上部吸氮量特征

化肥氮施入后,当季小麦籽粒产量 N250 处理显著高于 N100 处理(图 1)。停止施氮后,N100 和 N250 处理小麦籽粒产量迅速下降,两者之间无显著差异。17 个稻麦轮作年中,不施氮下小麦的籽粒产量显著低于水稻,稻麦年产量在前 6 年先增加后降低,之后相对稳定,17 年均值为 $6.1 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

作物秸秆吸氮量远低于籽粒吸氮量(图 2)。在施氮当季,N250 处理下小麦地上部吸氮量显著高于 N100 处理。停止施氮后,N100 和 N250 处理小麦地上部吸氮量显著下降,两者之间无显著差异。17 个稻麦轮作年中,不施氮下 N100 和 N250 处理作物地上部吸氮量之间无显著差异,小麦地上部吸氮量显著低于水稻,年均值分别为 $38 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $68 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

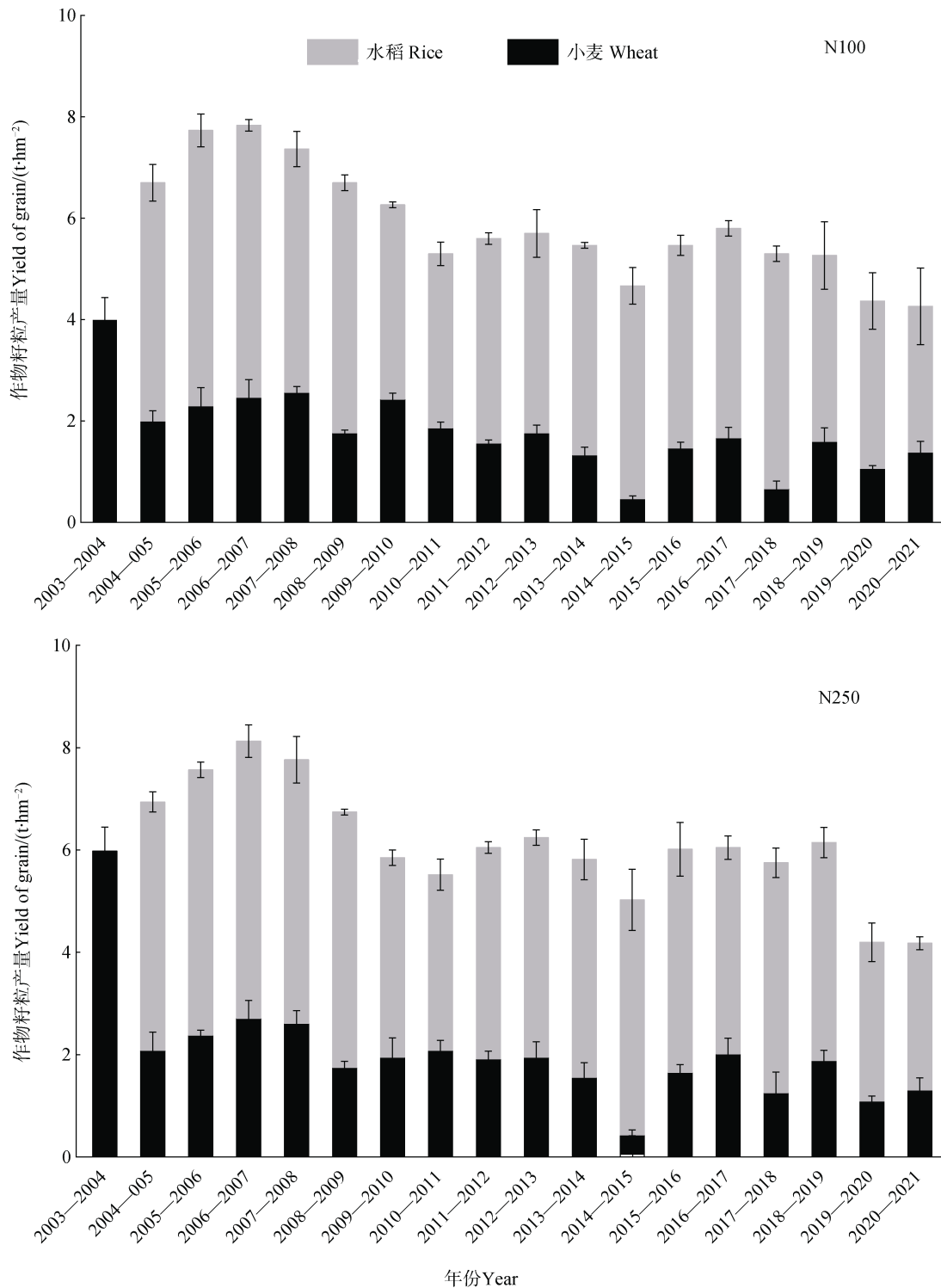
2.2 作物和土壤 ^{15}N 丰度变化特征

作物及土壤中的 ^{15}N 丰度可反映后季作物利用土壤残留化肥氮及其土壤残留动态(图 3)。施入氮肥当季,N100 处理小麦籽粒和秸秆 ^{15}N 丰度分别为 11.3%和 7.4%,N250 处理分别为 17.2%和 12.7%(图 3a,图 3c);此后,各处理籽粒和秸秆 ^{15}N 丰度逐季下降,35 季结束后作物籽粒和秸秆中 ^{15}N 丰度(0.42%~0.50%)依然高于植物体 ^{15}N 自然丰度 0.366%。当季小麦收获后,N100 和 N250 处理表层土壤(0~20 cm)全氮的 ^{15}N 丰度分别为 0.75%和 0.99%,随后表层土壤 ^{15}N 丰度逐渐下降,35 季结束后 N100 和 N250 处理分别降至 0.486%和 0.584%,依然高于表层土壤 ^{15}N 自然丰度 0.371%(图 3e)。

^{15}N 丰度在作物以及土壤中的消减趋势符合指数衰减模型(图 3b,图 3d,图 3f)。由图可见,作物籽粒和秸秆 ^{15}N 丰度在 35 季后消减非常缓慢。根据模型结果,N100 和 N250 处理籽粒 ^{15}N 丰度理论上分别在第 100 季(50 年)和第 110 季(55 年)降至自然丰度;秸秆 ^{15}N 丰度分别在第 88 季(44 年)和第 117 季(59 年)降至自然丰度;N100 和 N250

