

基于氮收支平衡的河套灌区春小麦农田灌溉和施氮策略

李 越^{1,2}, 李根东³, 陈志君^{1,4}, 张雪晨^{1,2}, 黄冠华^{1,2*}

(1. 中国农业大学, 中国-以色列国际农业研究培训中心, 北京 100083; 2. 中国农业大学, 中国农业水问题研究中心, 北京 100083; 3. 内蒙古河套灌区水利发展中心, 巴彦淖尔 015000; 4. 沈阳农业大学水利学院, 沈阳 110866)

摘 要: 针对中国黄河中上游河套灌区不合理灌溉和施肥造成的土壤氮素流失严重及氮收支不平衡等问题, 该研究于 2019—2021 年开展田间试验, 探讨不同灌溉和施肥策略对土壤氮损失、作物氮吸收及氮收支的影响。试验设置了 3 个灌溉水平 (高水 I1: 450 mm, 中水 I2: 315 mm, 低水 I3: 180 mm) 和 2 个施氮水平 (高氮 N1: 340 kg/hm², 低氮 N3: 170 kg/hm²), 此外, 2020 和 2021 年在中等灌溉水平 I2 下补充了中等施氮水平 (250 kg/hm², N2), 对不同处理的土壤氮损失、作物氮吸收及氮收支等指标进行了对比分析。结果表明, 肥料氮是农田氮输入的主要来源, 其次是灌溉水、大气沉降和非豆科作物固定。作物吸氮占土壤氮输出的比例最大, 其次是 NO₃⁻-N 淋失、NH₃ 挥发和 N₂O 排放。对于氮输入而言, 其值随着灌水量和施氮量的减少而降低。对于土壤氮输出而言, 减少灌水量和施氮量可显著降低土壤总氮损失量, 但过低的灌水量和施氮量将导致小麦吸氮量的降低。传统的 N1 施氮处理可导致土壤氮素盈余, 而施氮量降低 50% 的 N3 处理则导致土壤氮素大量亏缺。对照处理 (I1N1) 的土壤氮损失量最高, 该处理氮损失占土壤氮输出的比例高达 25%~35%, 其中 NO₃⁻-N 淋失和 NH₃ 挥发占总氮损失的 95% 以上。与对照处理相比, I2N2 处理可减少 21%~29% 的氮损失, 且作物吸氮几乎未受到影响。同时, 该处理土壤氮素处于轻度亏缺状态, 其亏缺量为 28~50 kg/hm², 占总施氮量的 11%~20%。若在收获后将 4~8 t/hm² 的小麦秸秆还田, 则可保持麦田土壤的氮收支平衡。因此, 通过改善灌溉和施肥策略并配合适当的秸秆还田可以有效缓解河套灌区春小麦农田的氮损失且实现土壤氮平衡, 该研究可为干旱半干旱地区春小麦农田可持续生产和氮污染物减排提供科学依据。

关键词: 氮; 地下水; 温室气体; 水肥管理; 排放; 污染物; 环境

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.17.007

中图分类号: S274

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2022)-17-0061-12

李越, 李根东, 陈志君, 等. 基于氮收支平衡的河套灌区春小麦农田灌溉和施氮策略[J]. 农业工程学报, 2022, 38(17): 61-72. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.17.007 http://www.tcsae.org

Li Yue, Li Gendong, Chen Zhijun, et al. Irrigation and N application strategies for spring wheat fields in the Hetiao irrigation district based on N balance[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2022, 38(17): 61-72. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.17.007 http://www.tcsae.org

0 引言

全球范围内, 灌溉和施肥已经成为干旱半干旱地区粮食生产的重要农田管理措施。在过去的几十年里, 大量的灌溉水和氮肥被用于农业生产, 尽管在很大程度上提高了作物产量, 但也产生了大量的氮污染物, 如 NH₃、N₂O 和 NO₃⁻-N 等^[1-2]。这些氮污染物的排放带来了温室效应、臭氧层破坏、地下水硝酸盐污染等一系列不利的环境和气候问题^[3]。然而, 如果氮肥供应量过低则不能满足作物对氮素的需求, 从而导致土壤氮亏缺和土壤肥力下降, 最终导致农田系统功能退化^[4]。因此, 平衡农田系统中土壤氮收支对于降低环境污染风险、维持作物产量和

土壤肥力至关重要。

灌溉可以增加农田系统的氮输入, 但它对不同氮输出途径的影响不同^[4]。许多研究发现, 过度灌溉会导致较高的 NO₃⁻-N 淋失, 而减少灌水量是降低土壤 NO₃⁻-N 淋失的有效途径^[5]。与土壤 NO₃⁻-N 淋失相反, 由于 NH₃ 分子的亲水性, 其挥发量通常随着灌水量的减少而增加。例如, 李银坤等^[6]研究表明, 减少灌水量加剧了农田土壤 NH₃ 挥发。此外, 灌溉对 N₂O 排放和作物氮吸收的影响在不同条件下有所不同^[7]。雷宏军等^[8]研究发现, 在中国北方干旱半干旱地区, 土壤 N₂O 排放随着灌水量的增加而增加。但 Lam 等^[7]研究发现, 在半干旱地区, 补充灌溉反而显著降低了土壤 N₂O 排放。对于作物氮吸收而言, Djaman 等^[9]研究发现, 在 0~180 mm 的灌水量范围内, 作物吸氮量随着灌水量的增加而增加。但杨晓亚等^[10]的研究表明, 作物吸氮量在灌溉 120 和 180 mm 之间无显著差异。可以看出, 灌溉对农田土壤氮输出的综合影响尚不完全清楚。

氮肥是农田土壤氮输入的主要途径, 同时也与土壤各项氮输出密切相关。在合理的范围内增加施氮量可以通过

收稿日期: 2022-05-08 修订日期: 2022-08-10

基金项目: 国家自然科学基金重点国际合作项目 (52220105007); 国家自然科学基金黄河水科学研究联合基金重点项目 (U2243217); 内蒙古自治区科技重大专项 (2020, 2021)

作者简介: 李越, 博士生, 研究方向为农业高效用水管理及其生态环境效应。

Email: yue_li@cau.edu.cn

*通信作者: 黄冠华, 博士, 教授, 研究方向为农业水文模拟与农业高效用水。

Email: ghuang@cau.edu.cn

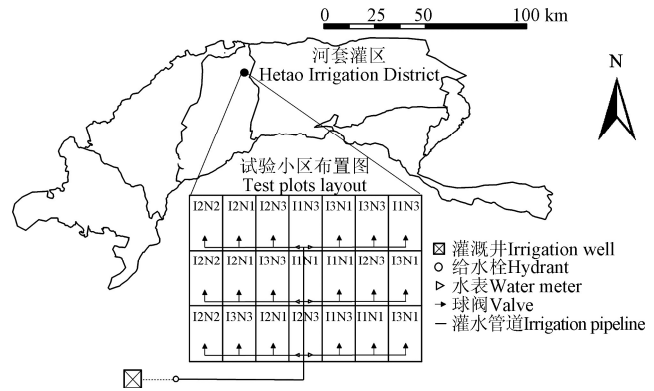
提高土壤速效氮含量进而促进作物对氮素的吸收^[11]。例如, Shi 等^[12]研究发现, 在小麦农田系统中, 将施氮量从 0 增加至 300 kg/hm² 可以显著提高作物的氮素吸收量。然而, 过度的氮输入对于作物吸氮量增加效果不显著, 反而会导致大量氮素在土壤中残留, 这增加了土壤氮损失的风险^[13]。Zhang 等^[4]的研究发现, 在小麦农田系统中, 与施氮 420 kg/hm² 相比, 施氮 600 kg/hm² 使土壤气态氮损失 (NH₃ 和 N₂O) 显著增加了约 43%。Liu 等^[13]的研究发现, 在小麦-玉米种植系统中, 土壤 NO₃⁻-N 淋失量与氮肥投入量呈正相关关系, 将施氮量从 240 kg/hm² 增加到 360 kg/hm² 使作物生育期内的 NO₃⁻-N 淋失量提高了约 42%。

气候干旱的河套灌区是中国重要的优质春小麦生产基地之一, 在保障中国粮食安全方面发挥着重要作用。在该地区, 农民通常进行过度灌溉和施肥来保证小麦高产。相关研究表明, 春小麦生育期内的灌水量可达 300 mm, 部分地区甚至超过了 450 mm, 并且施氮量高达 350 kg/hm²^[14]。过度的氮肥投入无疑会导致土壤氮素大量盈余, 显著提高了 NH₃ 挥发、N₂O 排放和 NO₃⁻-N 淋失的风险。在大量灌溉水的驱动下, 超过 18% 的肥料氮以 NH₃ 挥发和 N₂O 排放的方式进入大气^[15], 约 30% 的肥料氮以 NO₃⁻-N 的形式被淋洗进入地下水^[16]。如此长期大量的氮污染物排放严重威胁到中国黄河中上游地区的地下水和大气环境。因此, 在保持作物氮素吸收和土壤肥力的前提下, 改善该地区传统的灌溉和施肥策略, 降低农田系统的氮损失势在必行。然而, 关于中国黄河中上游河套灌区不同灌溉和施肥条件下农田氮损失及土壤氮收支的研究仍较为罕见。因此, 为解决农田土壤氮流失造成的一系列环境和土壤问题, 本研究探讨灌溉施肥对农田土壤氮收支的影响, 在此基础上考虑土壤氮损失减排、作物氮吸收和土壤肥力保持, 提出适宜该地区春小麦可持续生产的灌溉和施肥策略, 以期对试验区春小麦农田可持续生产和氮污染物减排提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究于 2019—2021 年在内蒙古自治区巴彦淖尔市中国农业大学河套实验站 (41°09'N; 107°39'E) 开展, 实验站具体位置见图 1。该地区平均海拔 1 031 m, 属半干旱温带大陆性气候, 日照充足, 昼夜温差大, 多年平均气温 6.8 ℃。降水量少, 蒸发量大, 地下水埋深浅。多年平均降水量仅 160~240 mm, 蒸发量可达 2 200~2 400 mm, 作物生长季节内的地下水埋深一般在 1.2~2.7 m 之间变化^[17]。2019—2021 年春小麦生育期内逐日降水量和平均气温见图 2。试验地 0~70 cm 土壤为粉质壤土, 70~100 cm 为壤土。0~100 cm 土壤平均有机质含量为 14.33 g/kg, 平均容重为 1.44 g/cm³, 详细的土壤理化性质见表 1。



