

doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2021.09.033

有机无机氮配施对玉米产量和硝态氮淋失的影响

周 慧^{1,2} 史海滨^{1,2} 张文聪^{1,2} 王维刚^{1,2} 苏永德^{1,2} 闫 妍^{1,2}

(1. 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院, 呼和浩特 010018;
2. 内蒙古农业大学旱区农业节水与水土环境研究所, 呼和浩特 010018)

摘要: 为获取玉米高产和减少氮素淋失的合理有机无机配施模式,通过田间试验和脱氮-分解模型(DeNitrification-DeComposition, DNDC)模拟,研究了有机氮替代不同比例无机氮对玉米产量和硝态氮淋失的影响。玉米田间试验在内蒙古河套灌区进行,设置了6个处理,包括不施氮(CK)、单施无机氮(U1)以及用有机氮替代25%、50%、75%和100%无机氮(U3O1、U1O1、U1O3、O1)。利用2018—2020年的U1处理对模型进行了校准,用其他处理进行验证。结果表明,该模型能较好地模拟作物产量(标准均方根误差小于5%)和硝态氮淋失量(标准均方根误差小于15%)。此外,利用该模型模拟评估不同管理措施对玉米产量和硝态氮淋失量发现,在U1处理的基础上,增加无机氮施用量会导致作物产量下降,同时也会显著增加硝态氮淋失量;增加有机氮施用量、灌水量、无机氮分施次数会增加玉米产量和硝态氮淋失量。在等施氮量240 kg/hm²条件下,随着有机氮施入比例增加,玉米产量呈先升后降的趋势,硝态氮淋失量呈逐渐降低的态势。综合来看,有机无机氮配施比例为3:2时,作物产量达到最高值(12 578 kg/hm²),硝态氮淋失量(15.7 kg/hm²)也在可接受水平,可确定为该地区较优有机无机氮配施模式。

关键词: 玉米; 产量; 硝态氮淋失; 有机无机氮配施; DNDC 模型

中图分类号: S3 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2021)09-0291-11 OSID: 

Evaluation of Organic – Inorganic Nitrogen Application on Maize Yield and Nitrogen Leaching by DNDC Model

ZHOU Hui^{1,2} SHI Haibin^{1,2} ZHANG Wencong^{1,2} WANG Weigang^{1,2} SU Yongde^{1,2} YAN Yan^{1,2}

(1. College of Water Conservancy and Civil Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Huhhot 010018, China
2. Institute of Agricultural Water Conservancy and Soil and Water Environment in Arid Region, Inner Mongolia Agricultural University, Huhhot 010018, China)

Abstract: With the aim to obtain a reasonable organic – inorganic fertilizer combination for high maize yield and reduce nitrogen leaching loss, field experiments and simulation were conducted by using the DeNitrification – DeComposition (DNDC) model to study the effect of replacing inorganic nitrogen with different ratios of organic nitrogen on maize yield and nitrate leaching loss. Six treatments were applied: no nitrogen (CK), only inorganic nitrogen (U1), and inorganic nitrogen with 25%, 50%, and 75% organic nitrogen (U3O1, U1O1, and U1O3), and only organic nitrogen (O1). The model was calibrated by using U1 treatment from 2018 to 2020 and it was verified by using the other treatments. The results showed that the DNDC model accurately simulated crop yield (NRMSE < 5%) and nitrate nitrogen leaching loss (NRMSE < 15%). In addition, the model was used to simulate and evaluate the effects of different management measures on maize yield and nitrate leaching. On the basis of the U1 treatment, the results revealed that increasing the application of inorganic nitrogen can decrease crop yield and significantly increase nitrate leaching. Increases in the amount of organic nitrogen, irrigation and frequency of inorganic nitrogen fertilizer application can increase maize yield and nitrate nitrogen leaching loss. With a pure nitrogen application rate of 240 kg/hm², as the proportion of organic nitrogen was increased, maize yield was first increased and then decreased, and nitrate nitrogen leached loss was gradually decreased. Overall, when the ratio of organic – inorganic nitrogen was 3:2, crop yield reached

收稿日期: 2021-06-07 修回日期: 2021-06-27
基金项目: 国家自然科学基金项目(51769024)和国家自然科学基金重点项目(51539005)
作者简介: 周慧(1994—),男,博士生,主要从事土壤氮素循环及其环境效应研究,E-mail: 792606382@qq.com
通信作者: 史海滨(1961—),男,教授,博士生导师,主要从事节水灌溉理论技术研究,E-mail: shi_haibin@sohu.com

the highest value ($12\,578\text{ kg/hm}^2$), and nitrate nitrogen leaching loss was also acceptable (15.7 kg/hm^2). This ratio was the optimal combination of organic and inorganic nitrogen for the study area.

Key words: maize; yield; nitrogen leaching; combined application of organic and inorganic fertilizers; DNDC model

0 引言

施用氮肥是提高作物产量的重要措施。据统计,世界氮肥年消耗量约为 $1.09\times 10^8\text{ t}$,其中有 1/3 为中国所使用^[1]。在增加作物产量的同时,施用肥料也会引发一系列负面环境问题。研究表明,全球施氮量只有 55% 的氮素被作物吸收利用^[2],盈余氮素很容易通过淋溶、氨挥发及反硝化等途径损失^[3],因此,农业生产要综合考虑作物产量与生态环境的可持续性,从单一目标向多目标协同转变。

农业面源污染已经成为世界许多农业领域的严重问题^[4],硝酸盐淋失是最普遍的面源污染之一,已在全球范围内被广泛证实^[5],大量氮素流失导致生态系统富营养化和水质退化^[6],还会增加人类癌症、水体缺氧和生物多样性丧失的风险^[7]。有学者在中国北方 14 个省调查发现,大多数县的氮肥施用量超过 500 kg/hm^2 ,大约有一半地区地下水中硝酸盐含量超过 11.3 mg/L (世卫组织或欧洲饮用水中硝酸盐限量标准)^[8-11]。本研究区位于河套平原,地下水侧向径流很小,是典型的灌溉(降雨)补给和蒸发消耗型灌区。当地地下水埋深较浅,而饮用水基本都来源于地下水,因此,将硝酸盐浓度控制在限制污染水平下对人体健康至关重要^[12]。此外,灌区农民通常大量施用化肥来提高作物生产力,目前农田化肥用量已超过 60 万 t/a ^[13],当氮肥供过于求时,硝酸盐会在土壤中累积^[14],随后在灌溉和强降雨的作用下淋溶至地下水中^[15],这同时也加重了灌区下游富营养化程度。杜军等^[16]研究表明,河套灌区年土壤残留氮在 17.2 万 t 左右。FENG 等^[17]研究表明,灌区秋浇后地下水硝态氮质量浓度由 1.73 mg/L 增加到 21.6 mg/L 。冯兆忠等^[18]对沙壕渠施肥区井水硝态氮浓度调查发现,有 65.6% 水样的硝态氮浓度超过 WHO 标准。因此,减少氮素淋失是灌区亟待解决的科学问题。

控制硝态氮淋失的关键之一是制定合理的方案来抑制土壤剖面中硝态氮的积累^[19],使氮素供应在空间和时间上与植物需求更好的同步^[20],从而达到提高氮素利用效率及减少氮素损失的风险。基于农业生态学的角度,有机农业被认为是可持续农业文化的典范^[21-23]。研究表明,施用有机肥料具有增加土壤肥力和缓解环境恶化的良好效益^[24-26],综合前

人在有机无机肥配施对作物产量的影响研究结果表明,相较单施合成氮肥,配施有机氮肥可以达到稳产或提高作物产量的目标^[27-28]。而施入有机物料对土壤氮素淋失的影响却报道不一^[29-31]。这可能是由于各地区农田肥力水平、气候条件、施肥水平、有机肥种类等存在差异而造成^[32-33]。因此,河套灌区有机无机肥配施对氮素淋失量的影响还有待进一步研究。

田间试验在监测作物产量和硝酸盐淋失方面发挥着重要作用,但在空间和时间上存在局限性,在更大范围内预测产量或氮素淋失则需依赖一些数学模型^[34]。DNDC 模型是基于过程的生物地球化学模型,被认为是评估管理实践对农业生态系统氮素损失影响的有用工具,已被应用到全球不同国家和生态系统中^[35-36]。DNDC 模型可以详细地将氮素转化与水文过程相结合,用来模拟作物产量、氮素淋溶以及温室气体的排放等^[37-38]。大量基于 DNDC 模型的研究已经广泛评估了不同种植系统的氮素损失^[36,39-40],但是从农艺(产量)及环境角度(氮素淋失量)确定最佳有机氮替代无机氮比例还鲜有报道。