处理下的表层土壤 ^{15}N 丰度分别在第 78 季 (39 年) 和第 93 季 (47 年) 回归至自然丰度。计算可得,

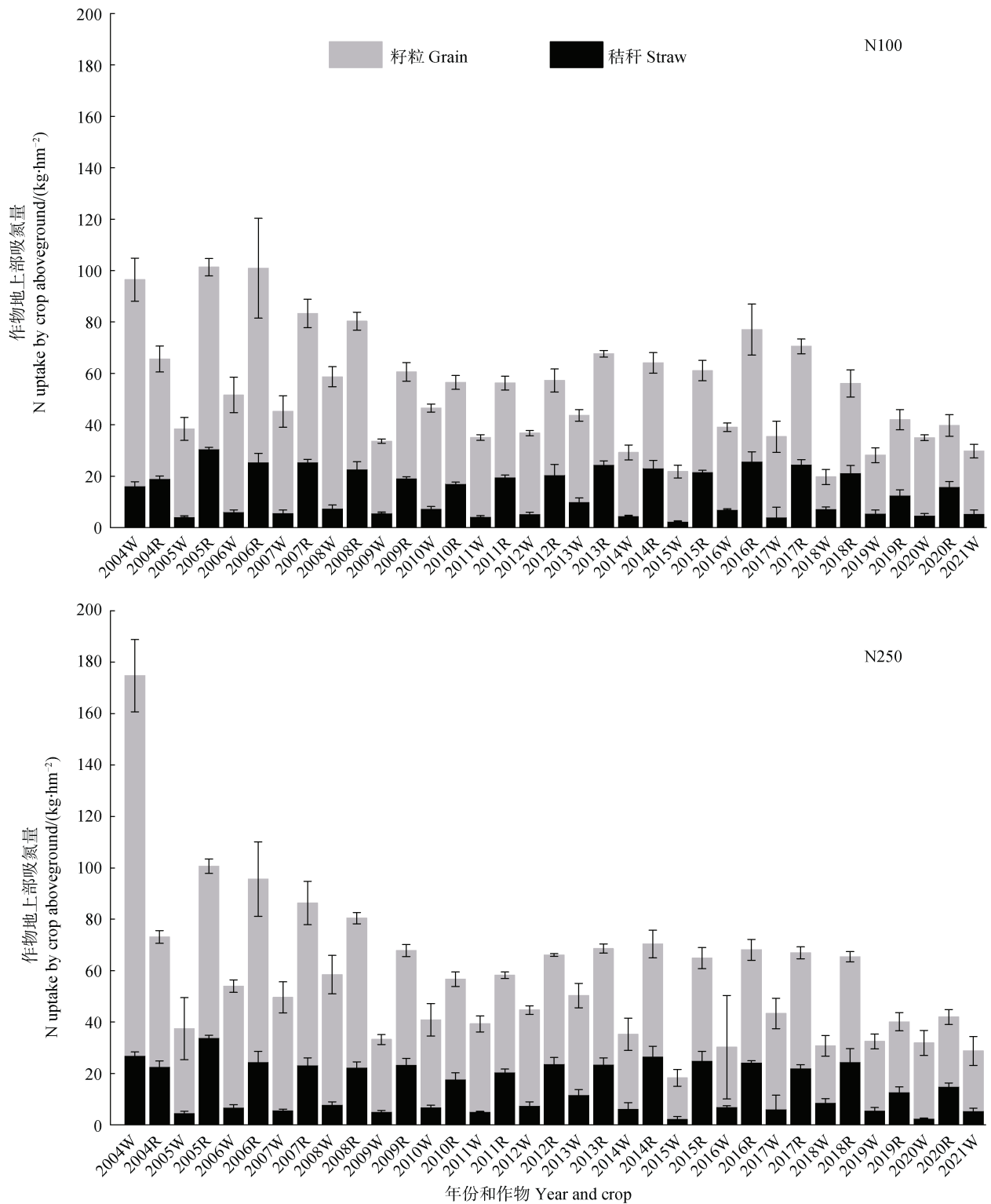
N100 和 N250 处理下的残留化肥氮在土壤中的平均停留时间分别约为 45 年和 54 年。



注: N100 为首季施入 $100 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 标记氮肥后续不施氮处理, N250 为首季施入 $250 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 标记氮肥后续不施氮处理。下同。
 Note: N100 was the treatment with $100 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ labeled N fertilizer applied in the first season and no N application in succeeding crops. N250 was the treatment with $250 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ labeled N fertilizer applied in the first season and no N application in succeeding crops. The same below.

图 1 稻麦籽粒产量变化

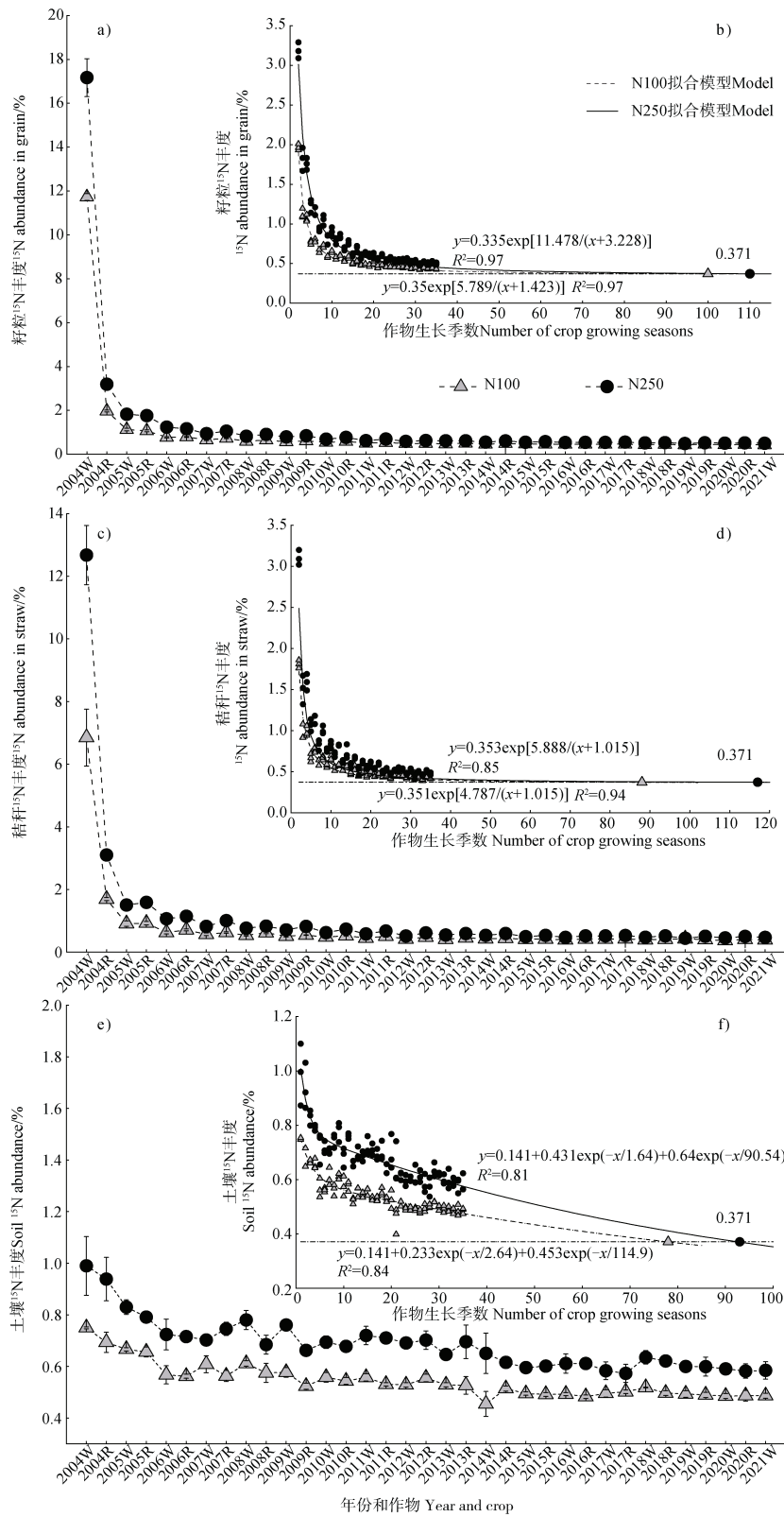
Fig. 1 Changes in grain yield of rice and wheat