注: I1, 高水 450 mm; I2, 中水 315 mm; I3, 低水 180 mm。N1, 高氮 340 kg·hm⁻²; N2, 中氮 250 kg·hm⁻²; N3, 低氮 170 kg·hm⁻²。下同。
Note: I1 denote high irrigation water, 450 mm; I2 denote medium irrigation water, 315 mm; I3 denote low irrigation water, 180 mm。N1 denote high nitrogen application, 340 kg·hm⁻²; N2 denote medium nitrogen application, 250 kg·hm⁻²; N3 denote low nitrogen application, 170 kg·hm⁻²。Same as below.

图 1 试验区位置示意图

Fig.1 Schematic of experimental field location

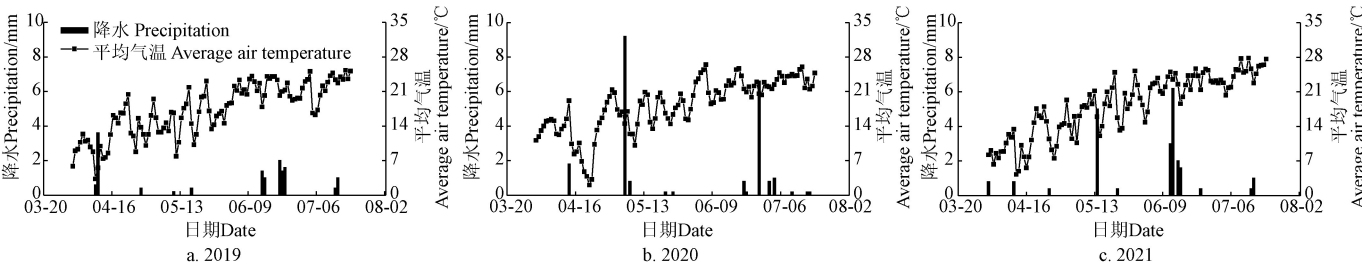


图 2 2019—2021 年春小麦生育期内逐日降水量和平均空气温度

Fig.2 Daily precipitation and average air temperature during the spring wheat growing period in 2019—2021

表 1 试验田土壤的主要物理和化学性状指标

Table 1 Main of physical and chemical characteristics of soil profiles in test plots

土层深度 Soil depth/ cm	容重 Bulk density/ (g·cm ⁻³)	颗粒组成 Particle composition/%			质地 Texture	田间持水量 Field capacity/ (cm ³ ·cm ⁻³)	凋萎点 Wilting point/ (cm ³ ·cm ⁻³)	有机质 Organic matter/ (g·kg ⁻¹)	土壤盐分 Soil salinity/ (g·kg ⁻¹)	pH 值 pH value
		黏粒	粉粒	砂粒						
0~25	1.44	14	72.6	13.4	粉质壤土	0.35	0.08	18.3	0.91	7.9
>25~50	1.39	4.2	59.8	36.0	粉质壤土	0.26	0.03	13.9	0.76	8.1
>50~70	1.38	17.4	80.3	2.3	粉质壤土	0.39	0.1	12.9	0.84	8.1
>70~100	1.53	11.5	43.7	44.8	壤土	0.28	0.07	12.3	0.99	8.2

1.2 试验设计

田间试验的春小麦种植品种为永良 4 号, 2019 和 2020 年在 3 月 15 日播种, 7 月 20 日收获, 由于耕作原因, 2021 年在 4 月 6 日播种, 7 月 20 日收获。种植行距 15 cm, 每穴间隔 5 cm, 种植密度 6.03×10^6 株/hm²。在该地区, 春小麦生育期内灌水量最高可达 450 mm, 施氮量可达 340 kg/hm²^[5,14]。因此, 本研究以当地灌溉和施氮量为对照, 参考前人推荐的灌水和施氮量^[5,16], 设置了不同的节水和减氮处理。具体如下: 试验设置 3 个灌溉水平 (高水 I1: 450 mm, 中水 I2: 315 mm 和低水 I3: 180 mm) 和 2 个施氮水平 (高氮 N1: 340 kg/hm² 和低氮 N3: 170 kg/hm²)。共 6 种灌溉施肥组合: I1N1, I2N1, I3N1, I1N3, I2N3 和 I3N3。此外, 2020 和 2021 年在中等灌溉水平 I2 下还考虑了中等施氮水平 N2: 250 kg/hm²。每个处理 3 个重复, 2019 年共 18 个小区, 2020 和 2021 年共 21 个小区, 每个小区面积 175 m², 长×宽为 25 m×7 m。试验田四周预留宽 10 m 的保护行以避免当地农民灌溉和施肥的影响。此外, 每个小区四周设置田埂高×宽为 0.4 m×0.6 m, 以尽量减少相邻小区的水平干扰。在所有处理中, I1N1 处理为对照, 与当地农民传统的灌溉和施肥措施一致。

灌溉方式为畦灌, 每个处理的灌水量用精度为 0.001 m³ 的 LXS-25E 型旋翼式水表 (宁波甬升水表实业有限公司) 控制。2019—2021 年均分在分蘖期, 拔节期和抽穗期进行 3 次等量灌溉 (2019 和 2020 年灌溉时间依次为 5 月 10 日, 5 月 21 日和 6 月 18 日, 2021 年灌溉时间依次为 5 月 17 日, 5 月 28 日和 6 月 25 日)。对于 I1, I2 和 I3 灌溉处理, 每次灌溉的灌水定额分别为 150、105 和 60 mm。为了确保每个小区的灌溉均匀性, 在每季小麦播种前采用激光平地机对试验田土地进行平整, 同时, 在灌水过程中, 每个小区纵向均匀布置了 3 个出水口。每季的基肥随小麦播种同时施入, 各处理基肥为相同用量的磷肥 (以 P₂O₅ 计, 95 kg/hm²), 钾肥 (以 K₂O 计, 95 kg/hm²) 和氮肥 (以 N 计, 50 kg/hm²)。根据每个处理设计的总施氮量, 施入基肥后剩余氮肥的 60% 在小麦分蘖期追施, 40% 在拔节期追施。在这 2 个生育期灌溉前将肥料均匀撒施在土壤表面 (2019 和 2020 年追肥时间为 5 月 10 日和 5 月 21 日, 2021 年追肥时间为 5 月 17 日和 5 月 28 日)。磷肥、钾肥和氮肥选用当地常用的磷酸二铵、硫酸钾和尿素。肥料类型、施肥方式、施肥时间与当地春小麦生产一致。具体的灌溉和施肥制度见表 2。

表 2 春小麦农田的灌溉和施肥制度

Table 2 Irrigation and fertilization regimes of spring wheat farmland

处理 Treatments	灌水定额 Irrigation quota/(mm·次 ⁻¹)			灌溉定额 Irrigation norm/mm	播种时施磷量 Phosphorus application at seeding/(kg·hm ⁻²)	播种时施钾量 Potassium application at seeding/(kg·hm ⁻²)	施氮量 Nitrogen application/(kg·hm ⁻²)			
	分蘖期 Tillering	拔节期 Jointing	抽穗期 Heading				播种时 Seeding	分蘖期 Tillering	拔节期 Jointing	总计 Total
I1N1	150	150	150	450	95	95	50	174	116	340
I2N1	105	105	105	315	95	95	50	174	116	340
I3N1	60	60	60	180	95	95	50	174	116	340
I1N3	150	150	150	450	95	95	50	72	48	170
I2N3	105	105	105	315	95	95	50	72	48	170
I3N3	60	60	60	180	95	95	50	72	48	170
I2N2	105	105	105	315	95	95	50	120	80	250

1.3 样品采集及确定

土壤氮素淋失的测量方法与 Li 等^[18]相同。在每个小区中间埋设一个高 100 cm, 直径 40 cm 的圆柱体和 40 cm 高的锥形容器组成的钢桶 (渗漏桶), 与土壤表面相平。100 cm 高的圆柱体内填入与田间相同容重的土壤, 底部的锥形容器清空用于收集渗滤液。每次灌溉和降雨后 48 h 内用真空泵抽取渗滤液, 直至完全清空, 并据此测量渗滤液的体积。同时, 使用紫外分光光度计 (UV-3100, 中国) 测量渗滤液中硝态氮的浓度。渗漏桶中收集的土壤溶液仅用于定量描述随着灌溉和降雨而引起的氮素淋失量, 暂未考虑地下水的毛管补偿作用。