课题组在内蒙古自治区河套灌区开展了为期 3 年的田间试验,研究了不同有机无机氮配施比例对春玉米产量、硝酸盐淋失和土壤环境变量(土壤温湿度、表层土壤硝态氮含量)的影响,由于受设置的试验处理数量约束,很难精准确定在减少氮素淋失的同时并保持玉米产量最佳的氮肥管理措施。因此,本研究整合田间试验成果和 DNDC 模型来评估有机无机肥配施对玉米产量和硝酸盐淋溶的影响,同时也评价 DNDC 模型在河套灌区复杂条件下的适用性,并通过多种情景模拟确定基于农艺及环境角度的最优有机无机肥氮配施比例。

1 材料与方法

1.1 试验区概况和试验设计

试验于 2018—2020 年在河套灌区解放闸灌域沙壕渠试验站进行,试验区冬季寒冷少雪、夏季高温炎热,属于典型的温带大陆性季风气候。多年平均气温 $7.7\text{ }^{\circ}\text{C}$,无霜期为 $135\sim 150\text{ d}$ 。大于 $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ 年积温为 $3\,551\text{ }^{\circ}\text{C}$,年平均日照时数 $3\,200\text{ h}$,年冻融期约 180 d 。阳光充足,全年太阳总辐射约为 $6\,000\text{ MJ/m}^2$,

热量充足,具有非常优越的农业发展条件。试验田 0~20 cm 土层为粉壤土,20~40 cm 土层为粉质黏壤土,40~60 cm 土层为粉壤土,60~120 cm 土层为砂壤土。试验区耕层初始土壤性质为:有机质质量比 14.04 g/kg、全氮质量比 1.43 g/kg、碱解氮质量比 54.68 mg/kg、速效钾质量比 199.67 mg/kg、pH 值 8.2。

供试玉米品种为内单 314,3 年播种日期分别为 4 月 27 日、4 月 25 日、5 月 5 日,收获日期分别为 9 月 13 日、9 月 13 日、9 月 19 日。参考当地优化畦灌灌水定额 750 m³/hm² 作为灌水量,优化施氮量 240 kg/hm² 为施氮总量,分别设置 5 个施肥处理(单施化肥、75% 氮由化肥提供 + 25% 氮由有机肥提供、50% 氮由化肥提供 + 50% 氮由有机肥提供、25% 氮由化肥提供 + 75% 氮由有机肥提供、单施有机肥)和 1 个空白对照处理,依次记为:U1、U3O1、U1O1、U1O3、O1 和 CK,施氮量为换算后的纯氮素量。试验共 12 个处理,3 次重复,共 36 个小区,小区面积为 30 m² (6 m × 5 m)。各小区间设有 1 m 宽的隔离带并打起 15 cm 高田埂。有机肥为商品有机肥(由玉米秸秆腐熟后喷浆造粒而成,含 N 10%,P₂O₅ 1%,K₂O 1%,有机质质量分数大于等于 45%,腐殖酸质量分数大于等于 17%,S 质量分数大于等于 8%)。有机肥和磷肥(过磷酸施用量 50 kg/hm²,各处理施入磷肥总量一致)于耕作前作为基肥一次性施用(均匀撒施,并旋耕 20 cm),化肥按 1:1 比例分别于玉米播种期和拔节期灌水时施入。

1.2 测定项目与方法

利用田间原装渗漏计测定法(Lysimeter 法)收集土壤 50 cm 深度的水样^[25],土壤渗漏液收集盘安装在每个小区中间(表土层下 60 cm 处,长 0.5 m、宽 0.4 m、高 0.1 m)。为了保证陶瓷吸盘与土壤吸盘之间有合适的液体压力,陶瓷吸盘安装在一个直径相当的孔中,然后用原土填充收集盘与土壤之间的孔隙。淋溶盘和集液管通过软管连通,淋溶液通过软管自动汇集于集液管,在每次灌溉和降雨 1~2 d 利用真空泵提取土壤溶液,并将试样放入 -4℃ 冰箱中保存,24 h 内测定。采用双波长比色法测定淋溶水样中硝态氮浓度^[26]。

每 7 d 测定一次 0~5 cm 土壤温度、0~20 cm 土壤孔隙充水率及 0~20 cm 土壤硝态氮含量(2 mol/L KCl 浸提法对土壤进行提取^[27],用连续流动分析仪进行测定)。玉米成熟时,在各小区非边行连续取样 20 株,单独收获考种测产,取平均值。

1.3 DNDC 模型

本研究采用“脱氮-分解”(DeNitrification -

DeComposition, DNDC) 模型最新版本 9.5,由美国新罕布什尔大学陆地海洋空间研究中心开发,主要由 2 部分 6 大子模块组成:①土壤气候、作物生长和土壤有机质分解子模型,利用多种生态驱动因子(例如土壤、气候、植被及人类活动)来模拟土壤环境因子(土壤温度、湿度、pH 值、氧化还原电位以及各种底物浓度)。②硝化、反硝化和发酵作用子模型,用来模拟土壤环境因子对微生物的影响,计算生物地球化学过程中 CH₄、CO₂、N₂O、NO、NH₃ 等温室气体的排放。

DNDC 模型所需输入参数包括气象(日平均气温、日降雨量、风速、湿度)、土壤(类型、土壤容重、黏土比例、田间持水率、孔隙度、pH 值、表层土壤硝态氮含量、铵态氮含量等)、农田管理(种植作物的生长、耕耘、化肥施用、有机肥施用、灌溉等)数据。模型以日为时间步长,信息交融,模拟不同环境条件-作物生长-土壤化学变化间的相互作用,能进行 1 年至多年的模拟^[1]。模型输出参数包括作物(生长指标、产量、水分及养分吸收等)、土壤理化指标(土壤温湿度、土壤碳库含量、氮库含量及其变化以及 C、N 流失等)、气体(NO、N₂O、N₂、NH₃、CH₄、CO₂)排放及氮淋溶量等^[2-3]。

1.4 DNDC 模型数据库建立

模型需要输入的参数包括试验区地理位置、气候条件、土壤指标和田间管理数据,主要通过试验测定、文献收集以及采用模型默认值等方法来综合确定关键参数。气象数据均来自沙壕渠气象站自动观测数据,土壤指标数据通过田间试验测量获得;田间管理参数根据 3 年试验农事情况获得。2018—2020 年春玉米生育期总降水量分别为 111.00、54.97、131.20 mm,日均气温及降雨量如图 1 所示。为了使模型更加精确地模拟该区作物的生长情况,以单施化肥处理(U1)为基础进行上述作物参数的校正。利用 2018—2020 年试验观测的作物产量数据、土壤孔隙充水率(WFPS)和硝态氮含量等数据校正作物参数,直到模拟的作物产量和其他指标与实测值之

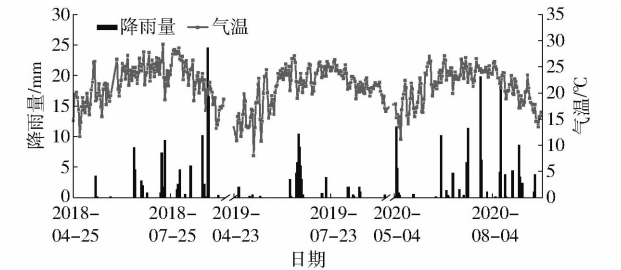


图 1 2018—2020 年作物生育期气温及降雨量

Fig. 1 Temperature and rainfall during crop growth in 2018—2020

间有合理的一致性,校正后的作物参数见表 1。随后,使用校正后的作物参数对不同有机无机肥配施处理和对照处理进行模型验证。

表 1 DNDC 模型模拟作物参数

Tab.1 Crop parameters simulated by DNDC model

参数	数值
目标产量/(kg·C ⁻¹)	4 800
籽粒、茎叶、根生物量分配比例	0.4、0.42、0.15
总需氮量/(kg·hm ⁻²)	220
生长积温/℃	2 400
需水量/(g·g ⁻¹)	350
容重/(g·cm ⁻³)	1.37
黏粒质量分数/%	9.86
固氮系数	1

模型模拟效果评价的统计方法包括决定系数(R^2)、平均误差(MBE)、均方根误差(RMSE)和标准均方根误差(NRMSE)4个指标, R^2 越接近1则模拟值与实测值更吻合,模型的精确度越高;MBE表示实测值和模拟值之间的平均误差,MBE大于0表示实测值大于模拟值,MBE小于0表示模拟值大于实测值;RMSE越小表示数据间偏差越小;NRMSE表示平均偏差的相对大小,NRMSE小于等于10%说明模型表现优秀,介于10%~20%说明模型表现较好,介于20%~30%说明模型表现中等,大于30%说明模型表现较差,适用性不好^[40]。