注：W 代表小麦，R 代表水稻。下同。Note: W stands for wheat. R stands for rice. The same below.

图 2 稻麦籽粒和秸秆的吸氮量变化

Fig. 2 Changes in nitrogen uptake by grains and straws of rice and wheat



注：图 b、图 d 和图 f 分别是籽粒、秸秆和土壤 ¹⁵N 丰度的拟合模型，表层土壤的 ¹⁵N 自然丰度为 0.371%。Note: Figure b, figure d and figure f are the ¹⁵N abundance fitting models of grain, straw, and soil respectively, and the natural ¹⁵N abundance value is 0.371%.

图 3 作物籽粒 (a)、秸秆 (c) 和 0~20 cm 土壤 (e) 的 ¹⁵N 丰度及其拟合模型 (b, d, f)

Fig. 3 The ¹⁵N abundance values (a, c, e) and the fitting model (b, d, f) of grain, straw and 0-20 cm soils in each crop season

2.3 化肥氮作物回收率和土壤残留率

N100 和 N250 处理当季小麦氮肥利用率分别为 34.5%和 37.9% (图 4a); 第二季(水稻季)时, 各处理作物回收率显著降至 2.8%~3.4%, 此后, 单季作物对土壤残留化肥氮的回收率逐年降低, 但作物累积回收率逐年增加, 35 季结束时, N100 和 N250 处理作物累积回收率达到了 50.3%和 50.1% (图 4b)。不同作物对土壤残留氮的利用效率不同。

后续 17 年稻麦轮作中, 水稻累积回收了 9.2%~11.8%的初始化肥氮, 显著高于小麦 (3.3%~4.0%) (图 4a)。

当季小麦收获后, N100 和 N250 处理表层土壤 (0~20 cm) 化肥残留氮分别为 33.5%和 22.9% (图 4b)。随后, 两处理表层土壤残留率随时间逐渐下降, 17 年后仍有 7.8%~9.8%的化肥氮残留于表层土壤中。