使用通风法测量每个小区的土壤 NH₃ 挥发量^[19]。将直径 16 cm, 高 25 cm 的 PMMA 采样管插入土壤 5 cm 深, 并将两层浸泡过磷酸甘油的海绵置于通气管内。上层海绵用于消除大气中 NH₃ 的影响, 下层海绵用于吸收土壤中挥发的 NH₃。在试验过程中平均每 10 d 收集和更换一次海绵。灌溉和施肥后, 采样间隔缩短至 2 d。采样后立即将含有 NH₄⁺-N 样品的海绵带到实验室并浸入 500 mL 浓度为 1.0 mol/L 的 KCl 溶液中。将浸泡的样品海绵和溶

液用体积为 1 L 聚乙烯瓶密封并在往复式震荡器上以 200 rpm/min 的速度振动 1 h。使用紫外分光光度计测量每个样品提取液中的 NH₄⁺-N 浓度。

使用静态箱法收集每个小区土壤排放的 N₂O。静态箱系统由一个固定在土壤中 20 cm 深的底座 (50 cm×50 cm×25 cm) 和一个可移动的顶箱 (50 cm×50 cm×100 cm) 组成。底座为不锈钢材质, 顶箱为聚甲基丙烯酸甲酯材质。静态箱底座和顶箱连接处采用水封的方式保证气密性。在顶箱上部安装一个小风扇以混合静态箱内的气体。静态箱内安装温度计用于测量内部空气温度。每次从 09:00 至 10:00, 使用 50 mL 聚丙烯注射器从静态箱内连续收集 4 个气体样品, 采样间隔为 15 min, 并将气体储存在气袋中。使用气相色谱仪 (GC-2014C, 日本) 在 48 h 内对气体样品进行分析。

在小麦收获后, 在 0~100 cm 土层采集土壤样品用于测定土壤 NO₃⁻-N 含量。0~20 cm 土层的采样间隔为 10 cm, >20~100 cm 土层的采样间隔为 20 cm。将采集的土样在 2 mol/L 的 KCl 溶液里浸提, 土壤与 KCl 溶液的比例为 1:5。然后用紫外分光光度计测量浸提液中的

NO_3^- -N 浓度。详细的样品制备和计算过程在 Li 等^[16]的研究中进行了描述。

作物氮素吸收量采用干烧法和元素分析仪测定。收获时, 每个小区中选取 1 m^2 的小麦植株, 并从地表收割以测量地上部分干生物量。采集的植物样品首先在 105°C 下烘 1 h 杀青, 然后再以 75°C 的温度将它们烘至恒质量。记录此时的质量为地上部分干生物量。然后, 选择 10 株烘干的植物样品, 用超微粉碎机 (XL-30C, 中国) 粉碎至 0.5 mm 。称取 50.0 mg 粉碎的植物样品, 用锡纸包裹, 然后放入元素分析仪 (Vario Macro CN, 德国) 的自动进样盘中以测量小麦植株中的氮含量。

1.4 数据计算及统计分析

本研究氮收支根据 Howarth 等^[20]推荐的模型建立。农田氮输入考虑了 4 种途径, 包括来自肥料的氮素、来自灌溉水的氮素、大气氮沉降 (干+湿) 和非豆科作物固定。氮输出途径包括作物氮吸收、 NH_3 挥发、 N_2O 排放和 NO_3^- -N 淋失。氮输入和输出之间的差值为 $0\sim 100 \text{ cm}$ 作物主根区土壤总氮储量的变化 (反映土壤氮素的盈余或亏损)^[5]。

来自灌溉水的氮素计算如下:

$$N_{\text{irrigation}} = 0.01 I_{\text{depth}} \cdot C_{\text{NI}} \quad (1)$$

式中 $N_{\text{irrigation}}$ 为灌溉水中的总氮含量, kg/hm^2 ; I_{depth} 为灌溉水量, mm ; C_{NI} 为灌溉水中总氮的浓度, mg/L 。本研究中, C_{NI} 参考冯兆忠等^[21]推荐的值, 约为 $22 \text{ mg}/\text{L}$ 。

大气氮沉降包括干沉降和湿沉降。干沉降是从大气输送到水面和陆地表面的气态氮和固态颗粒状氮^[22]。湿沉降为降水中的氮^[23]。在中国北方地区, 干沉降量每年约为 $50 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ^[24], 湿沉降范围为每年 $19\sim 29 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ^[24]。本研究将年大气氮沉降值 (干+湿) 设定为每年 $75 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。根据小麦生育期持续时间估算, 2019 和 2020 年春小麦生育期内大气氮沉降值约为 $26 \text{ kg}/\text{hm}^2$, 2021 年约为 $22 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。在本研究区, 由于春小麦生育期内降水量及降水中氮含量均相对较低, 因此忽略了年际间降水变化而造成的湿沉降差异。

对于非豆科作物, 非生物固氮的范围为 $4.5\sim 20 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ^[25]。根据 Liu 等^[26]的研究, 本研究将非豆科作物氮固定值设为 $20 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。

小麦生育期内氮素吸收量计算如下:

$$N_{\text{uptake}} = D_b \cdot \text{TN}_r \quad (2)$$

式中 N_{uptake} 为小麦吸氮量, kg/hm^2 ; D_b 为收获时地上部分干生物量, kg/hm^2 ; TN_r 为元素分析仪测定的植物氮含量。

小麦生育期内的累积 NH_3 挥发量计算如下:

$$N_{\text{NH}_3} = \frac{24 R_{\text{avg}} \cdot d}{100} \cdot \frac{14}{17} \quad (3)$$

$$R_{\text{avg}} = \sum_{i=1}^n \frac{R_i \cdot d_i}{d} \quad (4)$$

$$R_i = \frac{M_i}{24 A \cdot d_i} \quad (5)$$

式中 N_{NH_3} 为累积 NH_3 挥发量, kg/hm^2 ; R_{avg} 为小麦生育期内的平均 NH_3 挥发通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; R_i 为第 i 次采样

时的 NH_3 挥发通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; d_i 为 2 次相邻采样的间隔天数, d 为小麦生育期的总天数, d ; M_i 为第 i 次采集的样品海绵中 NH_3 -N 的含量 (mg), 等于提取液中 NH_4^+ -N 的含量; A 为海绵的横截面积, m^2 。

小麦生育期内的累积 N_2O 排放量计算如下:

$$N_{\text{N}_2\text{O}} = \frac{24 F_{\text{avg}} \cdot d}{100} \cdot \frac{7}{11} \quad (6)$$

$$F_{\text{avg}} = \sum_{i=1}^n \frac{F_i \cdot d_i}{d} \quad (7)$$

$$F_i = \frac{dc_i}{dt} \cdot \frac{M}{V_0} \cdot \frac{Pa_i}{P_0} \cdot \frac{T_0}{T_i} \cdot H \quad (8)$$

式中 $N_{\text{N}_2\text{O}}$ 为累积 N_2O 排放量, kg/hm^2 ; F_{avg} 为小麦生育期内的平均 N_2O 排放通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; F_i 为第 i 次采样时的气体排放通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; d 为小麦生育期的总天数, d ; d_i 为 2 次相邻采样的间隔天数, d ; dc_i/dt 为第 i 次采样时静态箱内 N_2O 浓度变化速率, $10^{-6}/\text{min}$; M 为被测气体的摩尔质量, g/mol ; Pa_i 为第 i 次采样周期内的平均大气压力, Pa ; T_i 为第 i 次采样时静态箱内的平均空气温度, K ; V_0 为标准条件下气体的体积, m^3 ; P_0 和 T_0 为标准条件下的压力 (Pa) 和绝对温度 (K); H 为静态箱高度, cm 。

小麦生育期内的 NO_3^- -N 淋失量计算如下:

$$N_{\text{leaching}} = \frac{1}{10^3} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{Cl_i \cdot V_i}{A_i} \quad (9)$$

式中 N_{leaching} 为生育期内累积的 NO_3^- -N 淋失量, kg/hm^2 ; Cl_i 为每次采样时浸出 $0\sim 100 \text{ cm}$ 土层的渗滤液中 NO_3^- -N 的浓度, mg/L ; V_i 为每次采样时测量的渗滤液体积, L ; A_i 为渗滤桶的横截面积, m^2 。

土壤氮素的盈余 (或亏损) 计算如下:

$$N_{\text{sd}} = N_{\text{input}} - N_{\text{output}} \quad (10)$$

式中 N_{sd} 为土壤中盈余 (或缺) 的氮素 (正值表示氮盈余, 负值表示氮亏损), kg/hm^2 ; N_{input} 为土壤总氮输入量, kg/hm^2 ; N_{output} 为土壤总氮输出量, kg/hm^2 。

每项氮收支占总氮收支的比例计算如下:

$$C_{\text{rate}} = \frac{N_j}{N_{\text{Total}}} \times 100 \quad (11)$$

式中 C_{rate} 为每项氮输入 (或输出) 占总氮输入 (或输出) 的比例, %; N_j 为每项氮输入 (或输出) 的值, kg/hm^2 ; N_{Total} 是总氮输入 (或输出) 的值, kg/hm^2 。

本研究使用 SPSS 20.0 软件 (SPSS Inc., Chicago, USA) 对数据结果进行方差分析 (Analysis of Variance, ANOVA)。用最小显著性差异 (Least Significant Difference, LSD) 检验各试验处理间的差异, 显著性水平 0.05。