1.5 情景设置与敏感性分析

为了研究不同管理措施对春玉米产量及硝态氮淋失的影响,对验证后的 DNDC 模型进行敏感性分析,以确定能有效提高产量和减少硝酸盐淋失量的因素。本研究以当地优化施肥模式 U1 处理(耕作深度 20 cm,2 次施氮量 240 kg/hm²,施肥日期分别为 4 月 27 日和 6 月 14 日,生育期 3 次灌溉,灌溉日期分别为 6 月 14 日、7 月 10 日和 7 月 27 日,每次灌溉量均为 75 mm)为基准情景,选择施氮量、施肥次数和灌溉量等 4 个参数进行单因素模拟试验,通过在适当范围内改变单个管理参数值,同时保持所有其他参数值不变来进行模型模拟,气象资料、土壤性质和耕作措施的其他参数与 2018 年试验点的观测数据相似。共有 9 种情景单独运行(表 2),计算敏感性指数,以评估模拟结果对不同情景输入参数的影响程度,相对灵敏度指数 S 的绝对值越大,投入管理参数对模型产量或硝态氮浸出量的影响越大, S 为负值表明投入管理参数与作物产量或硝态氮淋失量呈负相关。 S 计算公式为

$$S = \frac{\frac{O_2 - O_1}{O_{12}}}{\frac{I_2 - I_1}{I_{12}}} \quad (1)$$

式中 O_1 ——参数 I_1 的模型输出值
 O_2 ——参数 I_2 的模型输出值
 O_{12} —— O_1 和 O_2 的平均值
 I_1 ——参数中的最小输入值
 I_2 ——参数中的最大输入值
 I_{12} —— I_1 和 I_2 的平均值

表 2 敏感性分析管理方案

Tab.2 Details of management scenarios for sensitivity analysis

		无机氮 施入量/ (kg·hm ⁻²)	有机氮 施入量/ (kg·hm ⁻²)	无机氮 分施次数	灌溉量/ mm
基准情景	1	240	0	2	75
	2	180	0	2	75
	3	300	0	2	75
	4	240	60	2	75
	5	240	120	2	75
备选方案	6	240	0	1	75
	7	240	0	3	60
	8	240	0	2	75
	9	240	0	2	90

1.6 农艺和环境临界有机肥替代化肥比例确定

通过设置 11 种有机无机氮配施(有机肥占施氮总量 0、10%、20%、30%、40%、50%、60%、70%、80%、90%、100%)比例,并保持其他管理参数一致,探索最佳有机氮替代化肥氮比例。利用 2018—2020 年试验站每日气象资料,对每种情景进行 3 年的模型模拟,并计算硝酸盐淋溶量和玉米产量的平均值,绘制不同有机无机氮肥配施处理下氮素淋失量图,以不导致籽粒产量降低的有机无机氮配施比例(不随有机氮施入比例增加而改变或降低)作为农艺学的临界配施比,以硝酸盐淋失量较低的施氮处理为环境临界配施比,根据我国 GB/T 14848—1993《地下水质量标准》,16.2 kg/hm²的氮淋失符合人体健康标准(20 mg/L)。

2 结果与分析

2.1 模型评估

2.1.1 产量

通过 U1 处理对 DNDC 模型参数进行校正。如图 2(图中不同小写字母表示处理间差异显著,误差线为标准误差,下同)所示,在 2018—2020 年连续 3 年春玉米种植制度下,模型模拟的作物产量实测值与模拟值吻合较好,该处理下玉米产量的模拟统计分析表明, R^2 达到 0.99,MBE 为 192.10 kg/hm²,RMSE 为 185.47 kg/hm²,NRMSE 为 2.63%。上述统计分析结果表明,以 U1 处理为基础的 DNDC 模

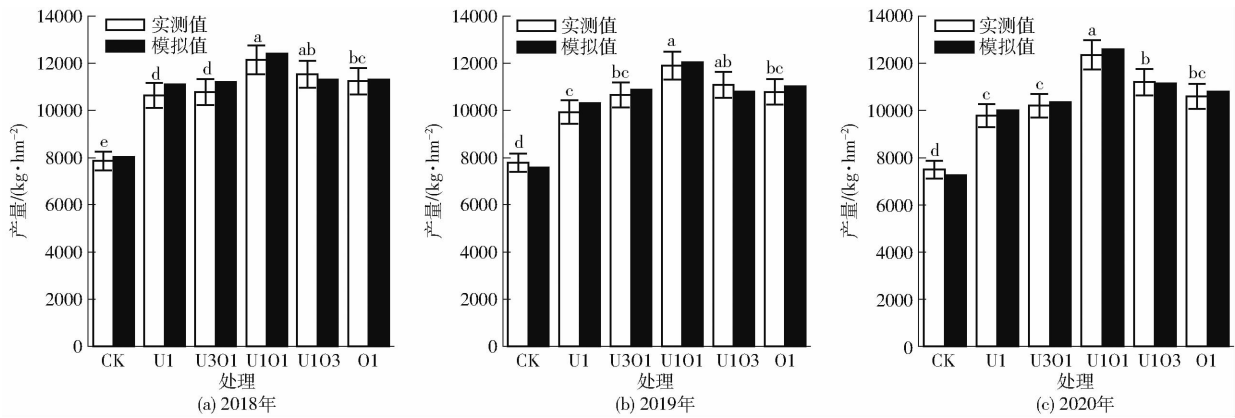


图2 玉米产量模拟值和实测值
Fig.2 Simulated and measured grain yields

型参数得到了较好的校正。

通过其他施肥处理及CK处理作物产量实测值和模拟值进行比较来验证DNDC模型模拟效果,统计分析结果表明,各处理 R^2 均在0.97以上,MBE为 $-97.17 \sim 352.10 \text{ kg/hm}^2$,RMSE为 $289.56 \sim 367.53 \text{ kg/hm}^2$,NRMSE均在5%以下。上述模拟效果评价指标的变化范围均处于模拟性能“较好”及“优秀”的范围内,也说明模型参数设置合理,能够很好地模拟不同处理中作物产量。

玉米产量的实测值和模拟值均表明,施肥可以显著提高玉米产量,各施肥处理玉米产量3年实测均值较CK处理高31.19%~57.28%,模拟均值高37.42%~62.05%。各施肥处理之间表现出随着有机肥施入比例增加玉米产量呈先升后降的趋势,以U1O1处理最大,实测均值和模拟均值分别较U1处理高17.92%和19.89%。

2.1.2 土壤温湿度

如图3所示,DNDC模型基本可以模拟土壤温度(0~5 cm)及土壤湿度(0~20 cm)生育期动态变化及量级,且模型模拟值与实测值较为一致。统计分析显示,二者 R^2 分别为0.75~0.81、0.78~0.84,土壤温度MBE较小,在 $-0.15 \sim 0.41^\circ\text{C}$ 之间;不同处理土壤湿度MBE在0.95%~1.56%之间;RMSE分别在 $3.37 \sim 3.75^\circ\text{C}$ 、 $4.28\% \sim 4.83\%$ 之间;NRMSE分别为12.88%~13.07%、8.32%~8.95%。从模拟效果与各项验证指标来看,DNDC模型能较为精准地模拟不同有机无机氮配施处理下土壤温湿度变化,表现性能分别为“较好”和“优秀”。实测值和模拟值均表明,土壤温湿度变化在不同处理之间没有显著性差异。

2.1.3 表层土壤硝态氮含量

如图4所示,DNDC模型基本可以模拟表层土壤(0~20 cm)硝态氮生育期动态变化及量级。但相较土壤温湿度模拟精度有所下降,各施肥处理的

模型模拟值对土壤硝态氮含量有所低估。统计分析表明,不同处理 R^2 为0.69~0.72,DNDC模型的模拟值低于实测值,MBE在 $-4.55 \sim -0.91 \text{ mg/kg}$ 之间;RMSE在 $12.19 \sim 13.80 \text{ mg/kg}$ 之间,NRMSE在18.82%~22.58%之间,表现性能为“中等”。上述统计分析结果说明,DNDC模型模拟在空间和时间维度对土壤硝态氮含量的表现性能相对较差。

模拟值和实测值均表明,施入基肥后,各施肥处理呈现出随着有机氮施入比例增大 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量先降后升的趋势;追肥后一段时间内呈现出随着有机氮施入比例越大土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量越小的趋势,在抽雄期之后 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量由大到小基本表现为U1O1、U1O3、O1、U3O1、U1。