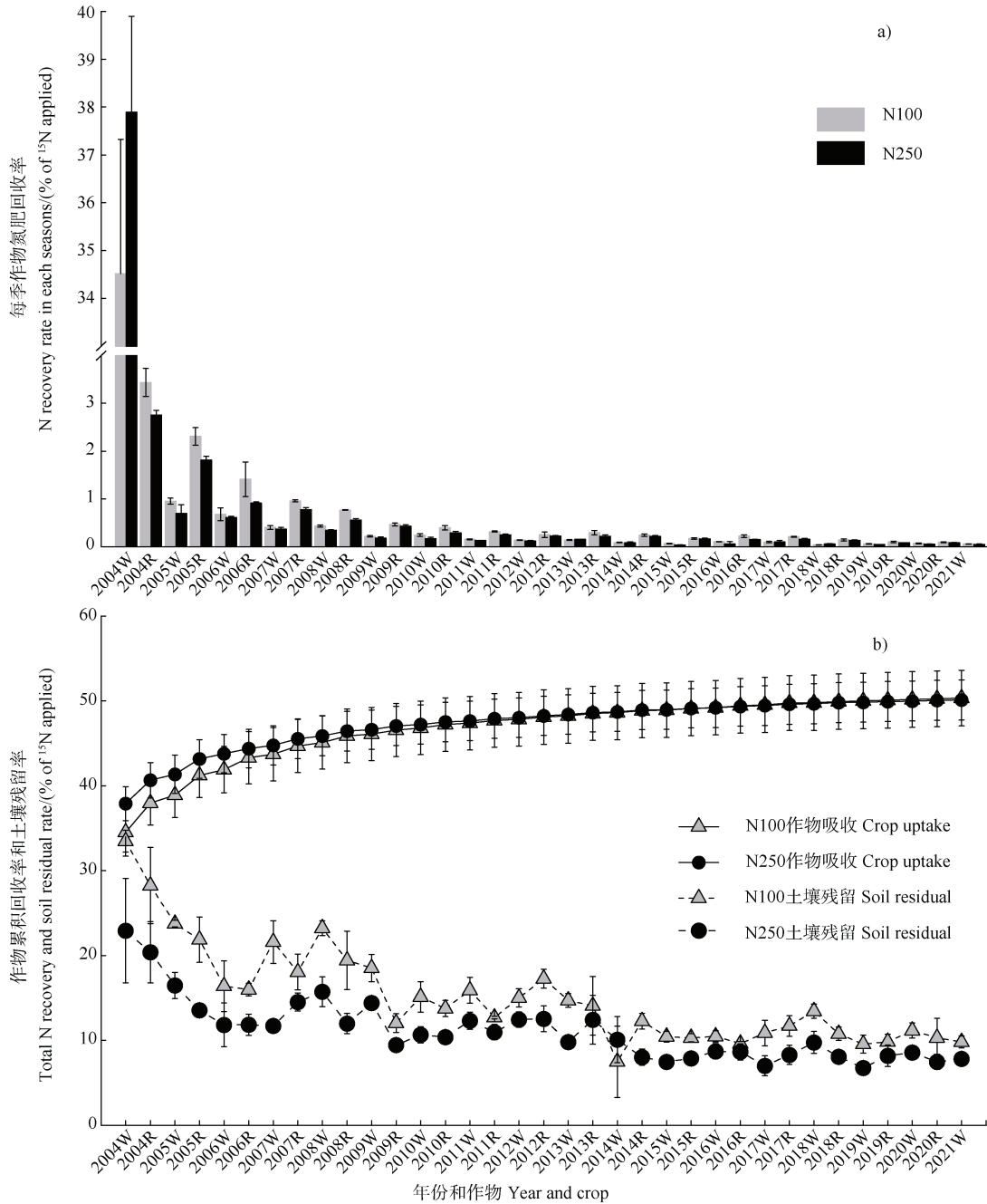


图 4 每季 ¹⁵N 回收率 (a)、累积回收率和表层土壤残留率 (b) 变化

Fig. 4 Changes in nitrogen recovery rate (a), cumulative recovery rate and 0-20 cm soil residual rate (b) in each crop season

2.4 连续种植 35 季后化肥氮在 0~100 cm 土层的分布

2021 年麦季结束后, 分层采集 0~100 cm 剖面土壤, 分析连续种植 35 季后化肥氮在土层中的分布特征。由图 5 可见, 0~100 cm 土壤全氮含量和土壤 ^{15}N 丰度随土层深度增加显著降低。0~20 cm 土层的土壤 ^{15}N 丰度显著高于其他土层, 且 20~100 cm 间各土层的土壤 ^{15}N 丰度均高于 20~100 cm 土壤 ^{15}N 自然丰度 (0.368%), 表明化肥氮进入深层土壤 (图 5b)。氮肥施用 17 年后, 0~100 cm 土层中仍残留 13.4% (N100) 和 9.9% (N250) 的初始化肥氮, 且主要分布在 0~20 cm 土层。土壤残留率随土层深度增加显著下降, 0~20 cm 表层土壤残留氮占土壤剖面总残留化肥氮的 73.5%~78.5% (图 5c)。20~100 cm 土层中残留氮肥仅占当季施氮量的 0.35%~1.26%。由此可见, 稻麦轮作农田中, 土壤残留化肥氮主要位于土壤表层, 迁移至深层的数量

有限。

2.5 试验期间化肥氮去向

高低氮处理下, 化肥氮施入当季小麦的氮肥回收率为 34.5%~37.9%, 0~20 cm 表层土壤残留率为 22.9%~33.5% (表 1)。后续 17 年稻麦轮作中, 表层土壤残留率降低 15.1%~23.7%, 相应作物回收率则增加 12.2%~15.8%, 两者差值仅为 2.9%~7.9%。以上反映出 0~20 cm 土壤残留化肥氮在后季作物种植期间的归趋, 即大部分 (67%~81%) 仍被作物利用, 仅少部分 (19%~33%) 损失或进入深层土壤, 而未被作物吸收利用。

试验结束时, 根据作物累积回收率和 0~100 cm 土层的残留率可准确计算出化肥氮的总损失。在化肥氮施入后的 35 个生长季内, 氮肥总损失率为 36.3% (N100) 和 39.9% (N250)。该比例与基于当季小麦氮肥回收率和 0~20 cm 土壤残留率计算得出的当季氮肥总损失率相似 (32.0%~39.2%)。

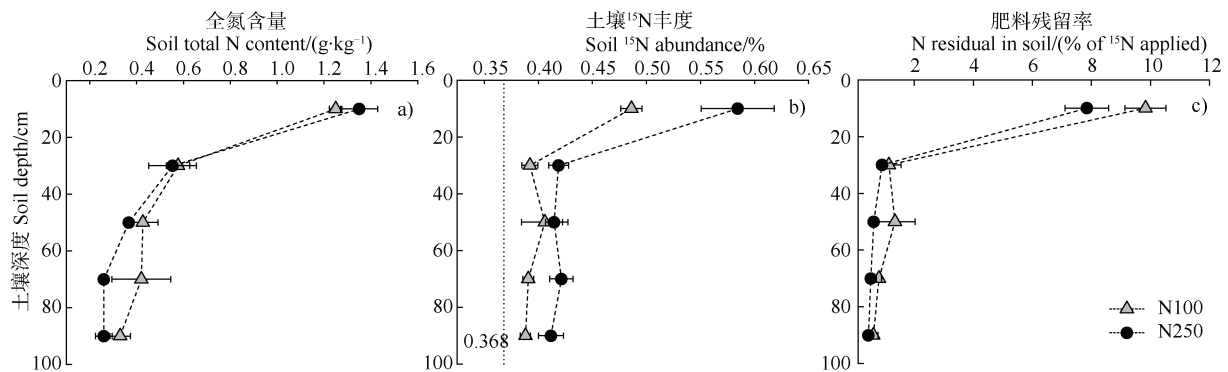


图 5 2021 年麦季结束时 0~100 cm 各土层全氮 (a)、土壤 ^{15}N 丰度 (b) 和残留率 (c) 比较

Fig. 5 Distribution of soil total N content (a), ^{15}N abundance (b) and residual ^{15}N rate (c) in 0-100 cm soil profile in the last season

表 1 试验期间化肥氮在稻麦轮作系统的总去向

Table 1 Total fate of fertilizer N in rice-wheat cropping system during the experiment/ (% of applied ^{15}N)

处理 Treatment	第 1 季化肥氮去向 N fate in first season		后 34 季残留化肥氮总去向 N fate in subsequent 34 seasons			35 季化肥氮总去向 Total fate of N fertilizer		
	回收率 ^①	土壤残留率 (0~20 cm) ^②	残留氮 总回收率 ^③	土壤残留率 (0~20 cm) ^②	残留氮 未知去向 ^④	总回收率 ^⑤	土壤残留率 (0~100 cm) ^⑥	总损失率 ^⑦
N100	34.5	33.5	15.8	9.8	7.9	50.3	13.4	36.3
N250	37.9	22.9	12.2	7.8	2.9	50.1	9.9	39.9

①N recovery rate; ②Soil residual rate (0-20 cm); ③Total recovery of residual N; ④Unaccounted fate of residual N; ⑤Total recovery rate; ⑥Soil residual rate (0-100 cm); ⑦Total loss.