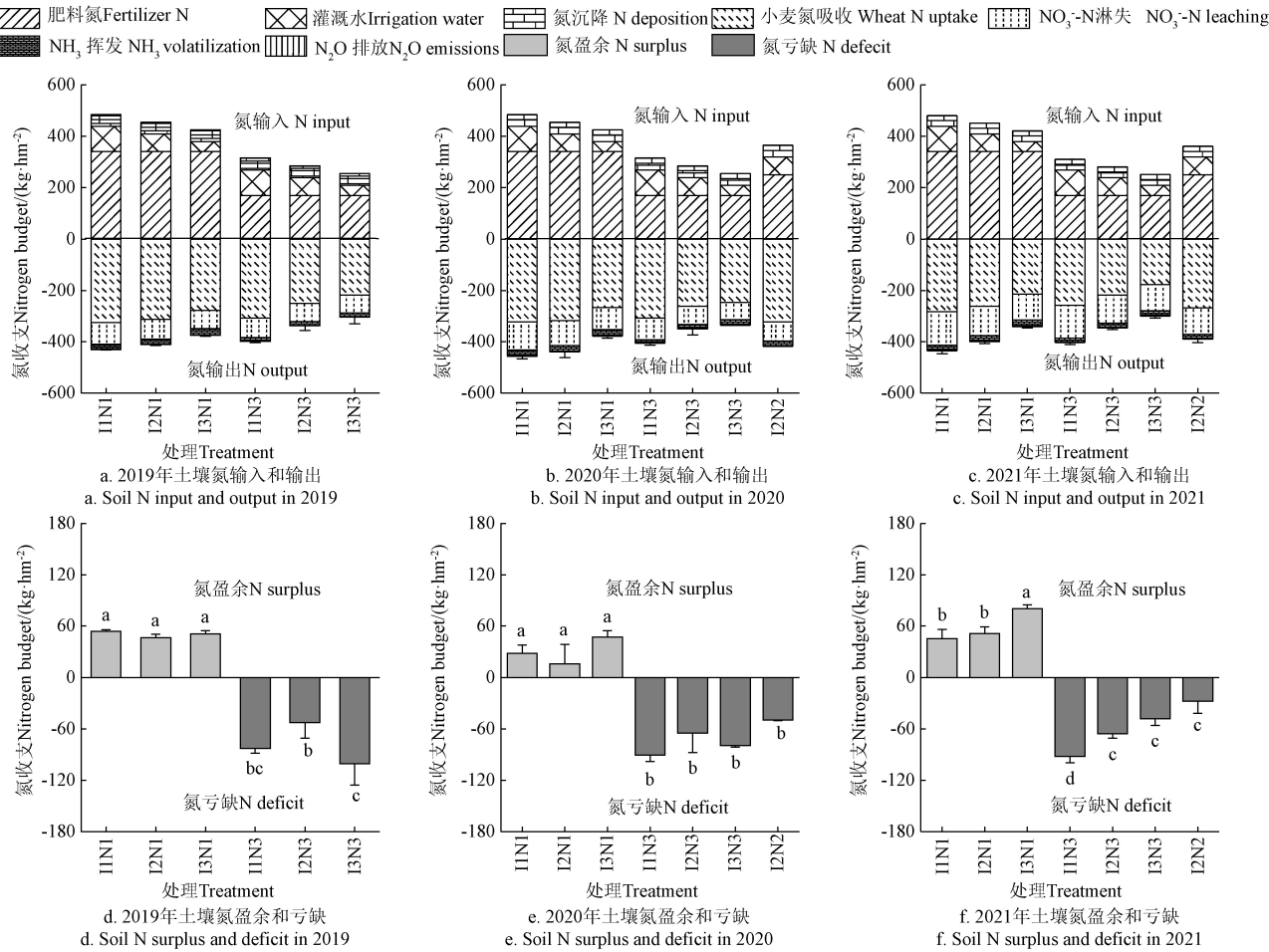
2 结果与分析

2.1 农田土壤氮输入

2019—2021 年春小麦生育期内土壤氮收支见图 3。可以看出, 土壤总氮输入量在 $252\sim 485 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 范围内。肥料氮是小麦农田土壤氮输入的主要来源, 其次是来自灌溉水中的氮、大气氮沉降和非豆科作物固氮 (表 3)。

肥料氮、来自灌溉水中的氮、大气氮沉降和非豆科作物固氮分别约占总氮输入的 60%~81%、9%~32%、5%~10%和 4%~8%。该结果表明，在农业生产中进行施氮时，除了考虑肥料氮外，由于灌溉水而引入的氮素也不容忽

视。因此，农田系统的总氮输入量主要受施氮和灌溉的影响，土壤总氮输入量随着施氮量和灌水量的减少而显著降低。与对照处理（I1N1）相比，I2N2 和 I3N3 处理使土壤总氮输入量分别降低了 25%和 48%。



注：不同小写字母表示在 0.05 的水平上差异显著。下同。
Note: Different lowercase letters indicate significant differences at 0.05 level. Same below.

图 3 2019—2021 年春小麦生育期内农田土壤氮收支和氮盈亏

Fig.3 Field soil nitrogen budget and nitrogen surplus and deficit during the spring wheat growing seasons in 2019—2021

表 3 2019—2021 年春小麦生育期内各项氮输入占总氮输入的比例

Table 3 The percentage of each N input to total N input during the spring wheat growing seasons in the 2019—2021

年份 Year	处理 Treatments	氮输入来源 Source of N input			
		肥料氮 Fertilizer N	灌溉水 Irrigation water	氮沉降（干+湿） N deposition (dry + wet)	非生物固定 Non-bio fixation
2019	I1N1	70.10	20.41	5.36	4.12
	I2N1	74.68	15.22	5.71	4.39
	I3N1	79.89	9.30	6.11	4.70
	I1N3	53.97	31.43	8.25	6.35
	I2N3	59.59	24.29	9.11	7.01
	I3N3	66.51	15.49	10.17	7.82
2020	I1N1	70.10	20.41	5.36	4.12
	I2N1	74.68	15.22	5.71	4.39
	I3N1	79.89	9.30	6.11	4.70
	I1N3	53.97	31.43	8.25	6.35
	I2N3	59.59	24.29	9.11	7.01
	I3N3	66.51	15.49	10.17	7.82
2021	I1N1	70.69	20.58	4.57	4.16
	I2N1	75.34	15.36	4.87	4.43
	I3N1	80.65	9.39	5.22	4.74
	I1N3	54.66	31.83	7.07	6.43
	I2N3	60.43	24.64	7.82	7.11
	I3N3	67.57	15.74	8.74	7.95
	I2N2	69.19	19.18	6.09	5.54

2.2 农田土壤氮输出

2019—2021 年不同处理土壤氮输出量见图 3。2019—2021 年小麦生育期内土壤总氮输出量分别在 338~431、335~457 和 300~436 kg/hm² 范围内。灌溉和施肥均对总氮输出量有较明显的影响。减少灌水量和施氮量均可以显著降低农田土壤的总氮输出量。与对照处理相比, I2N2 和 I3N3 处理使总氮输出量分别降低了 9%~11% 和 20%~23%。在各项氮输入途径中, 小麦氮素吸收量高达 177~315 kg/hm²。与 I1 和 I2 灌溉处理相比, I3 灌溉处理使小麦氮吸收量分别降低了 10%~17% 和 5%~14% (图 4), 但其值在 I1 和 I2 灌溉处理间没有显著差异。此外, 小麦吸氮量随着施氮量的减少呈降低趋势, 但其值在 N1 和 N2 施氮处理间没有显著差异。与 N3 施氮处理相比, N1 和 N2 施氮处理使小麦吸氮量提高了约 23%。

对于土壤氮损失而言, 随着灌水量的减少土壤 NO₃⁻-N 淋失量和 N₂O 排放量显著降低 (图 4)。与 I1 灌溉处理相比, I2 和 I3 灌溉处理使 NO₃⁻-N 淋失量分别降低了 6%~15% 和 8%~24%, 同时使 N₂O 排放量分别降低了 17%~27% 和 31%~42%。与 N₂O 排放和 NO₃⁻-N 淋失相反, 土壤 NH₃ 挥发量随灌水量减少呈增加趋势 (图 4d~4f)。但总体而言, 土壤总氮损失量随着灌水量减少呈降低趋势。与 I1 灌溉处理相比, I2 和 I3 灌溉处理使土壤总氮损失分别降低了 3%~11% 和 4%~17%。此外, 减少施

氮量可以同时降低土壤 NO₃⁻-N 淋失、NH₃ 挥发和 N₂O 排放。因此, 土壤总氮损失量随着施氮量的减少显著降低。与 N1 施氮处理相比, N2 和 N3 施氮处理使土壤 NO₃⁻-N 淋失、NH₃ 挥发和 N₂O 排放和总氮损失分别降低了 4%~22% 和 11%~26%、20%~21% 和 18%~31%、11%~16% 和 24%~27%、13%~21% 和 7%~27%。考虑灌溉和施氮对土壤氮损失的综合影响, 与对照处理相比, I2N2 和 I3N3 处理可使总氮损失分别降低 21%~29% 和 16%~34%。上述这些结果表明, 将灌水量从 450 mm 减少至 315 mm 同时将施氮量从 340 kg/hm² 减少至 250 kg/hm², 小麦吸氮几乎不受影响, 但显著降低了土壤总氮损失和总氮输出量。

小麦氮吸收占土壤氮输出的比例最大, 其次是 NO₃⁻-N 淋失、NH₃ 挥发和 N₂O 排放 (表 4)。在 2019—2021 年小麦氮吸收、NO₃⁻-N 淋失、NH₃ 挥发和 N₂O 排放分别占总氮输出的 59%~78%、18%~34%、3%~7% 和 0.5%~0.9%。尽管小麦吸氮量占总氮输出的比例在不同灌溉处理间的变化规律不明显, 但整体上看, 其值仍然随灌水量的减少呈降低趋势。土壤氮损失占总氮输出的 22%~41%, 其中 NO₃⁻-N 淋失和 NH₃ 挥发贡献了土壤氮损失的 95% 以上。尽管氮损失占土壤总氮输出的比例在不同灌溉和施肥处理间的变化无明显规律, 但与其他处理相比, I2N2 处理的氮损失在土壤总氮输出中所占比例处在较低水平。