2.1.4 土壤溶液中硝态氮含量

土壤溶液中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量模拟值是通过DNDC模型模拟土壤硝态氮含量(单位: $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,40~50 cm)和含水率(WFPS,40~50 cm)间接获得,实测值是通过土壤溶液提取器获得。如图5(图中实线箭头表示施肥,虚线箭头表示灌水)所示,DNDC模型基本可以模拟玉米生长季土壤溶液中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度变化规律和量级,DNDC模型高估生育前期土壤溶液 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度,而对于后期有所低估。统计分析发现,除CK处理 R^2 为0.61外,其余施肥处理 R^2 均达到0.9以上,MBE在 $4.59 \sim 11.36 \text{ mg/L}$ 之间;RMSE在 $1.27 \sim 3.02 \text{ mg/L}$ 之间,NRMSE在6.94%~16.53%之间。

综合各指标来看,模型模拟性能均在“较好”和“优秀”范围内。从实测和模拟结果均可以看出施肥会显著增加土壤溶液 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度,在各施氮处理之间,表现出随着有机氮施入比例增加土壤溶液 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度逐渐减小的趋势。

2.1.5 硝态氮淋失量

土壤硝态氮淋失量通过淋溶水中硝态氮浓度和淋溶水量求得,由图6可以看出,不同处理下,

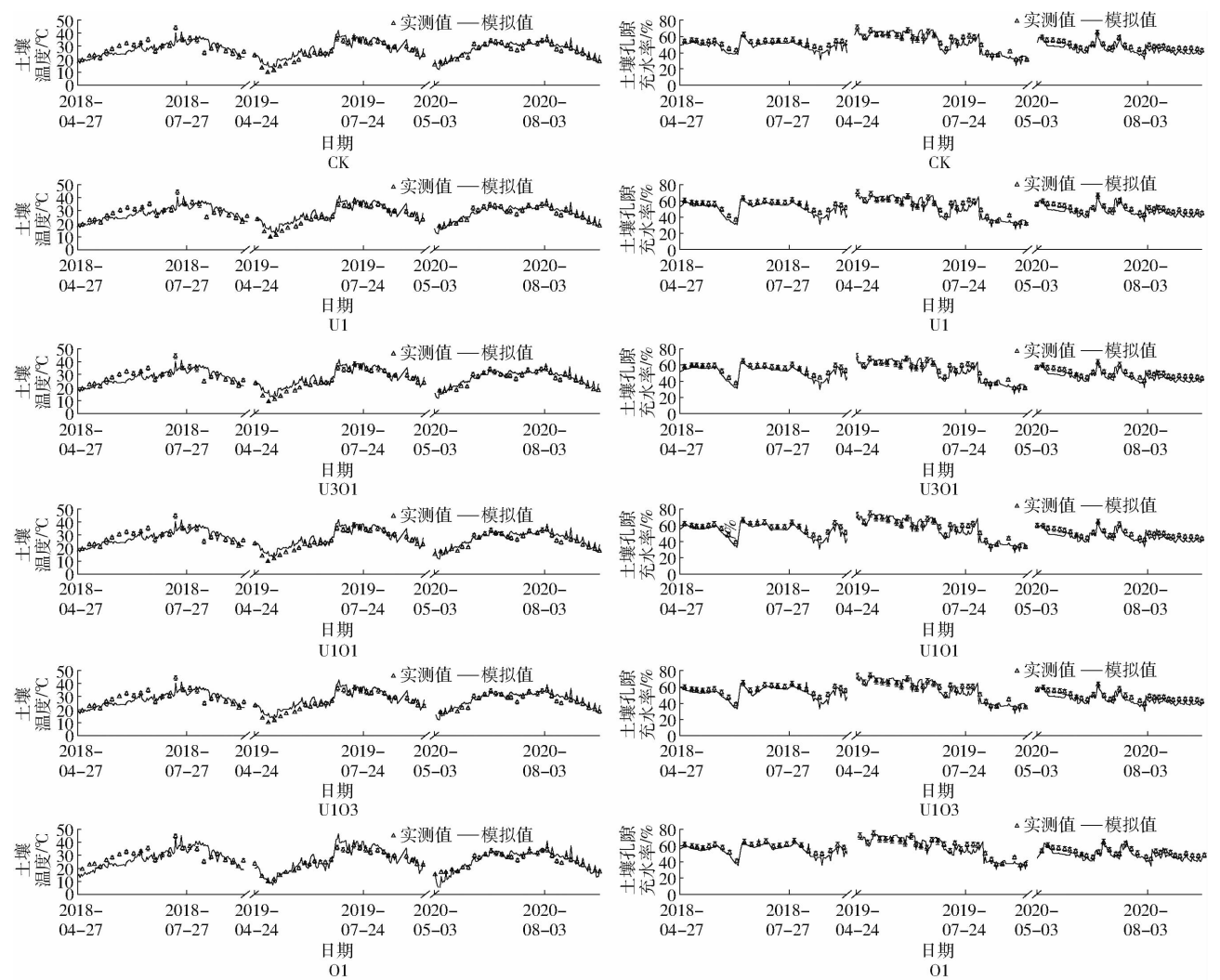


图 3 土壤温度和土壤孔隙充水率模拟值与实测值

Fig. 3 Simulated and measured soil temperature and water-filled pore space

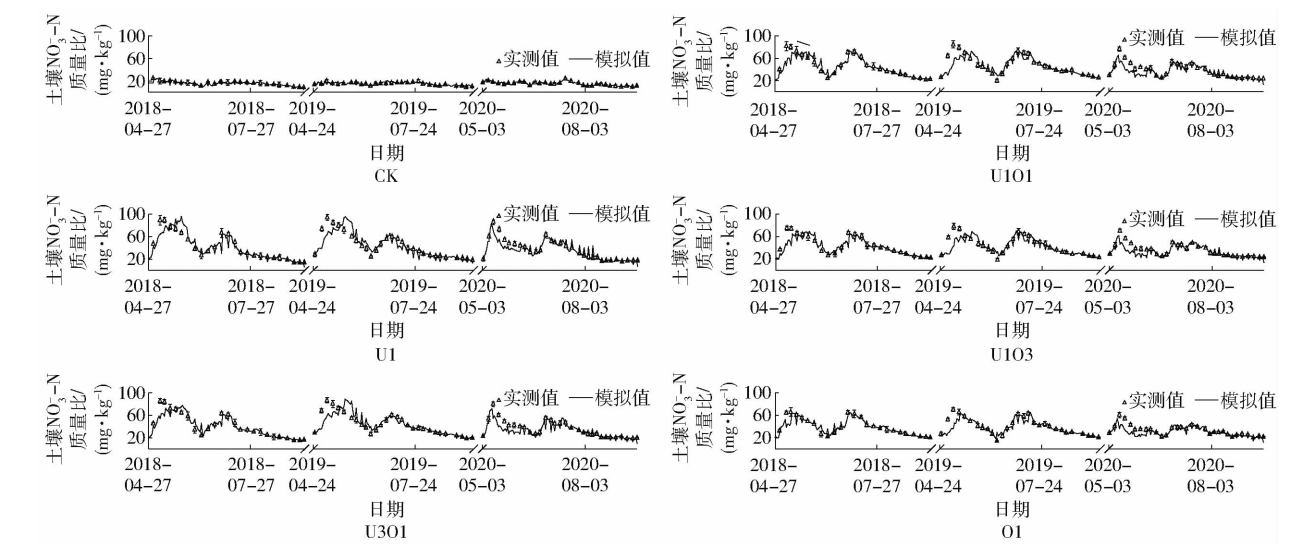


图 4 0 ~ 20 cm 土壤硝态氮含量模拟值与实测值

Fig. 4 Simulated and measured soil NO_3^- -N contents (0 ~ 20 cm)

DNDC 模型模拟的氮素淋失量与实测值之间有较好的一致性。统计分析显示,各处理 R^2 均达到 0.7 以上,MBE 在 $-2.69 \sim 3.98 \text{ kg/hm}^2$ 之间, RMSE 在 $0.49 \sim 1.11 \text{ kg/hm}^2$ 之间, NRMSE 在 $5.91\% \sim 12.53\%$ 之间,综合各指标来看,模型模拟性能均在“较好”和“优秀”范围内。