3 讨 论

3.1 残留化肥氮的有效性

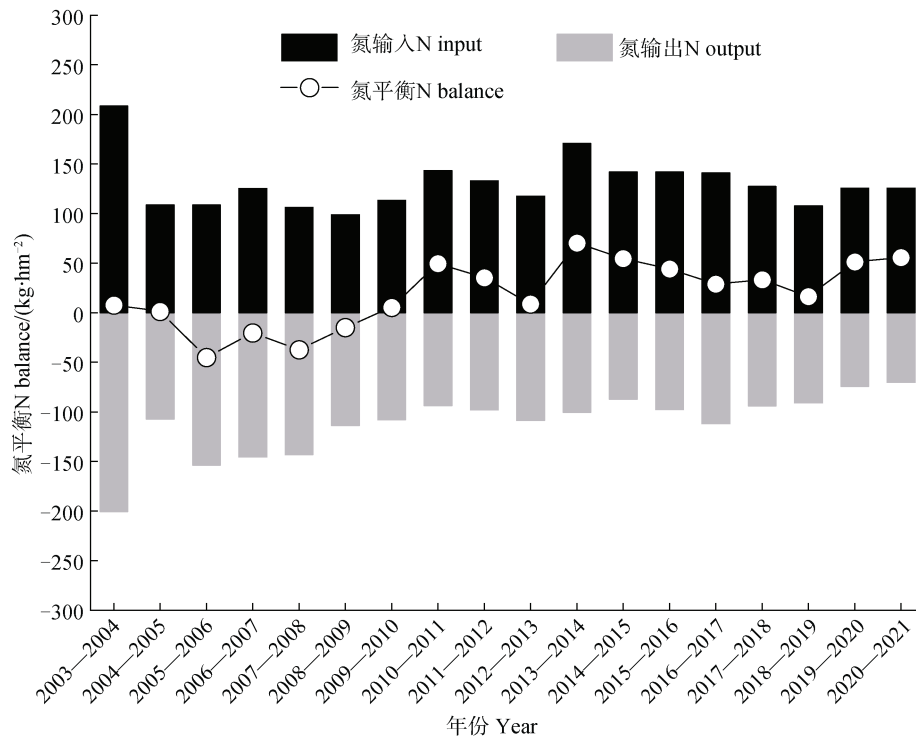
研究结果表明,在试验初期施入的 $100\sim 250\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^{15}N 标记肥料中,有 $35\%\sim 38\%$ 被当季小麦回收利用,这与前人报道^[2, 17]相似,即稻麦轮作农田 ^{15}N 肥料的当季利用率一般为 $19\%\sim 49.5\%$ 。与当季氮肥利用率相比,后续单季作物对土壤残留化肥氮的回收利用率普遍较低。Smith 和 Chalk^[18]分析了全球 83 篇关于标记 ^{15}N 肥料残效相关结果发现,第二季作物对土壤残留化肥氮的回收率仅为 4.6% ,第三季为 1.6% ,第四季为 1.1% 。本试验结果也显示,当季小麦收获后,第二季水稻、第三季小麦和第四季水稻对残留的回收率平均分别仅为 3.1% 、 0.8% 和 2.1% ;此后,后季作物对土壤残留化肥氮的回收率随时间推移逐渐变小。后季作物回收率低的原因可能是随时间后延,大部分残留氮肥逐渐被固持在土壤有机氮库,不易矿化为速效氮被作物利用^[19]。尽管单季作物对土壤残留化肥氮的回收率低,但后季作物多年的累积回收率却相当可观。本研究中,后季 17 年作物累积回收了 $12.2\%\sim 15.8\%$ 的残留化肥氮,使氮肥的累积利用率高达 $50.1\%\sim 50.3\%$,远高于当季利用率。Sebilo 等^[8]的长期定位试验也表明,在施肥后 27 年间,甜菜-冬小麦种植系统累积吸收初始施氮量的 $14.9\%\sim 16.1\%$ 。因此,不应忽视残留化肥氮的累积效应。王西娜等^[20]对连续 4 年开展冬小麦-夏玉米轮作的农田研究发现,后季作物累积氮肥回收率约为 $14.6\%\sim 18.1\%$,化肥氮的累积利用率可高达 50% 。然而,目前大部分关于作物氮素的研究在计算氮肥利用率时并未将氮肥残留效应考虑在内。Yan 等^[21]认为不考虑氮肥的残留效应会低估我国氮肥利用率(低于 30%)。如果考虑氮肥残效,我国农作物的累积氮肥利用率可达 $40\%\sim 68\%$ 。因此,在农业生产中,应充分考虑长期氮肥施入后的残留效应,适当降低当季作物施肥量,以提高作物的累积氮肥利用率。

此外,同一种土壤上不同作物对残留化肥氮的回收率也会存在差异^[6]。本研究发现,在同一土壤上轮作的水稻和小麦对残留化肥氮的回收效果不同,每轮作周年下的水稻对土壤残留化肥氮的回收

率均高于小麦(图 4a)。这可能是由于水稻生长季较高的温度导致氮素矿化量高于小麦季,促进了水稻对残留化肥氮的吸收。此外,水稻较高的吸氮量可能也是水稻回收率高于小麦的主要原因。本研究结果显示,不施氮下水稻吸氮量是小麦的 1.8 倍。这是由于水稻生长季的环境氮投入高^[2],作物对土壤氮吸收能力强,因此水稻吸氮量高于小麦吸氮量。而且,南方的强降雨和高地下水位导致的高土壤水分含量也会限制旱地小麦生长以及影响氮素吸收^[22]。因此,高吸氮量下的水稻对土壤残留化肥氮的吸收率更高。停止施氮后,作物产量及吸氮量迅速下降(图 1,图 2)。不施氮条件下,作物吸收氮量主要依赖于环境氮输入,包括干湿沉降、灌溉水、种苗和生物固氮等氮源。通过估算太湖地区稻麦农田试验期内 $0\sim 20\text{ cm}$ 土壤氮素收支平衡发现,不施氮情况下土壤氮素平衡仅在前几年出现亏缺,之后出现盈余(图 6)。这表明稻麦系统具有自平衡的能力,通过调节对作物的氮素供应以维持土壤氮素平衡。此外,表层土壤全氮含量也显示,施肥当季($1.32\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)与 35 季后的表层土壤全氮含量($1.30\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)之间无显著差异,说明了长期不施氮下稻麦轮作农田氮素收支基本能维持平衡。