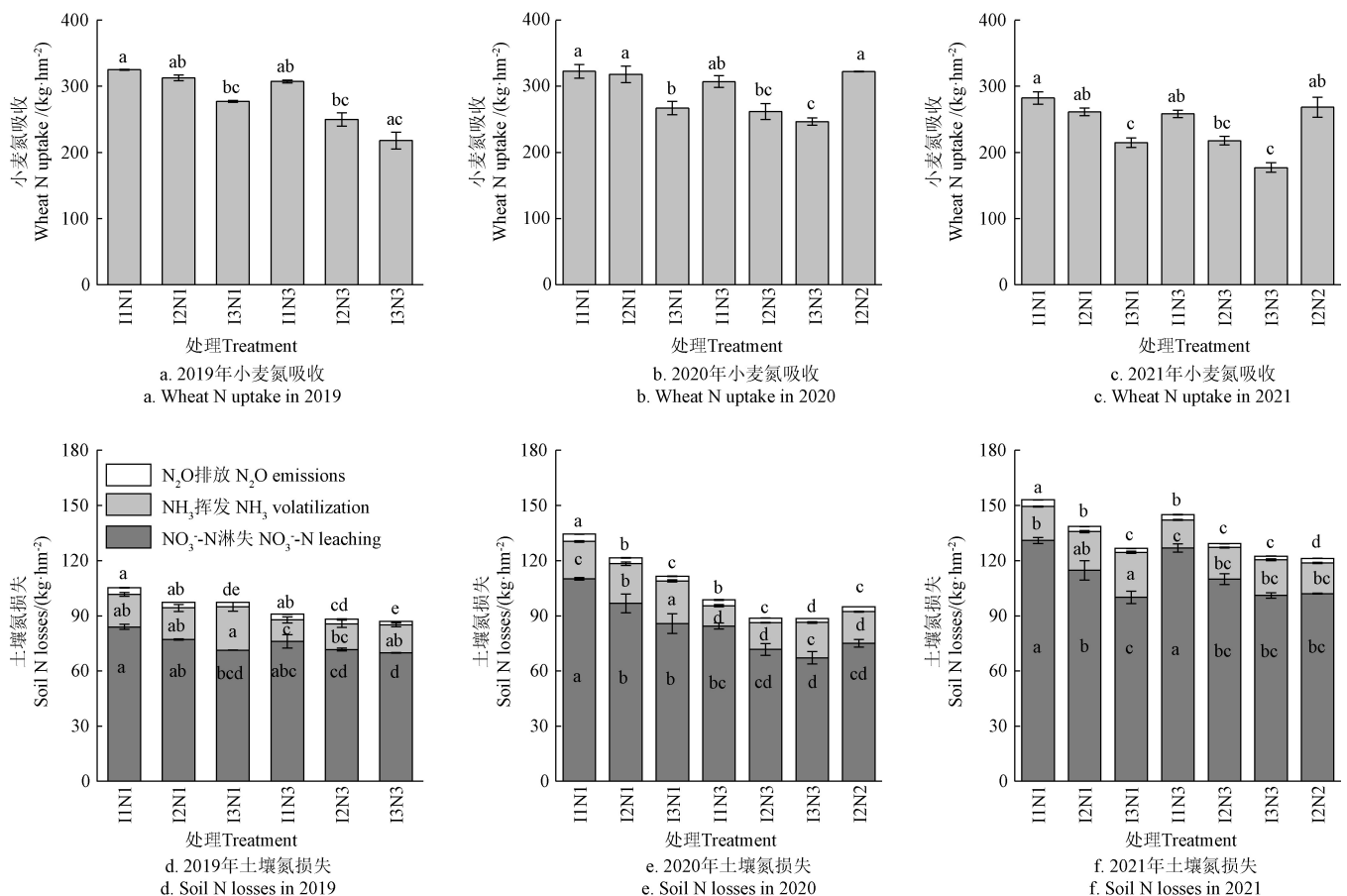


图 4 2019—2021 年小麦生育期内的氮吸收和土壤氮损失

Fig.4 Nitrogen uptake and soil nitrogen losses during the spring wheat growing seasons in 2019–2021

表 4 2019—2021 年春小麦生育期各项氮输出占总氮输出的比例
Table 4 The percentage of each N output to total N output during the spring wheat growing seasons in 2019—2021

%

年份 Year	处理 Treatments	氮输出途径 Pathways of N output				
		小麦氮吸收 Wheat N uptake	NH ₃ 挥发 NH ₃ volatilization	N ₂ O 排放 N ₂ O emissions	NO ₃ ⁻ -N 淋失 NO ₃ ⁻ -N leaching	土壤总氮损失 Total N losses of soil
2019	I1N1	75.40±0.20	4.25±0.24	0.84±0.03	19.48±0.30	24.57±0.20
	I2N1	76.42±0.40	3.99±0.45	0.74±0.01	18.85±0.18	23.58±0.40
	I3N1	74.04±0.36	6.34±0.58	0.62±0.03	19.00±0.20	25.96±0.36
	I1N3	77.21±0.68	2.92±0.38	0.78±0.01	19.10±0.74	22.79±0.68
	I2N3	73.63±1.97	4.21±0.76	0.76±0.02	21.40±1.36	26.37±1.97
	I3N3	75.27±1.83	4.33±0.44	0.52±0.05	19.88±1.44	24.73±1.83
2020	I1N1	70.55±0.75	4.44±0.14	0.88±0.04	24.13±0.63	29.45±0.75
	I2N1	72.09±2.32	4.97±1.44	0.74±0.06	22.21±1.88	27.91±2.32
	I3N1	70.50±1.57	6.14±0.11	0.65±0.04	22.71±1.69	29.50±1.57
	I1N3	75.65±0.78	2.74±0.12	0.79±0.06	20.83±0.77	24.35±0.78
	I2N3	74.37±1.96	4.21±0.26	0.70±0.03	20.71±1.72	25.63±1.96
	I3N3	73.58±1.26	5.74±0.16	0.65±0.01	20.03±1.12	26.42±1.26
2021	I2N2	78.00±0.05	4.10±0.14	0.66±0.04	17.52±0.13	22.28±0.05
	I1N1	64.80±0.53	4.26±0.14	0.85±0.03	30.08±0.36	35.20±0.53
	I2N1	65.36±1.08	5.26±0.07	0.71±0.01	28.67±1.12	34.64±1.08
	I3N1	62.86±1.34	7.16±0.10	0.62±0.02	29.36±1.35	37.14±1.34
	I1N3	64.04±0.20	3.79±0.11	0.70±0.05	31.48±0.04	35.96±0.20
	I2N3	62.74±1.09	4.96±0.11	0.59±0.02	31.71±0.98	37.26±1.09
	I3N3	59.07±0.77	6.51±0.32	0.66±0.04	33.76±0.42	40.93±0.77
	I2N2	68.94±1.42	4.16±0.25	0.64±0.01	26.25±1.19	31.06±1.42

2.3 土壤剖面 NO₃⁻-N 含量

2019—2021 年春小麦收获后 0~100 cm 根区土壤 NO₃⁻-N 含量及剖面分布见图 5。可以看出，收获后的各层土壤 NO₃⁻-N 含量均在 0~35 mg/kg 范围内变化。灌溉和施肥对收获后土壤 NO₃⁻-N 含量及剖面分布有明显的影响。春小麦收获后，I1 灌溉处理的土壤 NO₃⁻-N 均集中在 80~100 cm 土层，而 I2 和 I3 灌溉处理的土壤 NO₃⁻-N 主要集中在 20~60 cm 土层。并且，I1 灌溉处理 0~60 cm 土壤的 NO₃⁻-N 含量明显低于 I2 和 I3 灌溉处理。这一结果表明，过高的灌水量会加速土壤 NO₃⁻-N 的垂向迁移，进而降低作物主要根系区的土壤 NO₃⁻-N 含量。而增加施氮量则显著提高了 0~100 cm 土壤的 NO₃⁻-N 含量。例如，在 2020 和 2021 年同等灌溉条件下（I2），N1 和 N2 施氮处理 0~100 cm 土壤的平均 NO₃⁻-N 含量分别比 N3 施氮处理提高了 39%~45%和 18%~43%。相反，该结果也表明减少施氮量则会显著降低土壤 NO₃⁻-N 含量。考虑灌溉和施肥对收获后土壤 NO₃⁻-N 的综合影响，I2N1，I3N1 和 I2N2 处理的土壤 NO₃⁻-N 含量处理较高水平，而对照处理的土壤 NO₃⁻-N 含量仅与 I2N2 处理相当，且明显低于 I3N3 处理。这些结果表明，较高的灌水量和较低的施氮量均不利于土壤速效氮累积和土壤肥力保持，适当的降低灌水量和增加施氮量是春小麦农田节水和土壤肥力