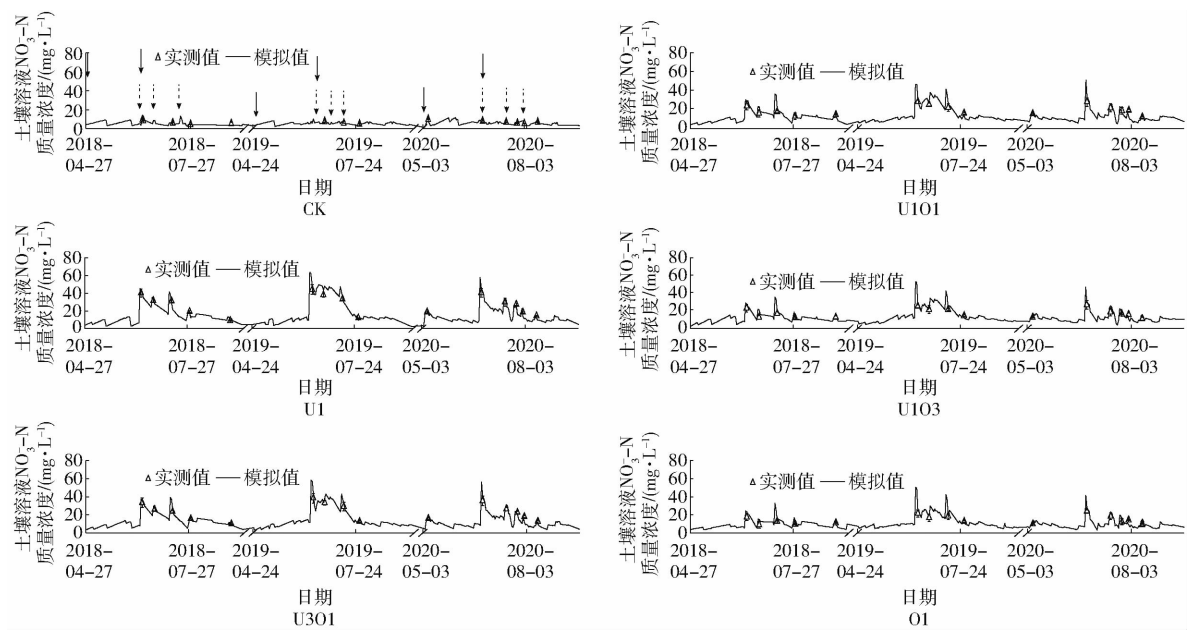


图 5 土壤溶液中 NO₃⁻-N 浓度模拟值与实测值

Fig. 5 Simulated and measured NO₃⁻-N concentrations in soil water solution

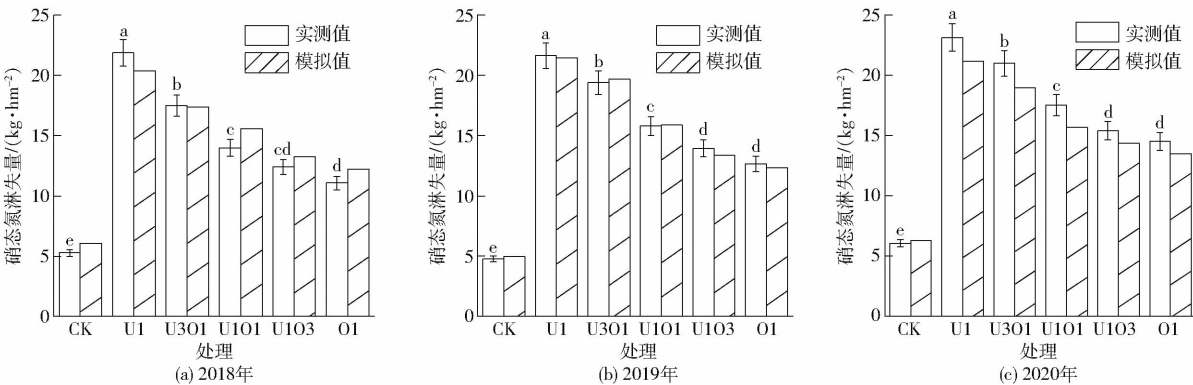


图 6 硝态氮淋失量模拟值与实测值

Fig. 6 Simulated and measured amounts of nitrate leaching

实测值和模拟值均表明,施氮会显著增加土壤硝态氮淋失量,各施肥处理 3 年实测和模拟硝态氮淋失量均值较 CK 处理分别高 1.4 ~ 3.1 倍、1.2 ~ 2.6 倍。各施肥处理之间表现出随着有机氮施入比例增加硝态氮淋失量减少的趋势,O1 处理 3 年实测硝态氮淋失量均值较 U1 处理降低 42.6%,模拟硝态氮淋失量均值较 U1 处理降低 39.6%。

2.2 不同管理方案对玉米产量及硝态氮淋失量的影响

由表 3 可以看出,不同管理方案会影响玉米产量及硝态氮淋失量。增施无机氮肥对作物产量的影响并不明显,但会显著增加硝态氮淋失量,将无机氮施用量从 240 kg/hm²改为 180、300 kg/hm²时,硝态氮淋失量分别降低 25.83% 和增加 31.67%。同时,增大或减小灌溉量并不会对作物产量产生明显影响,而对土壤氮素淋失量影响较大,当灌溉量从 75 mm 调整为 60、90 mm 时,土壤硝态氮淋失量分别

减少 13.75% 和增加 15.83%。相反,增加有机氮施用量会显著提高玉米产量,而氮素淋失量增加幅度较小,当有机氮施入量从 0 增加到 60、120 kg/hm²时,作物产量分别增加了 10.96% 和 24.54%。此外,当无机氮肥分施次数由 2 次增加到 3 次时,玉米产量增加 2.67%,硝态氮淋失量增加了 7.08%,当无机氮分施次数由 2 次改为 1 次时,玉米产量和硝态氮淋失量分别减少 4.13% 和 13.75%。

敏感性指数表明(表 3),在 4 种替代管理措施中,无机氮施入量($S = 1.27$)和灌溉量($S = 0.84$)对土壤硝态淋失量影响较大,而增施有机氮($S = 0.13$)和增加无机氮施肥次数($S = 0.22$)对硝态淋失量影响相对较小。在产量方面,灌溉量($S = 0.12$)、有机氮施入量($S = 0.11$)、无机氮分施次数($S = 0.10$)和无机氮施入量($S = 0.09$)对作物产量均产生较大影响。综合敏感性指标分析结果来看,不同管理措施对氮素淋失及玉米产量均产生正效

表 3 不同管理方案对硝态氮淋失量和产量的影响及其敏感性指标

管理实践	基准值	管理参数 调整值	硝态氮淋失量/ (kg·hm ⁻²)	玉米产量/ (kg·hm ⁻²)	敏感性指数	
					硝态氮淋失量	产量
无机氮施入量	240 kg/hm ²	180 kg/hm ²	17. 2	10 126	1. 27	0. 09
		240 kg/hm ²	18. 7	10 639		
		300 kg/hm ²	21. 0	10 596		
有机氮施入量	0 kg/hm ²	0 kg/hm ²	14. 8	11 805	0. 13	0. 11
		60 kg/hm ²	21. 0	11 241		
		120 kg/hm ²	28. 6	13 250		
无机氮分施次数	2	1	21. 0	10 200	0. 22	0. 10
		2	24. 1	10 639		
		3	27. 2	11 320		
灌溉量	75 mm	60 mm	18. 2	10 262	0. 84	0. 12
		75 mm	21. 0	10 639		
		90 mm	22. 7	10 761		

应,单一因素改变并不能达到经济和环境效益双赢的目标。本研究中,减少无机氮施用量会明显降低土壤硝态氮淋失量,但也会造成作物减产,而增大有机肥施入量并不会造成氮素大量淋失,同时可以达到增产的效果。因此,从农户管理实践来看,进行有机无机氮配施是寻求高产低硝的有效管理措施。

2.3 基于农艺及环境角度确定的优化管理措施

本研究利用 DNDC 模型来确定基于农艺及环境角度的最佳有机无机氮肥配施比例,目的是寻求一种既能使玉米获得高产,又能使硝态氮淋失量控制在可接受水平的临界有机氮替代化肥比例。文献和法规中均没有规定我国玉米产量的标准值。因此,本研究认为籽粒产量不随有机氮施入比例的增加而下降或者不低于基准情景为可接受产量。渗漏到地下水中的硝酸盐主要由灌溉和降雨引起,模型模拟得到 2018—2020 年农田平均渗水量为 73 mm,实际收集到的淋溶水量却达到 81 mm,为达到我国 GB/T 14848—1993《地下水质量标准》规定的 20 mg/L 临界值,玉米生长季内累积硝态氮淋失量应该小于 16.2 kg/hm²。