3.2 残留化肥氮的分布特征与停留时间

土壤残留化肥氮对补充和维持土壤有机氮库起着重要作用。结果(图 4)显示, N100 和 N250 处理当季小麦表层土壤残留率分别为 33% 和 22% 。经 17 年轮作后, $0\sim 20\text{ cm}$ 表层土壤仍残留 $7.8\%\sim 9.8\%$ 初始化肥氮, $0\sim 100\text{ cm}$ 土层中依然残留 $9.9\%\sim 13.4\%$ 初始化肥氮,说明残留氮肥可长期固持在土壤氮库中。根据作物籽粒、秸秆和表层土壤的 ^{15}N 丰度的衰减模型可知, N100 和 N250 处理下残留化肥氮在土壤中的平均停留时间约为 45 年和 54 年(图 3)。这表明在本研究中,土壤残留化肥氮对作物的有效性将会再持续 $28\sim 37$ 年。Sebilo 等^[8]预测甜菜-冬小麦体系下的残留化肥氮至少需要一个世纪才能从土壤中去掉,显著长于本试验预测的氮肥残效停留时间,主要原因可能是不同作物体系作物对残留化肥氮的利用效率不同,本研究中水稻对残留氮肥的吸收利用率要显著高于冬小麦,因此,作物对残留化肥氮的回收率越大,其停留时间可能会越短。此外,长期施用氮肥也会影响残留化肥氮的后效及其持续



注：氮输入包括干湿沉降、作物固氮、灌溉、种苗及当季投入的化肥氮。氮输出为作物地上部吸收氮量和化肥氮损失。其中2003—2004年当季小麦氮沉降数据来自谢迎新^[23]，2004—2021年17个稻麦轮作年的氮沉降数据来源于已发表的文献^[2, 23-29]，部分缺值用年平均值代替。生物固氮量数据来自朱兆良和文启孝^[30]。灌溉及种苗氮输入的数据来自 Zhao 等^[2]。Note: N input includes dry and wet deposition, Non-symbiotically N fixed, irrigation, seeding and chemical fertilizer N input in the current season. N output is the N uptake by crops and the loss of chemical fertilizer N. The N deposition data for 2003-2004 wheat from Xie^[23]; And the N deposition data of rice-wheat rotation from 2004 to 2021 are from the published studies^[2, 23-29]. The data of Non-symbiotically N fixed is from Zhu and Wen^[30], and irrigation and seedling nitrogen input are from Zhao et al^[2].

图6 试验期间0~20 cm土壤氮素表观平衡估算

Fig. 6 Estimation of apparent nitrogen balance in 0–20 cm soil during the experiment period

时间。大量研究表明，施用无机氮肥会促进土壤有机氮的矿化，增加作物对土壤本底氮的吸收，这种现象称为氮肥的激发效应^[31]。因此，长期施氮在一定程度上可促进土壤固持残留化肥氮的释放，缩短残留化肥氮在土壤中的停留时间。同时，长期施氮也会促进作物生长，增强作物对氮的吸收能力，导致更多的残留化肥氮被后季作物吸收，缩短残留时间。因此，与本研究预测的结果相比，稻麦轮作农田在长期施用氮肥情况下土壤残留化肥氮的停留时间可能会更短。尽管不同作物体系残留化肥氮的停留时间不同，但其在土壤中的持续时间均高达几十年，进一步表明残留化肥氮对补充土壤有机氮库具有重要意义。

大量研究表明，施入稻田的化肥氮在第一季收获后主要残留在0~20 cm的土壤中，残留量可占总

残留量的60%~90%^[5, 7, 32]。本研究也证实了该现象，即使17年后，稻麦轮作农田残留的化肥氮仍主要存在于0~20 cm的表层土壤，占总氮肥残留量的73.5%~78.5%，表明残留氮不易进入深层土壤。部分原因可能是由于水稻土壤长期耕作形成的紧密犁底层限制了氮肥的下移^[33]，导致稻麦农田的氮淋溶较低。田玉华等^[13]在太湖地区稻麦轮作系统的研究结果表明，当季水稻收获后，绝大多数化肥氮残留于0~20 cm的土层中，经过4个生长季20~60 cm土层的残留氮仅占施氮量的0.1%~0.9%。其次，太湖地区稻麦农田土壤的反硝化作用强烈，表层土壤硝酸盐含量低，而且淋溶至深层土壤的硝酸盐也会通过反硝化过程去除，这是稻麦轮作农田残留化肥氮在深层土壤残留量较低的另一原因^[34]。水稻是浅根作物，其根系通常在犁底层之上的耕层土壤，很

少穿透至 20 cm 以下，压实的犁底层同样会限制小麦根系的生长。因此残留于 20~100 cm 深层土壤的残留化肥氮较少被后季作物再次利用。

3.3 残留化肥氮的损失

基于当季小麦氮肥利用率和 0~20 cm 土壤残留率，可计算得出当季化肥氮表观损失率为 32.0%~39.2%，这部分化肥氮可能损失到环境或迁移至深层土壤。本研究结果（图 5）显示稻麦轮作农田残留化肥氮主要被表层土壤（0~20 cm）固持而不易迁移至深层土壤，这表明当季未知去向的化肥氮绝大部分已损失进入环境，且 0~20 cm 土壤残留化肥氮在后季作物种植期间的去向可代表土壤总残留化肥氮的去向。在后 17 年稻麦轮作中，表层土壤残留化肥氮的减少量大部分被作物吸收利用（67%~81%），仅有少部分损失或进入深层土壤（19%~33%）（表 1）。根据同位素质量平衡估算的观测期内化肥氮累积总损失率为 36.3%~39.9%，与基于当季小麦氮肥利用率和 0~20 cm 土壤残留率计算得出的当季化肥氮表观总损失率 32.0%~39.2% 较为接近。这也进一步说明在稻麦轮作农田中土壤残留化肥氮的损失非常小，氮肥损失主要发生在施肥当季。Zhao 等^[2]研究发现，太湖稻麦农田氮素通过径流、淋溶、氨挥发和反硝化途径损失分别占农田总氮输出的 9.9%、2.7%、17.3% 和 21.6%。由于土柱试验排除了径流损失，因此本研究当季氮肥的损失途径为淋溶、氨挥发和反硝化，且主要为气态损失。此外，本研究结果说明可将当季氮肥总回收（作物回收+土壤残留）作为稻麦轮作体系有效的氮素管理指标，用于对比不同尺度下的氮素管理水平。这验证了巨晓棠^[35]提出的氮肥有效率的概念，即将作物吸收和土壤残留均视为对氮肥的有效回收；该概念考虑了氮肥后效和对土壤氮消耗的补偿作用，可客观评估氮肥利用和氮肥损失的实际情况。