保持的有效途径。

2.4 土壤氮盈亏

土壤氮盈亏反映了生育期末土壤总氮含量的增加或降低。从图 3 中可以看出，土壤氮素的盈余或亏损被施氮量决定。在 2019—2021 年春小麦生育期内，所有高施氮（340 kg/hm²）处理均表现为土壤氮盈余，所有低施氮（170 kg/hm²）处理均表现为氮亏缺（图 3）。在 2019、2020 和 2021 年，高施氮处理各灌溉水平下的土壤氮盈余量分别为 46~54、16~47 和 46~80 kg/hm²，而施氮量降低 50%的低施氮处理各灌溉水平下的土壤亏缺量分别为 53~101、65~91 和 48~92 kg/hm²。而在 2020 和 2021 年灌溉 315 mm（I2）条件下，施氮 250 kg/hm²（N2）时土壤氮素接近平衡状态（仅轻度亏缺 28~50 kg/hm²，占总施氮量的 11%~20%），并且该处理在几乎不降低小麦氮吸收的前提下有效减少了土壤氮损失。尽管在该灌溉条件下高施氮量处理（I2N1）的氮盈余量也相对较低，但这种情况由于氮肥用量过高，因此伴随着大量的氮损失。这些结果表明，当地传统的施氮量 340 kg/hm²对于作物生产是过度的，并且在过度灌溉的条件下导致了较高的土壤氮损失。过度的减少施氮量则会导致土壤氮亏缺，降低土壤肥力。适当的减少灌水量和施氮量可以有效降低农田氮损失带来的环境污染风险，且不影响作物生产和土壤肥力。

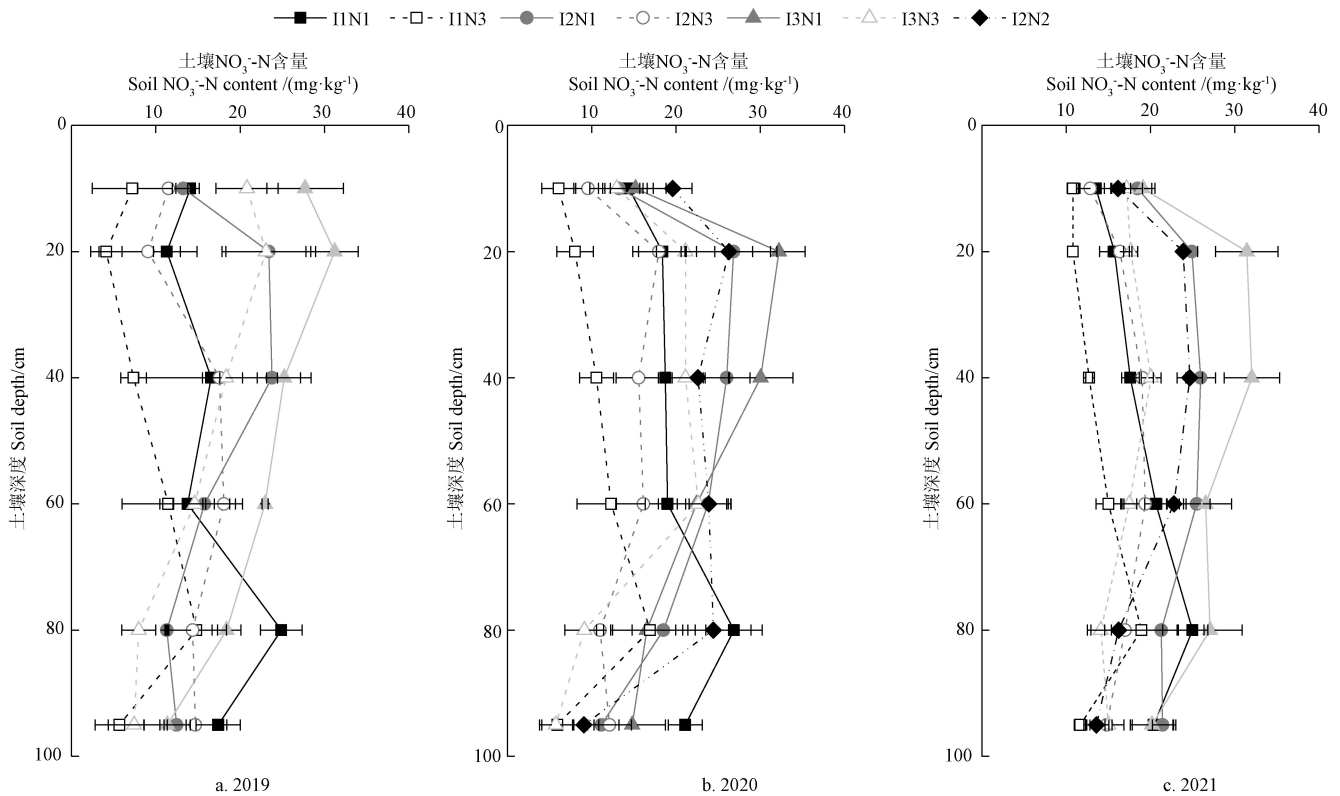


图5 2019—2021 年小麦收获后 0~100 cm 土壤剖面 NO_3^- -N 含量
Fig.5 The NO_3^- -N content in 0-100 cm soil profile of post-harvest of wheat in 2019—2021

3 讨论

3.1 灌溉施肥对小麦氮吸收的影响

灌溉可以通过改变根区土壤水分条件来影响作物根系的活性和生长,从而影响其对土壤养分的吸收^[16,27]。本研究发现,小麦吸氮量随着灌水量的增加呈增加趋势,但 I1 和 I2 灌溉处理间的小麦吸氮量没有显著差异,即过高的灌水量对小麦氮素吸收的改善效果不显著。造成上述结果的主要原因有 2 种解释,一方面可能是过度灌溉(I1)导致土壤含水量超过了田间持水量,因此,将灌水量从 I1 减少到 I2 并没有明显降低土壤有效水分含量,对作物根系活性及其氮吸收的影响较小。而较低的灌水量 I3 显著降低了土壤有效水分,导致小麦根系遭受一定程度的水分胁迫,从而限制了小麦对氮素的吸收^[16]。另一方面,过高的灌水量伴随着大量的土壤速效氮流失,如 NO_3^- -N 淋失, N_2O 排放等,因此不会明显增加小麦吸氮量^[4]。这些结果与杨晓亚等^[10]的研究结果一致,他们发现过度灌溉没有显著促进作物生长,因此,适当的降低灌水量则不会影响作物对土壤养分的吸收。

施用尿素氮肥可以通过改善根区土壤速效氮含量来影响作物生长和氮素吸收^[12-13]。在本研究中,与 N3 施氮处理相比, N2 和 N1 施氮处理显著增加了小麦吸氮量,但其值在 N1 和 N2 施氮处理间的无显著差异。造成这一结果的原因可能是增加尿素氮肥的施用量提高了作物主根区的土壤速效氮(NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N)含量,从而使更多的速效氮被小麦植株吸收^[16]。而过量的氮素供应可能

使土壤氮素含量超过了植物的最大氮素需求,因此,小麦吸氮量不再随施氮量的增加而增加^[8]。这一结果许多以前的研究一致^[12,18],他们发现在合理的范围内增加施氮量有效促进了作物根系氮吸收,但持续增加施氮量对植物氮吸收无显著影响。

3.2 灌溉施肥对土壤氮损失的影响

适当减少灌水量是降低土壤氮素损失的有效途径之一。在本研究中,随着灌水量的减少,土壤 NO_3^- -N 淋失量和 N_2O 排放显著降低。对于 NO_3^- -N 淋失量的降低,产生这种结果的原因是较低的灌水量使上层土壤的压力水头较低,难以驱动大量的土壤速效氮淋出 0~100 cm 根区土壤^[18]。因此,本研究发现,低灌水量处理的土壤 NO_3^- -N 迁移深度明显低于高灌水量处理。对于 N_2O 排放而言,相关研究表明^[28],土壤水分通过调节土壤微生物的有效氧进而影响硝化过程和反硝化过程,最终影响 N_2O 排放。土壤 N_2O 排放的最佳充水孔隙空间(Water Filled Pore Space, WFPS)较高,一般在 60%~70%之间^[28]。减少灌水量会降低土壤含水率,进而可能导致土壤 WFPS 低于适宜 N_2O 排放的最佳 WFPS,从而显著降低了 N_2O 排放。上述结果与之前许多研究的结果一致^[4,8]。然而,减少灌水量会增加土壤 NH_3 挥发,是因为 NH_3 分子具有亲水性,较高的灌溉水可以溶解更多的 NH_3 ^[6]。Xu 等^[29]的研究也发现,较低的灌水量会增加土壤 NH_3 挥发的风险。总体而言,将灌水量从 I1 减少至 I2 和 I3, NO_3^- -N 淋失量分别降低了 5~17 和 6~31 kg/hm², N_2O 排放量分别降低了 0.5~0.9 和 1~1.6 kg/hm²,而 NH_3 挥发量仅增

加了 1.3~3.5 和 2.9~8.1 kg/hm²。因此，土壤总氮损失随着灌水量的减少而降低，并且由于灌水量减少而降低的土壤氮损失主要归因于 NO₃⁻-N 淋失和 N₂O 排放的降低。此外，由于降低灌水量减少了生育期内的土壤氮损失，本研究发现 I2 和 I3 灌溉处理收获后的土壤 NO₃⁻-N 含量高于 I1 灌溉处理。

许多研究表明，减少氮肥施用量可以通过降低作物根区土壤氮素累积量直接减少土壤氮损失^[16,18]。本研究发现，与高施氮处理相比，低施氮处理会显著降低收获后土壤 NO₃⁻-N 累积量。此外，将施氮量从 N1 减少至 N2 和 N3 分别使 NO₃⁻-N 淋失量降低了 4%~22%和 11%~26%。该结果与 Shi 等^[12]早期研究结果一致，他们发现，与高施氮处理相比，低施氮处理显著降低了土壤速效氮累积量，同时降低了氮素淋失量。Li 等^[18]的研究也表明，土壤中较低的氮素累积量可以降低 NO₃⁻-N 淋失进入地下水的风险。此外，土壤 N₂O 排放和 NH₃ 挥发均随施氮量的减少而显著降低。这一发现主要是因为减少施氮量直接降低了土壤中硝化过程和反硝化过程发生的基质以及 NH₃ 挥发的底物，即 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N。Zhang 等^[4]也获得了类似的结果，他们的研究表明土壤气态氮损失量与施氮量显著正相关关系。