模拟结果表明(图 7),当有机氮施入比例在 0~60% 范围内时,3 年平均产量随有机氮施入比例增加而增加,继续增大有机肥施入比例则产量会下降,但是即使有机氮施入比例达到 100% 时,产量依旧比单施无机氮高 5.44%。可以看出,配施有机氮均可以使产量达到可接受水平,当有机氮施入比例为 60% 时产量最佳,较基准情景高 20.10%,为 12 578 kg/hm²。从 3 年硝态氮淋失量均值来看,随着有机氮施入比例增加硝态氮淋失量逐渐减少,单施有机氮处理硝态氮淋失量较基准情景降低 39.52%,当有机氮施入比例为 50%~100% 时,硝态氮淋失量降低到可接受水平(15.7 kg/hm²)以下。

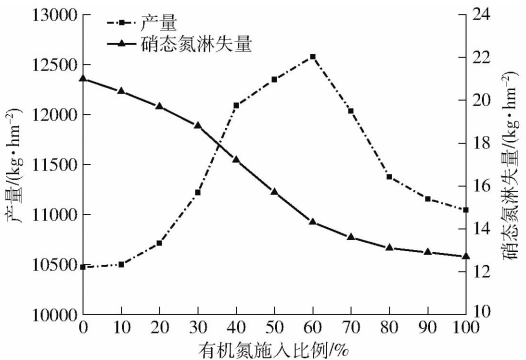


图 7 不同处理下模拟籽粒产量和硝态氮淋失量的响应曲线

Fig. 7 Response curves of simulated grain yield and amount of nitrate leaching to different treatments

结合试验区的实际情况,综合玉米产量和硝态氮淋失量,可接受的施肥模式为在施氮总量为 240 kg/hm²时,有机氮配施比例在 50% 以上,最佳施肥模式为 40% 无机氮 + 60% 有机氮。

3 讨论

3.1 模型性能

DNDC 模型是一个基于过程机理的模型,且已在不同的农业生态系统中得到了验证和应用。如 DNDC 模型能很好地模拟玉米产量和硝态氮淋失量^[41]、不同管理措施下的土壤环境因子状况^[40]及含碳、氮气体的排放^[42-43]。本研究利用不同处理下土壤环境因子、作物产量和 NO₃⁻-N 淋溶的多周期测量来评估 DNDC 模型,结果表明,该模型对不同处理下作物产量、土壤温湿度、土壤硝态氮含量以及淋溶水 NO₃⁻-N 浓度的实测值与模拟值间的一致性整体较好,然而,在模拟值和实测值的日变化之间仍然有所差异。

本研究发现,在灌溉和降雨后,土壤孔隙充水率的模拟值普遍高于实测值(图3),造成这一差异的原因可能是由于土壤湿度的实测值(往往推迟1~2 d 取样)没有及时观测到所致,同时,本研究在作物生长后期不再进行灌溉,降雨后由于土壤干燥开裂造成的优先流也可能会导致模拟值偏高^[44]。此外,模型在模拟土壤湿度过程中未考虑作物叶片对降雨的截留,忽略了此过程对降雨的影响,因而土壤水分模拟的差异可能是由于蒸散模拟的潜在偏差造成^[45]。还有学者认为,DNDC 模型难以捕捉到土壤孔隙充水率变化的原因可能与土壤质地有关^[46]。

本研究中 DNDC 模型对土壤表层 NO_3^- -N 的模拟结果较差(图4),总体来看,模型低估了各处理 0~20 cm NO_3^- -N 含量。对照处理没有任何氮素的补充,所以土壤硝态氮主要来源于作物残渣的分解和土壤本身的矿化氮,而 DNDC 模型低估实测值的原因是对该作用没有进行很好的预测^[40],这也是施肥处理模拟值低于实测值的原因。同时,发现生育前期土壤溶液中 NO_3^- -N 浓度的模拟值高于实测值,这可能也是导致表层土壤硝态氮模拟值偏低的原因,而模型可能对作物生育后期土壤氮素矿化量没能进行良好的预测,导致土壤表层硝态氮含量和土壤溶液中硝态氮浓度模拟值均低于实测值,这是模型需要改进的地方。DNDC 模型基本可以模拟到土壤硝态氮淋失量,但仍有所差异,一方面是由于在使用陶瓷吸盘采集样品时并不能完全代表土壤渗滤液,并且由于覆盖范围或样品体积有限,样品中存在显著的不确定性^[47-48]。另一方面,不同深度土壤的异质性也是应用模型模拟氮素淋失的障碍之一^[34,45]。因此,在今后的研究中应进一步改进水文和 NO_3^- -N 淋溶相关过程的参数化,以更加准确地模拟土壤 NO_3^- -N 淋失过程。

3.2 不同管理措施对玉米产量和氮素淋失量的影响

本研究结果表明,不同管理措施均会对玉米产量和 NO_3^- -N 淋失量产生影响。当无机氮施用量保持在 240 kg/hm^2 ,灌水量为 60~90 mm 时,玉米产量呈逐渐增加的趋势;而当灌水量保持在 75 mm、无机氮施用范围在 $180 \sim 300 \text{ kg/hm}^2$ 时,玉米产量呈先升后降的趋势。这是因为在供水较差的条件下,水分会限制氮素的发挥而造成减产;在供水充足的条件下为养分释放提供了良好的基础,适宜的施氮量会提高水分利用率,而过量施肥则会造成作物徒长,不利于作物增产^[49-51]。前人研究表明,施氮是导致 NO_3^- -N 淋失的重要因素,灌水是 NO_3^- -N 淋失的必要条件,且随着施氮量和灌溉量的增加,硝态氮的淋失风险也极大地提高^[52]。这与本研究结果一致,

即无论是增加灌溉量还是施氮量均会增大土壤 NO_3^- -N 淋失量。本研究发现,增加无机氮分施次数可以提高玉米产量,这主要是因为适当的施肥方式更加符合玉米对氮素的需求,尤其是对抽雄-成熟籽粒形成的关键时期进行养分补充更加利于增产^[53]。而由于本试验施肥是与灌水同时进行的,会加速氮素水解,导致 NO_3^- -N 淋失量也随着施肥次数增加而增大。同时,增加施肥次数也会导致劳动力成本增加,从经济效益的角度考虑并不利于当地农民的管理实践。

有机无机肥配施是农业可持续发展的热点,是现代施肥技术的重要方向。有研究表明,在试验初期,单施无机氮处理的产量明显高于单施有机氮处理,而经过长期培肥过后,单施有机氮处理的产量才可能达到或超过单施无机氮处理^[25]。而本研究发现,即使在试验初期,单施有机氮处理的产量也高于单施无机氮处理,原因可能为:①由于本试验点土壤氮背景值较高,能产生较多的速效养分。②本研究选用的有机氮含氮量为 10%,矿化过程会产生较多无机氮供作物吸收。③有机肥可以改良土壤理化性质,且其中含有中微量元素。本研究表明,当有机无机氮施入比例为 3:2 时最有利于作物增产,其原因可以归结为,该有机无机氮配施比例可以更好地调控土壤氮素的固持和释放,协调土壤氮素供应^[24,54],满足作物生育期对养分的需求,从而利于作物增产。

本研究表明,配施有机氮可以降低土壤氮素淋失量。部分原因是因为施入有机肥能够增加土壤活性有机碳含量和团聚体粒径,提高阳离子代换量,增加对硝态氮的固持作用^[32],使较多氮素存于耕层土壤,而玉米根系层也主要位于耕层,故有利于作物对氮素的吸收而减少其淋失量。另一方面,配施有机肥为土壤微生物增殖生长提供营养元素,在作物生长初期需氮不多的情况下,施入有机肥增加微生物活性使得更多无机氮被固定并得以保存,当作物需氮较多且土壤碳、氮源缺乏时,微生物前期固定的氮被释放,实现氮肥供应和作物氮需求时间上的同步,从而减少氮素淋失^[55]。此外,本研究发现增加氮素的分施次数会增大 NO_3^- -N 淋失量,本试验中有机氮全部一次性基施,而无机氮则分 2 次施入,这可能也是导致随着无机氮施入比例减少氮素淋失量降低的原因之一。

本研究氮素当季回收率在 19.71%~42.44% 之间,硝态氮淋失量占当季施肥量的 18.62%~29.33%。因此,在提高玉米氮肥利用效率及减少氮素损失方面还有很大空间,一方面,从玉米当季考虑,

可以适当减少氮肥总施用量;另一方面,需要根据土壤供氮及作物吸氮动态关系,进一步调整施肥结构,在不同盐分条件下进行有机无机肥分次配施。此外,如何提高下茬玉米对深层残留氮素的有效吸收以提高氮素利用率及降低氮素损失,有待进一步研究。

4 结束语

利用田间原位观测数据校验后的 DNDC 模型能够较好地模拟不同管理实践对玉米产量和硝态氮

淋失量的影响。敏感性分析表明,施氮种类、施氮量、灌溉量以及无机氮分施次数均会对玉米产量和硝态氮淋失量产生正效应。而在 240 kg/hm²施氮总量下,合理的有机无机氮配施比例可以同时保证玉米的最佳产量和硝态氮淋失量在可接受范围内,当有机氮施入量为 144 kg/hm²,无机氮施入量为 96 kg/hm²时,玉米产量可达 12 578 kg/hm²,硝态氮淋失量相对较低(15.7 kg/hm²)。本研究对区域玉米生产氮肥管理具有重要应用价值。

参 考 文 献

[1] Food and Agriculture Organization of United Nations (FAO). Fertilizer by nutrient[EB/OL]. <http://www.fao.org/faostat/zh/#data/RFN>.