本研究表明，残留化肥氮在后续生长季的损失较少，这与 Sebiló 等^[8]的研究结果不同，其发现有相当一部分土壤残留化肥氮进入环境，施肥后的 27 年内，甜菜-冬小麦种植系统累积氮淋溶损失可达初始施氮量的 8%~12%，此外，另有一部分残留氮以气态形式通过氨挥发和反硝化方式损失掉。出现差异的原因可能在于：（1）氮淋溶强度不同，稻麦轮作农田的氮淋溶量较低，当季氮淋溶损失仅占施氮

量的 0.6%~4%^[36-37]，因此基本可忽略残留化肥氮的淋溶损失；（2）残留化肥氮的存在形态或周转机制不同。如在稻麦轮作农田下的稻季，淹水会抑制硝化作用，矿化出的残留化肥氮可能更多以铵态氮的形式存在，损失途径主要是氨挥发。但前人^[38]研究发现稻麦轮作农田残留化肥氮以氨挥发形式的损失非常低，施肥后 5 季的氨挥发累积损失量仅占初始施氮量的 0.11%。部分残留化肥氮可能在小麦季通过反硝化过程损失，但对于稻麦轮作体系而言，总的气态损失依然较低。由于缺少相关研究，这部分推论仍需进一步验证。因此，未来应加强对残留化肥氮在土壤中的存在形态及周转机制的研究，从而为高效调控土壤残留氮损失和提高氮肥利用效率提供理论指导。

4 结 论

在长期不施氮的稻麦轮作农田中，土壤残留化肥氮在后续 17 年间向后季作物累积贡献了 12.2%~15.8% 的初始标记氮肥，显著增加了氮肥的累积利用率。土壤残留化肥氮主要被表层土壤（0~20 cm）固持而较少进入深层土壤，即使在施氮 17 年后，表层土壤残留化肥氮量仍占总残留化肥氮量的 73.5%~78.5%。施入的氮肥共有 36.3%~39.9% 损失至环境中，其中绝大部分损失发生在施肥当季，残留化肥氮在后续作物生长季的损失较小。因此，通过合理的农田管理措施减少氮肥当季损失，保留更多氮于土壤中，可有效提高氮肥累积利用率，提高作物产量。

参考文献 (References)

- [1] Nawaz A, Farooq M, Nadeem F, et al. Rice-wheat cropping systems in South Asia: issues, options and opportunities[J]. *Crop and Pasture Science*, 2019, 70 (5): 395—427.
- [2] 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 (3): 1068—1078.
- [3] Ma S Y, Hou J Y, Wang Y Y, et al. Research progress on efficient utilization of inorganic nitrogen in rice and wheat rotation system[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2021, 52 (6): 1496—1504.[马尚宇, 侯君佑,

- 王艳艳,等. 稻麦轮作系统无机氮肥高效利用研究进展[J]. 土壤通报, 2021, 52(6): 1496—1504.]
- [4] Li P F, Li X K, Hou W F, et al. Studying the fate and recovery efficiency of controlled release urea in paddy soil using ^{15}N tracer technique [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2018, 51(20): 3961—3971.[李鹏飞, 李小坤, 侯文峰, 等. 应用 ^{15}N 示踪技术研究控释尿素在稻田中的去向及利用率 [J]. 中国农业科学, 2018, 51(20): 3961—3971.]
- [5] Fan P F, Liu W M, Yang Y, et al. Quantitative study on nitrogen fate and residual effect of double cropping rice fields in Hunan [J]. *Journal of Southern Agriculture*, 2021, 52(1): 45—54.[樊鹏飞, 刘伟民, 杨勇, 等. 湖南双季稻田氮素去向及残效定量研究 [J]. 南方农业学报, 2021, 52(1): 45—54.]
- [6] Macdonald A J, Poulton P R, Stockdale E A, et al. The fate of residual ^{15}N -labelled fertilizer in arable soils: its availability to subsequent crops and retention in soil [J]. *Plant and Soil*, 2002, 246(1): 123—137.
- [7] Wang Z H, Li S X, Wang X N, et al. Nitrate nitrogen residue and leaching in dryland soil and influence factors [J]. *Soils*, 2006, 38(6): 676—681.[王朝辉, 李生秀, 王西娜, 等. 旱地土壤硝态氮残留淋溶及影响因素研究 [J]. 土壤, 2006, 38(6): 676—681.]
- [8] Sebilio M, Mayer B, Nicolardot B, et al. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(45): 18185—18189.
- [9] Dang T H, Cai G X, Guo S L, et al. Study on nitrogen efficiencies of dry land wheat by ^{15}N labeled fertilizer [J]. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 2003, 17(4): 280—285.[党廷辉, 蔡贵信, 郭胜利, 等. 用 ^{15}N 标记肥料研究旱地冬小麦氮肥利用率与去向[J]. 核农学报, 2003, 17(4): 280—285.]
- [10] Dong X X, Liu X Y, Ren C L, et al. Fate and residual effect of fertilizer nitrogen under winter wheat-summer maize rotation in North China Plain in meadow cinnamon soils[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(11): 2209—2216.[董娴娴, 刘新宇, 任翠莲, 等. 潮褐土冬小麦-夏玉米轮作体系氮肥后效及去向研究[J]. 中国农业科学, 2012, 45(11): 2209—2216.]
- [11] Jia S L, Wang X B, Yang Y M, et al. Fate of labeled urea- ^{15}N as basal and topdressing applications in an irrigated wheat-maize rotation system in North China Plain: I winter wheat [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2011, 90(3): 331—346.
- [12] Ju X T, Liu X J, Pan J R, et al. Fate of ^{15}N -labeled urea under a winter wheat-summer maize rotation on the North China Plain [J]. *Pedosphere*, 2007, 17(1): 52—61.
- [13] Tian Y H, Yin B, He F Y, et al. Recovery by crop and loss of nitrogen fertilizer applied in rice season in Taihu Lake region[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2009, 15(1): 55—61.[田玉华, 尹斌, 贺发云, 等. 太湖地区水稻季氮肥的作物回收和损失研究 [J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(1): 55—61.]
- [14] Huang D M, Zhu P L, Gao J H. Residual effects of organic and inorganic fertilizer nitrogen in paddy field and dryland [J]. *Science in China Series B*, 1982, 12(10): 907—912.[黄东迈, 朱培立, 高家骅. 有机、无机态肥料氮在水田和旱地的残留效应 [J]. 中国科学(B辑), 1982, 12(10): 907—912.]
- [15] Ju X T, Pan J R, Liu X J, et al. Study on the fate of nitrogen fertilizer in winter wheat/summer maize rotation system in Beijing suburban [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2003, 9(3): 264—270.[巨晓棠, 潘家荣, 刘学军, 等. 北京郊区冬小麦/夏玉米轮作体系中氮肥去向研究 [J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(3): 264—270.]
- [16] Hart P B S, Powlson D S, Poulton P R, et al. The availability of the nitrogen in the crop residues of winter-wheat to subsequent crops [J]. *Journal of Agricultural Science*, 1993, 121: 355—362.
- [17] Liu X J, Ai Y W, Zhang F S, et al. Crop production, nitrogen recovery and water use efficiency in rice-wheat rotation as affected by non-flooded mulching cultivation (NFMC)[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2005, 71(3): 289—299.
- [18] Smith C J, Chalk P M. The residual value of fertiliser N in crop sequences: An appraisal of 60 years of research using ^{15}N tracer [J]. *Field Crops Research*, 2018, 217: 66—74.
- [19] Frick H, Oberson A, Cormann M. et al. Similar distribution of ^{15}N labeled cattle slurry and mineral fertilizer in soil after one year [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2022, <https://doi.org/10.1007/s10705-022-10205-5>.
- [20] Wang X N, Wang Z H, Li H, et al. Dynamics and availability to crops of residual fertilizer nitrogen in upland soil [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53(5): 1202—1212.[王西娜, 王朝辉, 李华, 等. 旱地土壤中残留肥料氮的动向及作物有效性 [J]. 土壤学报, 2016, 53(5): 1202—1212.]
- [21] Yan X Y, Ti C P, Vitousek P, et al. Fertilizer nitrogen recovery efficiencies in crop production systems of China with and without consideration of the residual effect of nitrogen [J]. *Environmental Research Letters*, 2014, 9(9): 095002.
- [22] Ju X T, Xing G X, Chen X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(9): 3041—3046.
- [23] Xie Y X. Nitrogen originating from environment in paddy ecosystem under anthropogenic influences[D]. Nanjing:

- Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, 2006. [谢迎新. 人为影响下稻田生态系统环境来源氮解析[D] 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 2006.]
- [24] Niu Y, Niu Y, Wang L J, et al. Comparative study on nitrogen and phosphorus characteristics of atmospheric wet deposition in Lake Taihu from 2009 to 2018[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 33 (1): 122—129.[牛勇, 牛远, 王琳杰, 等. 2009—2018 年太湖大气湿沉降氮磷特征对比研究[J]. *环境科学研究*, 2020, 33 (1): 122—129.]
- [25] Cui J, Zhou J, Peng Y, et al. Atmospheric wet deposition of nitrogen and sulfur in the agroecosystem in developing and developed areas of Southeastern China [J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 89: 102—108.
- [26] Zhu J X, He N P, Wang Q F, et al. The composition, spatial patterns, and influencing factors of atmospheric wet nitrogen deposition in Chinese terrestrial ecosystems [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 511: 777—785.
- [27] Ti C P, Gao B, Luo Y X, et al. Dry deposition of N has a major impact on surface water quality in the Taihu Lake region in southeast China [J]. *Atmospheric Environment*, 2018, 190: 1—9.
- [28] Chen X, Wang Y H, Ye C, et al. Atmospheric nitrogen deposition associated with the eutrophication of Taihu Lake[J]. *Journal of Chemistry*, 2018: 4017107.
- [29] Xu Z B, Yang Y, Bian L, et al. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in Taihu Lake[J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2019, 11 (4): 37—42.[许志波, 杨仪, 卞莉, 等. 太湖大气氮、磷干湿沉降特征[J]. *环境监控与预警*, 2019, 11 (4): 37—42.]
- [30] Zhu Z L, Wen Q X. Soil nitrogen in China [M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992. [朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素 [M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992.]
- [31] Yang B G, Cai S Y, Liu Y J, et al. Soil nitrogen supply and retention capacity determine the effect and utilization rate of nitrogen fertilizer in paddy field[J]. *Acta Pedologica Sinica*, DOI: 10.11766/trxb202104070181. [杨秉庚, 蔡思源, 刘宇娟, 等. 土壤供保氮能力决定稻田氮肥增产效果和利用率[J]. *土壤学报*, DOI: 10.11766/trxb202104070181.]
- [32] Chen Z M, Wang H Y, Liu X W, et al. The effect of N fertilizer placement on the fate of urea-¹⁵N and yield of winter wheat in southeast China [J]. *PLoS One*, 2016, 11 (4): e0153701..
- [33] Yao S H, Zhang B, Hu F, et al. Fate of nitrogen fertilizer in paddy fields different in cultivation history and slope position in a red soil region [J]. *Soils*, 2007, 39 (4): 582—588.[尧水红, 张斌, 胡锋, 等. 不同利用年限不同坡位的红壤水稻田化肥氮去向 [J]. *土壤*, 2007, 39 (4): 582—588.]
- [34] Yan X Y, Zhou W. Groundwater nitrate removal through denitrification under farmland in Yangtze River Delta[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (2): 350—362.[颜晓元, 周伟. 长江三角洲农田地下水反硝化对硝酸盐的去除作用[J]. *土壤学报*, 2019, 56 (2): 350—362.]
- [35] Ju X T. The concept and meanings of nitrogen fertilizer availability ratio—Discussing misunderstanding of traditional nitrogen use efficiency[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (5): 921—933.[巨晓棠. 氮肥有效率的观念及意义——兼论对传统氮肥利用率的理解误区[J]. *土壤学报*, 2014, 51 (5): 921—933.]
- [36] Wang L, Zhao X, Gao J, et al. Effects of fertilizer types on nitrogen and phosphorous loss from rice-wheat rotation system in the Taihu Lake region of China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2019, 285: 106605.
- [37] Zhang M, Tian Y H, Zhao M, et al. The assessment of nitrate leaching in a rice-wheat rotation system using an improved agronomic practice aimed to increase rice crop yields [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 241: 100—109.
- [38] Zhao X, Yan X Y, Xie Y X, et al. Use of nitrogen isotope to determine fertilizer-and soil-derived ammonia volatilization in a rice/wheat rotation system [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2016, 64 (15): 3017—3024.

(责任编辑: 陈荣府)