3.3 灌溉施肥对土壤氮素盈亏的影响

在农田系统中，氮输入和输出的不平衡可能导致土壤氮素盈余或缺^[4,12]。较高的土壤氮素盈余会增加氮损失的风险，而严重的土壤氮素亏缺则会降低土壤肥力，影响作物生产^[13]。在本研究中，N1 施氮处理的土壤氮素均处于盈余状态，可能是因为 340 kg/hm²的施氮量超过了作物对氮素的最大需求，进而导致大量氮素残留在土壤中。本研究也发现，小麦的最高氮素吸收量约为 315 kg/hm²，远低于当地传统的施氮量。此外，N3 施氮处理的土壤氮素均处于亏缺状态。显然是因为 170 kg/hm²的施氮量不能满足作物的氮素需求量，并且其生长过程中还不可避免地产生了一定程度的氮损失。与 N1 施氮处理相比，N3 施氮处理减少了 50%的施氮量，但总氮输出量仅降低了 5%~20%，这表明土壤中累积的氮素被消耗，即 N3 施氮处理的氮素供应量不足。这一结果与 Abera 等^[30]研究一致，他们发现当肥料氮的施用量减少 50%时，总氮损失仅降低了 7%~17%。

3.4 土壤氮平衡分析

研究表明，估算土壤氮输入和输出之间的平衡是评估农田氮肥管理合理性的有效方法^[4,20]。但实际上，在较高的灌水量条件下，高施氮量通常伴随着高氮输出，如植株氮吸收、NO₃⁻-N 的淋失和气态氮损失，这种情况也可能接近“土壤氮平衡”。显然，这种伴随着高氮输出的氮平衡不利于农业生产的可持续发展，因为它导致了较高的土壤氮污染物排放，增加了环境污染和气候变暖的风险。例如，在中国西北地区的春小麦农田中，当地农民的灌溉施肥措施，即 I1N1 处理的土壤氮盈余量相对较低（图 3），但该措施在所有处理中导致了最高的土壤损失（图 4）。在该处理下，氮损失占总氮输出的比例高

达 25%~35%（表 4）。实际上，在正常农业生产过程中完全达到氮输入和输出间的平衡几乎是不可能的，因此，只能在有效降低土壤氮损失，且不影响作物生长的情况下将土壤氮素的盈余量或缺量控制在相对较低的水平。本研究发现，将灌水量从 I1 减少至 I2 并将施氮量从 N1 减少至 N2 可以在不影响小麦氮吸收的前提下降低 21%~29%的氮损失，并且此时的土壤氮素处于轻度亏缺状态，仅亏缺约 28~50 kg/hm²，占总施氮量的 11%~20%。

从长期角度，收获后的小麦秸秆可作为绿色的氮肥来源用于修复土壤氮亏缺^[31]。以往研究表明，秸秆对土壤肥力的影响在长期还田后逐渐体现，但不能直接地增加土壤速效氮含量^[32]。Christensen 等^[33]的研究也表明收获后的小麦秸秆长期还田可以增加土壤总氮含量。因此，将收获后的秸秆部分还田可逐渐缓解土壤氮亏缺，但不会像施入尿素一样迅速增加土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量，这在一定程度上避免了氮损失发生，尤其是 NO₃⁻-N 淋失。因此，在本研究中，为了缓解 I2N2 处理的土壤氮亏缺，根据该处理土壤氮亏缺量及小麦秸秆的氮含量进行估算，如果在每季作物收获后将 4~8 t/hm² 小麦秸秆还田则保持土壤氮收支平衡。该推荐值与韩新忠等^[34]通过田间试验得出结果一致，他们的研究发现小麦秸秆还田 3~7.5 t/hm² 对土壤肥力补充的综合效果最佳。总而言之，畦灌 315 mm、施氮 250 kg/hm² 并在收获后以 4~8 t/hm² 的小麦秸秆还田的管理模式能够在维持作物正常生产的前提下有效缓解氮损失带来的环境污染风险和土壤氮收支不平衡问题。

4 结 论

本研究于 2019—2021 年开展了为期 3 a 的田间试验，探讨了不同灌溉施肥措施对黄河中上游河套灌区春小麦农田土壤氮损失、作物氮吸收及氮收支的影响，得出了以下结论：

1) 肥料氮、来自灌溉水中的氮、大气氮沉降和非豆科作物固氮分别占土壤总氮输入的 60%~81%、9%~32%、5%~10%和 4%~8%。减少灌水量和施氮量可降低农田土壤的总氮输入量。

2) 小麦氮吸收、NO₃⁻-N 淋失、NH₃ 挥发和 N₂O 排放分别占总氮输出的 59%~78%、18%~34%、3%~7%和 0.5%~0.9%。减少灌水量和施氮量可显著降低土壤总氮损失，但过低灌水量和施氮量会导致小麦吸氮量降低。

3) 当地传统的氮肥施用量 N1 可导致土壤氮素盈余，而施氮量降低 50%的 N3 处理则导致土壤氮素大量亏缺。对照处理（I1N1）的土壤氮素损失量最高。与对照处理相比，I2N2 处理可减少 21%~29%的氮损失，且作物氮吸收几乎未受到影响。

4) I2N2 处理的土壤氮素仅轻度亏缺 28~50 kg/hm²，占总施氮量的 11%~20%。根据该处理的土壤氮亏缺量和小麦秸秆含氮量估算，若在收获后将 4~8 t/hm² 的小麦秸秆还田，则可保持小麦农田土壤的氮收支平衡。

5) 综合考虑氮污染物减排, 作物生产及土壤氮收支平衡在河套灌区和条件类似地区的春小麦农田中建议采用畦灌 315 mm、施氮 250 kg/hm² 且收获后 4~8 t/hm² 小麦秸秆还田的管理模式, 该研究可为干旱半干旱地区春小麦农田绿色可持续发展提供科学依据。

[参 考 文 献]

- [1] Dobbie K E, Smith K A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol[J]. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52: 667-673.
- [2] 刘青丽, 李志宏, 陈顺辉, 等. 稻草还田对烟田追肥气态氮损失及相关微生物的影响[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(22): 246-253.
- Liu Qingli, Li Zhihong, Chen Shunhui, et al. Effects of rice-straw returning on gaseous nitrogen loss and microorganisms in tobacco field after topdressing[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2020, 36(22): 246-253. (in Chinese with English abstract)
- [3] Dreht G V, Bouwman A F, Knoop J M, et al. Global modeling of the fate of nitrogen from point and nonpoint sources in soils, groundwater, and surface water[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(4): 2601-2620.
- [4] Zhang X, Xiao G, Bol R, et al. Influences of irrigation and fertilization on soil N cycle and losses from wheat-maize cropping system in northern China[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 278: 116852.
- [5] 欧阳威, 郭波波, 张璇, 等. 北方典型灌区不同灌期农田系统中氮素迁移特征分析[J]. *中国环境科学*, 2013, 33(1): 123-131.
- Eouyang Wei, Guo Bobo, Zhang Xuan, et al. Transfer characteristics of soil nitrogen in northern typical irrigation area under different irrigation periods[J]. *China Environmental Science*, 2013, 33(1): 123-131. (in Chinese with English abstract)
- [6] 李银坤, 武雪萍, 梅旭荣, 等. 常规灌溉条件下施氮对温室土壤氮挥发的影响[J]. *农业工程学报*, 2011, 27(7): 23-30.
- Li Yinkun, Wu Xueping, Mei Xurong, et al. Effects of nitrogen application on ammonia volatilization in greenhouse soil under condition of conventional irrigation[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2011, 27(7): 23-30. (in Chinese with English abstract)
- [7] Lam S K, Chen D, Norton R, et al. Influence of elevated atmospheric carbon dioxide and supplementary irrigation on greenhouse gas emissions from a spring wheat crop in southern Australia[J]. *Journal of Agricultural Science*, 2012, 151(2): 201-208.
- [8] 雷宏军, 杨宏光, 刘欢, 等. 水肥气耦合滴灌番茄地土壤 N₂O 排放特征及影响因素分析[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(11): 95-104.
- Lei Hongjun, Yang Honguang, Liu Huan, et al. Characteristics and influencing factors of N₂O emission from greenhouse tomato field soil under water-fertilizer-air coupling drip irrigation[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2019, 35(11): 95-104. (in Chinese with English abstract)
- [9] Djaman K, Irmak S, Martin D L, et al. Plant nutrient uptake and soil nutrient dynamics under full and limited irrigation and rainfed maize production[J]. *Agronomy Journal*, 2013, 105(2): 527-538.
- [10] 杨晓亚, 于振文, 许振柱. 灌水量和灌水时期对小麦耗水特性和氮素积累分配的影响[J]. *生态学报*, 2009, 29(2): 846-853.
- Yang Xiaoya, Yu Zhenwen, Xu Zhenzhu. Effects of irrigation regimes on water consumption characteristics and nitrogen accumulation and allocation in wheat[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(2): 846-853. (in Chinese with English abstract)
- [11] 谷少委, 高剑民, 邓忠, 等. 畦灌与施肥时机对土壤硝态氮分布和冬小麦产量的影响[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(9): 134-142.
- Gu Shaowei, Gao Jianmin, Deng Zhong, et al. Effects of border irrigation and fertilization timing on soil nitrate nitrogen distribution and winter wheat yield[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2020, 36(9): 134-142. (in Chinese with English abstract)
- [12] Shi Z, Li D, Jing Q, et al. Effects of nitrogen applications on soil nitrogen balance and nitrogen utilization of winter wheat in a rice-wheat rotation[J]. *Field Crops Research*, 2012, 127: 241-247.
- [13] Liu X, Ju X, Zhang F, et al. Nitrogen dynamics and budgets in a winter wheat-maize cropping system in the North China Plain[J]. *Field Crops Research*, 2003, 83: 111-124.
- [14] 董文娟, 张永平, 谢岷, 等. 河套灌区春小麦高产栽培水氮高效利用研究[J]. *干旱区资源与环境*, 2011, 25(6): 127-131.
- Dong Wenjuan, Zhang Yongping, Xie Min, et al. Efficient utilization of water and nitrogen for spring wheat high-yield in Hetao Irrigation Region[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2011, 25(6): 127-131. (in Chinese with English abstract)
- [15] Pan B, Lam S K, Mosier A, et al. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 232: 283-289.
- [16] Li Y, Huang G, Chen Z, et al. Effects of irrigation and fertilization on grain yield, water and nitrogen dynamics and