[2] LIU J, YOU L, AMINI M, et al. A high-resolution assessment on global nitrogen flow in cropland[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2010, 107(17):8035 – 8040.

[3] HUANG T, JU X, YANG H. Nitrate leaching in a winter wheat – summer maize rotation on a calcareous soil as affected by nitrogen and straw management[J]. Scientific Reports, 2017, 7:42247.

[4] HE S J, LIU J. Contribution of basefow nitrate export to nonpoint source pollution[J]. Sci. China, 2016, 59(10):1912 – 1929.

[5] ZHU Z, NOESE D, SUN B. Policy for reducing non-point pollution from crop production in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2006.

[6] SEBILO M, MAYER B, NICOLARDOT B, et al. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2013, 110(45):18185 – 18189.

[7] World Health Organization. Guidelines for drinking water quality[EB/OL]. https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/GDWQ2004web.pdf.

[8] ZHANG W L, TIAN Z X, ZHANG N, et al. Nitrate pollution of groundwater in northern China[J]. Agric. Ecosyst. Environ., 1996,59(3):223 – 231.

[9] ZHAO T K, ZHANG C J, DU L F, et al. Investigation on nitrate concentration in groundwater in seven provinces (city) surrounding the Bo-Hai Sea[J]. Agro-Environ. Sci., 2007,26(2):779 – 783.

[10] JU X, KOU C L, ZHANG F S, et al. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain[J]. Environment Pollution, 2006,143(1):117 – 125.

[11] LIU G D, WU W L, ZHANG J. Regional differentiation of non-point source pollution of agriculture-derived nitrate nitrogen in groundwater in northern China[J]. Agric. Ecosyst. Environ., 2005,107(2 – 3):211 – 220.

[12] TAO T, XIN K. Public health: a sustainable plan for China’s drinking water[J]. Nature, 2014,511(7511):527 – 528.

[13] 赵春晓,郑海春,郜翻身,等. 不同处理对河套灌区玉米土壤硝态氮和铵态氮动态及氮肥利用率的影响[J]. 中国土壤与肥料,2017,15(6):99 – 104.

ZHAO Chunxiao, ZHENG Haichun, GAO Fanshen, et al. Effect of different materials on dynamic change of soil nitrate and ammonium nitrogen and N uptake by maize in Hetao Irrigation Area[J]. Chinese Soil and Fertilizer,2017,15(6):99 – 104. (in Chinese)

[14] VITOUSEK P M, NAYLOR R, CREWS T, et al. Nutrient imbalances in agricultural development[J]. Science, 2009, 324(5934):1519 – 1520.

[15] LIU H B. Establishment and application of monitoring technology on nonpoint pollution from arable land[M]. Beijing: Science Press, 2015.

[16] 杜军,杨培岭,李云开,等. 基于水量平衡下灌区农田系统中氮素迁移及平衡的分析[J]. 生态学报, 2011,31(16):4549 – 4559.

DU Jun, YANG Peiling, LI Yunkai, et al. Nitrogen balance in the farmland system based on water balance in Hetao Irrigation District, Inner Mongolia[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011,31(16):4549 – 4559. (in Chinese)

[17] FENG Z Z, WANG X K, FENG Z W. Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China[J]. Agricultural Water Management, 2005, 71(2):131 – 143.

[18] 冯兆忠,王效科,冯宗伟. 河套灌区地下水氮污染状况[J]. 生态与农村环境学报, 2005, 21(4):74 – 76.

FENG Zhaozhong, WANG Xiaoke, FENG Zongwei. N pollution of groundwater in Hetao Irrigation District[J]. Rural Eco-Environment, 2005,21(4):74 – 76. (in Chinese)

[19] 周慧,史海滨,郭珈玮,等. 盐分与有机无机肥配施对土壤氮素矿化的影响[J/OL]. 农业机械学报,2020,51(5):295 – 304.

ZHOU Hui, SHI Haibin, GUO Jiawei, et al. Effect of salt and organic – inorganic fertilizer application on soil nitrogen mineralization[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2020,51(5):295 – 304. http://www.jcsam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20200532&journal_id=jcsam. DOI: 10. 6041/j. issn. 1000-1298. 2020. 05. 032. (in Chinese)

[20] 周慧,史海滨,徐昭,等. 有机无机肥配施对盐渍土供氮特性与作物水氮利用的影响[J/OL]. 农业机械学报,2020, 51(4):299 – 307.

ZHOU Hui, SHI Haibin, XU Zhao, et al. Effects of combined application of organic and inorganic fertilizers on nitrogen supply and crop water and nitrogen utilization in salinized soils[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural

- Machinery,2020,51(4):299–307. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?file_no=20200434&flag=1&journal_id=jcsam. DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2020.04.034. (in Chinese)
- [21] BUEREN E T L V, STRUIK, P C, JACOBSEN E. Ecological concepts in organic farming and their consequences for an organic crop ideotype[J]. NJAS Wageningen J. Life Sci., 2002,50(1):1–26.
- [22] CISILINO F, BODINI A, ZANOLI A. Rural development programs' impact on environment; an ex post evaluation of organic farming[J]. Land Use Policy, 2019, 85(28):454–462.
- [23] JAIME M M, CORIA J, LIU X. Interactions between CAP agricultural and agri-environmental subsidies and their effects on the uptake of organic farming[J]. American J. Agric. Econ., 2016, 98(4):1114–1145.
- [24] YADAV R L, DWIVEDI B S, PRASAD K, et al. Yield trends, and changes in soil organic-C and available NPK in a long-term rice-wheat system under integrated use of manures and fertilisers[J]. Field Crops Research, 2000, 68(3):219–246.
- [25] MANNA M C, SWARUP A, WANJARI R H, et al. Long-term effect of fertilizer and manure application on soil organic carbon storage, soil quality and yield sustainability under sub-humid and semi-arid tropical India[J]. Field Crops Research, 2005, 93(2–3):264–280.
- [26] LI S, LI Y B, LI X S, et al. Effect of straw management on carbon sequestration and grain production in a maize–wheat cropping system in Anthrosol of the Guanzhong Plain[J]. Soil Tillage Res., 2016, 157(1):43–51.
- [27] DIACONO M, MONTEMURRO F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility(a review)[J]. Agron. Sustain. Dev., 2010,30(2):401–422.
- [28] ZHANG X Y, FANG Q C, ZHANG T, et al. Benefits and trade-offs of replacing synthetic fertilizers by animal manures in crop production in China;a meta-analysis[J]. Glob. Chang. Biol., 2020,26(2):888–900.
- [29] BROWN S A. Organic farming and water pollution[J]. Water Environ. Manage, 1993,7(6):586–591.
- [30] WEN Z, SHEN J, BLACKWELL M, et al. Combined applications of nitrogen and phosphorus fertilizers with manure increase maize yield and nutrient uptake via stimulating root growth in a long-term experiment[J]. Pedosphere,2016,26(1):62–73.
- [31] KIRCHMANN H, BERGSTROM L. Do organic farming practices reduce nitrate leaching? [J]. Communication Soil Sci. Plant. Anal., 2001, 32(7–8):997–1028.
- [32] YIN F, FU B, MAO R. Effects of nitrogen fertilizer application rates on nitrate nitrogen distribution in saline soil the Hai River Basin, China[J]. Journal of Soils and Sediments, 2007, 7(3):136–142.
- [33] XUN W B, ZHAO J, XUE C, et al. Significant alteration of soil bacterial communities and organic carbon decomposition by different long-term fertilization management conditions of extremely low-productivity arable soil in South China [J]. Environmental Microbiology, 2016, 18(6):1907–1917.
- [34] QIU J J, LI H, WANG L G, et al. GIS-model based estimation of nitrogen leaching from croplands of China[J]. Nutr. Cycl. Agroecosyst, 2011,90(2):243–252.
- [35] 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 Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2013,368(1621):20130122.
- [36] GILTRAP D L, LI C, SAGGAR S. DNDC: a process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils[J]. Agric. Ecosyst. Environ., 2010,136(3–4):292–300.
- [37] CUI M, SUN X, HU C, et al. Effective mitigation of nitrate leaching and nitrous oxide emissions in intensive vegetable production systems using a nitrification inhibitor, dicyandiamide[J]. Soils Sediments, 2011, 11(5):722–730.
- [38] LI H, WANG L, QIU J, et al. Calibration of DNDC model for nitrate leaching from an intensively cultivated region of Northern China[J]. Geoderma, 2004,223–225:108–118.
- [39] DUTTA B, SMITH W N, GRANT B, et al. Model development in DNDC for the prediction of evapotranspiration and water use in temperate field cropping systems[J]. Environ. Modell. Softw., 2016,80(3):9–25.
- [40] LU F L, SONG J S, GILTRAP D, et al. Crop yield and N₂O emission affected by long-term organic manure substitution fertilizer under winter wheat-summer maize cropping system[J]. Science of the Total Environment, 2020,732:9684–9697.
- [41] ZHANG Y T, WANG H Y, LIU S, et al. Identifying critical nitrogen application rate for maize yield and nitrate leaching in a Haplic Luvisol soil using the DNDC model[J]. Science of the Total Environment, 2015, 514:388–398.
- [42] CHIRINDA N, KRACHER D, LAEGDAMAND M, et al. Simulating soil N₂O emissions and heterotrophic CO₂ respiration in arable systems using FASSET and Mo Bi LE–DNDC[J]. Plant and Soil, 2011, 343(1–2):139–160.
- [43] ZHANG W, LIU C Y, ZHENG X H, et al. Comparison of the DNDC, Landscape DNDC and IAP–N–GAS models for simulating nitrous oxide and nitric oxide emissions from the winter wheat–summer maize rotation system[J]. Agricultural Systems,2015,140:1–10.
- [44] UZOMA K C, SMITH W, GRANT B, et al. Assessing the effects of agricultural management on nitrous oxide emissions using flux measurements and the DNDC model[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2015, 206:71–83.
- [45] LI C S, FARAHBAKSHAZAD N, JAYNES D B, et al. Modeling nitrate leaching with a biogeochemical model modified based on observations in a row-crop field in Iowa[J]. Ecol. Model., 2006,196(1–2):116–130.
- [46] SMITH P, MARTINO D, CAI Z C, et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences,2008, 363(1492):789–813.
- [47] LORD E I, SHEPHERD M A. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching[J]. Journal of Soil Science,1993,44(3):435–449.
- [48] POSS R, NOBLE A D, DUNIN F X, et al. Evaluation of ceramic cup samplers to measure nitrate leaching in the field[J]. Journal of Soil Science,1995, 46(4):667–674.
- [49] 吕丽华,董志强,张经廷,等. 水氮对冬小麦-夏玉米产量及氮利用效应研究[J]. 中国农业科学, 2014, 47(19):3839–3849. LÜ Lihua, DONG Zhiqiang, ZHANG Jingting, et al. Effect of water and nitrogen on yield and nitrogen utilization of winter wheat and summer maize[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2014, 47(19):3839–3849. (in Chinese)