- their use efficiency of spring wheat farmland in an arid agricultural watershed of Northwest China[J]. *Agricultural Water Management*, 2022, 260: 107277.
- [17] 苟嘉超, 李越, 任东阳, 等. 基于基因表达式编程的作物水分生产函数构建[J]. *农业工程学报*, 2022, 38(7): 100-109.
- Gou Jiachao, Li Yue, Ren Dongyang, et al. A gene expression programming-based crop water production function[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2022, 38(7): 100-109. (in Chinese with English abstract)
- [18] Li C, Xiong Y, Cui Z, et al. Effect of irrigation and fertilization regimes on grain yield, water and nitrogen productivity of mulching cultivated maize (*Zea mays* L.) in the Hetao Irrigation District of China[J]. *Agricultural Water Management*, 2020, 232: 106065.
- [19] Li Y, Xu J, Liu S, et al. Salinity-induced concomitant increases in soil ammonia volatilization and nitrous oxide emission[J]. *Geoderma*, 2019, 361: 114053.
- [20] Howarth R W, Billen G, Swaney D, et al. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences[J]. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 75-139.
- [21] 冯兆忠, 王效科, 冯宗炜. 河套灌区地下水氮污染状况[J]. *农村生态环境*, 2005, 21(4): 74-76.
- Feng Zhaozhong, Wang Xiaoke, Feng Zongwei. N pollution of groundwater in Hetao Irrigation District[J]. *Rural Eco-Environmental*, 2005, 21(4): 74-76. (in Chinese with English abstract)
- [22] Anderson K A, Downing J A. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region[J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2006, 176: 351-374.
- [23] Xu W, Luo X S, Pan Y P, et al. Quantifying atmospheric nitrogen deposition through a nationwide monitoring network across China[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, 15(21).
- [24] Liu X J, Xu W, Du E Z, et al. Environmental impacts of nitrogen emissions in China and the role of policies in emission reduction[J]. *Philosophical Transactions Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, 2020, 378: 20190324.
- [25] Bouwman A F, Dreht G V, Hoek K W V D. Surface N balances and reactive N loss to the environment from global intensive agricultural production systems for the period 1970-2030[J]. *Science in China Series C-Life Science*, 2005, 48: 767-779.
- [26] Liu C, Watanabe M, Wang Q. Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000[J]. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 2007, 80(1): 19-37.
- [27] 刘健, 姚宁, 吝海霞, 等. 冬小麦物候期对土壤水分胁迫的响应机制与模拟[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(21): 115-124.
- Liu Jian, Yao Ning, Lin Haixia, et al. Response mechanism and simulation of winter wheat phenology to soil water stress[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2016, 32(21): 115-124. (in Chinese with English abstract)
- [28] Butterbach-Bahl K, Baggs E M, Dannenmann M, et al. Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls?[J]. *Philosophical Translation Biology Science*, 2013, 368: 1-13.
- [29] Xu J, Peng S, Yang S, et al. Ammonia volatilization losses from a rice paddy with different irrigation and nitrogen managements[J]. *Agricultural Water Management*, 2012, 104: 184-192.
- [30] Abera D, Kibret K, Beyene S, et al. Nitrate leaching under farmers' fertilizer and irrigation water use in the Central Rift Valley of Ethiopia[J]. *International Journal of Physical Science*, 2018, 21: 1-17.
- [31] 闫雷, 董天浩, 喇乐鹏, 等. 免耕和秸秆还田对东北黑土区土壤团聚体组成及有机碳含量的影响[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(22): 181-188.
- Yan Lei, Dong Tianhao, La Yuepeng, et al. Effects of no-tillage and straw returning on soil aggregates composition and organic carbon content in black soil areas of Northeast China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2020, 36(22): 181-188. (in Chinese with English abstract)
- [32] 田慎重, 张玉凤, 边文范, 等. 深松和秸秆还田对旋耕农田土壤有机碳活性组分的影响[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(2): 185-192.
- Tian Shenzhong, Zhang Yufeng, Bian Wenfan, et al. Effects of subsoiling and straw return on soil labile organic carbon fractions in continuous rotary tillage cropland[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2020, 36(2): 185-192. (in Chinese with English abstract)
- [33] Christensen B T, Olesen, J E. Nitrogen mineralization potential of organomineral size separates from soils with annual straw incorporation[J]. *European Journal of Soil Science*, 1998, 49: 25-36.
- [34] 韩新忠, 朱利群, 杨敏芳, 等. 不同小麦秸秆还田量对水稻生长、微生物生物量及酶活性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 31(11): 2192-2199.
- Han Xinzhong, Zhu Liqun, Yang Minfang, et al. Effects of different amount of wheat straw returning on rice growth, soil microbial biomass and enzyme activity[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 31(11): 2192-2199. (in Chinese with English abstract)

Irrigation and N application strategies for spring wheat fields in the Hetao irrigation district based on N balance

Li Yue^{1,2}, Li Gendong³, Chen Zhijun^{1,4}, Zhang Xuechen^{1,2}, Huang Guanhua^{1,2*}

(1. Chinese-Israeli International Center for Research and Training in Agriculture, China Agricultural University, Beijing 100083, China;

2. Center for Agricultural Water Research in China, China Agricultural University, Beijing 100083, China;

3. Center for Hetao Irrigation District Water Conservancy Development in Inner Mongolia, Bayannaoer 015000, China;

4. College of Water Conservancy, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China)

Abstract: Inappropriate irrigation and nitrogen (N) application have caused the severe N losses and budget imbalance in the spring wheat field in the Hetao Irrigation District (41°09'N, 107°39'E), Northwest China. This study aims to determine the rational irrigation and N application strategy for the spring wheat in the study area. A series of field experiments were carried out in the 2019-2021 seasons. A systematic investigation was made to clarify the effects of irrigation and N application on the soil N budget, NO₃⁻-N leaching, NH₃ volatilization, N₂O emissions, crop N uptake, as well as soil N surplus and deficit. Three irrigation levels (i.e., 450, 315, and 180 mm (I1, I2 and I3)) and two N fertilization levels (i.e., 340 and 170 kg/hm² (N1 and N3)) were considered in the experiments. Furthermore, the control group was added in the medium N application level (i.e., 250 kg/hm² (N2)) under the condition of a medium irrigation level (i.e., 315 mm (I2)) in 2020 and 2021. The results showed that the fertilizer N was accounted for the largest proportion of soil N input, followed by the irrigation water, atmospheric deposition, and non-bio fixation. The wheat N uptake was accounted for the largest proportion of soil N output, followed by NO₃⁻-N leaching, NH₃ volatilization, and N₂O emissions. The total N input in the soil showed a decreasing trend with the decrease of irrigation depth and N application. It infers that the reduced irrigation depth and N application significantly decreased the soil total N losses. But there was the lower threshold in the irrigation depth and N application treatment for the less N uptake of wheat. Among them, the control treatment (i.e., I1N1) resulted in the highest total N input, and the highest soil N losses (NO₃⁻-N leaching, NH₃ volatilization, and N₂O emissions). Compared with the control treatment, the I2N2 and I3N3 treatments decreased the total N input by 25% and 48%, respectively, and the soil total N losses by 21%-29% and 16%-34%, respectively. The wheat N uptake in the I3N3 treatment was significantly lower than that in the control treatment. But there was no significant difference in the wheat N uptake between the I2N2 and control treatments. The N application presented a significant effect on the soil N surplus and deficit. The N1 treatment was resulted in the higher soil N surplus, while the N3 treatment with about 50% decrease of N application rate was resulted in the higher soil N deficit. However, a slight deficit was obtained in the N2 treatment under the I2 irrigation conditions, where the soil N deficit was only 28-50 kg/hm². This N deficit value was also accounted for 11%-20% of the total N application amount. Once the 4-8 t/hm² per season wheat straw was returned to the field after harvest, the N balance could be maintained in the wheat field. Thus, the soil N losses can be effectively mitigated from the spring wheat farmlands in the Hetao Irrigation District, Northwest China. The soil N balance can also be expected to improve the irrigation and N application management, particularly with the appropriate straw returning.

Keywords: nitrogen; groundwater; greenhouse gas; water and fertilizer management; emissions; pollutants; environment