[25] WANG T, LIANG J, LIU X. Soil moisture retrieval algorithm based on TFA and CNN[J]. IEEE Access, 2018, 7:597 – 604.

[26] LIU X, YU X, LIANG J. Soil moisture retrieval via non-singleton fuzzy logic with UWB echoes[C] //CSPS 2016, Springer, 2016;219 – 228.

[27] LIU X, YU X, REN J, et al. Soil moisture retrieval using UWB echoes via ANFIS and ANN[C] //CSPS 2017, Urumqi, 2017;1261 – 1268.

[28] 施建成, 杜阳, 杜今阳, 等. 微波遥感地表参数反演进展[J]. 中国科学: 地球科学, 2012, 42(6): 814 – 842.
SHI Jiancheng, DU Yang, DU Jinyang, et al. Progresses on microwave remote sensing of land surface parameters[J]. Scientia Sinica(Terrae), 2012, 42(6): 814 – 842. (in Chinese)

[29] HOLTGRAVE A K, FORSTER M, GREIFENEDER F, et al. Estimation of soil moisture in vegetation-covered floodplains with Sentinel – 1 SAR data using support vector regression [J]. PFG—Journal of Photogrammetry, Remote Sensing & Geoinformationence, 2018, 86(2): 85 – 101.

[30] 韩文霆, 彭星硕, 张立元, 等. 基于多时相无人机遥感植被指数的夏玉米产量估算[J/OL]. 农业机械学报, 2020, 51(1): 148 – 155.
HAN Wenting, PENG Xingshuo, ZHANG Liyuan, et al. Summer maize yield estimation based on vegetation index derived from multi-temporal UAV remote sensing[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2020, 51(1): 148 – 155. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20200116&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2020.01.016. (in Chinese)

[31] 刘晓旭. 基于模糊逻辑的超宽带信号提取土壤特征研究[D]. 成都:电子科技大学, 2018.
LIU Xiaoxu. Soil feature extraction from ultra wideband signal based on fuzzy logic[D]. Chengdu: University of Electronic Science and Technology of China, 2018. (in Chinese)

[32] YANG C, LIANG J. Soil pH value forecasting using UWB echoes based on ensemble methods[J]. IEEE Access, 2019, 7: 173249 – 173256.

[33] 康学远, 林琳, 刘义佳, 等. 土壤介电常数-含水量关系模型研究[J]. 中国农村水利水电, 2015(8): 8 – 12.

[34] 郭妮. 植被指数及其研究进展[J]. 干旱气象, 2003, 21(4): 71 – 75.
GUO Ni. Vegetation index and its advances[J]. Journal of Arid Meteorology, 2003, 21(4): 71 – 75. (in Chinese)

[35] 田振坤, 傅莺莺, 刘素红, 等. 基于无人机低空遥感的农作物快速分类方法[J]. 农业工程学报, 2013, 29(7): 109 – 116.
TIAN Zhenkun, FU Yingying, LIU Suhong, et al. Rapid crop classification method based on UAV low altitude remote sensing [J]. Transactions of the CSAE, 2013, 29(7): 109 – 116. (in Chinese)

(上接第 301 页)

[50] 张富仓, 严富来, 范兴科, 等. 滴灌施肥水平对宁夏春玉米产量和水肥利用效率的影响[J]. 农业工程学报, 2018, 34(22): 111 – 120.
ZHANG Fucang, YAN Fulai, FAN Xingke, et al. Effects of irrigation and fertilization levels on grain yield and water fertilizer use efficiency of drip fertigation spring maize in Ningxia[J]. Transactions of the CSAE, 2018, 34(22): 111 – 120. (in Chinese)

[51] WANG Y Z, ZHANG X Y, LIU X W, et al. The effects of nitrogen supply and water regime on instantaneous WUE, time-integrated WUE and carbon isotope discrimination in winter wheat[J]. Field Crops Research, 2013, 144(1): 236 – 244.

[52] 张玉铭, 张佳宝, 胡春胜, 等. 水肥耦合对华北高产农区小麦-玉米产量和土壤硝态氮淋失风险的影响[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(3): 532 – 539.
ZHANG Yuming, ZHANG Jiabao, HU Chunsheng, et al. Effect of fertilization and irrigation on wheat – maize yield and soil nitrate nitrogen leaching in high agricultural yield region in North China Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(3): 532 – 539. (in Chinese)

[53] HE J Q, DUKES M D, HOCHMUTH G J, et al. Identifying irrigation and nitrogen best management practices for sweet corn production on sandy soils using CERES – Maize model[J]. Agric. Water Manag., 2012, 109:61 – 70.

[54] 梁斌, 赵伟, 杨学云, 等. 长期不同施肥对旱地小麦土壤氮素供应及吸收的影响[J]. 中国农业科学, 2012, 45(5): 885 – 892.
LIANG Bin, ZHAO Wei, YANG Xueyun, et al. Effects of long-term different fertilization managements on changes of N in soil and its uptake by wheat on dryland[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2012, 45(5): 885 – 892. (in Chinese)

[55] 杨世琦, 王永生, 韩瑞芸, 等. 宁夏引黄灌区秸秆还田对麦田土壤硝态氮淋失的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(16): 5537 – 5544.
YANG Shiqi, WANG Yongsheng, HAN Ruiyun, et al. Effect of swine manure application on nitrate leaching in winter wheat field in the Yellow River Irrigation Area of Ningxia, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(16): 5537 – 5544. (in Chinese)