

基于HYDRUS-1D模型的平原河网区农田氮素迁移特征研究

许雪婷, 班如雪, 金有杰, 张毅敏, 高月香, 徐豪杰

引用本文:

许雪婷, 班如雪, 金有杰, 等. 基于HYDRUS-1D模型的平原河网区农田氮素迁移特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(2): 400-410.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0571>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

应用HYDRUS-1D模型模拟分析PFCs在土壤中的迁移特征

邵托娅, 郑跃军, 王金生

农业环境科学学报. 2018, 37(10): 2175-2182 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1637>

化肥减量替代对华北平原小麦-玉米轮作产量及氮流失影响

秦雪超, 潘君廷, 郭树芳, 翟丽梅, 王洪媛, 武淑霞, 刘宏斌

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1558-1567 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1364>

牛粪化肥配施对稻田下渗水氮素流失和水稻氮素积累的影响

李敏, 王春雪, 舒正文, 王昭, 陈建军, 李元, 祖艳群, 张克强

农业环境科学学报. 2019, 38(4): 903-911 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0695>

季铵盐改性秸秆阻控养殖肥液灌溉土壤氮淋失

张理胜, 赵迪, 薄录吉, 张克强, 王凤

农业环境科学学报. 2021, 40(11): 2582-2588 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1028>

长兴县合溪水库集水区不同土地利用方式下径流氮流失特征研究

吕婷, 廖敏, 叶照金, 方至萍, 黄小辉, 张云, 施海龙, 沈杰

农业环境科学学报. 2017, 36(7): 1369-1377 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1676>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

许雪婷, 班如雪, 金有杰, 等. 基于HYDRUS-1D模型的平原河网区农田氮素迁移特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(2): 400–410.

XU X T, BAN R X, JIN Y J, et al. Nitrogen migration characteristics in farmland in plain river network area based on HYDRUS-1D model [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(2): 400–410.

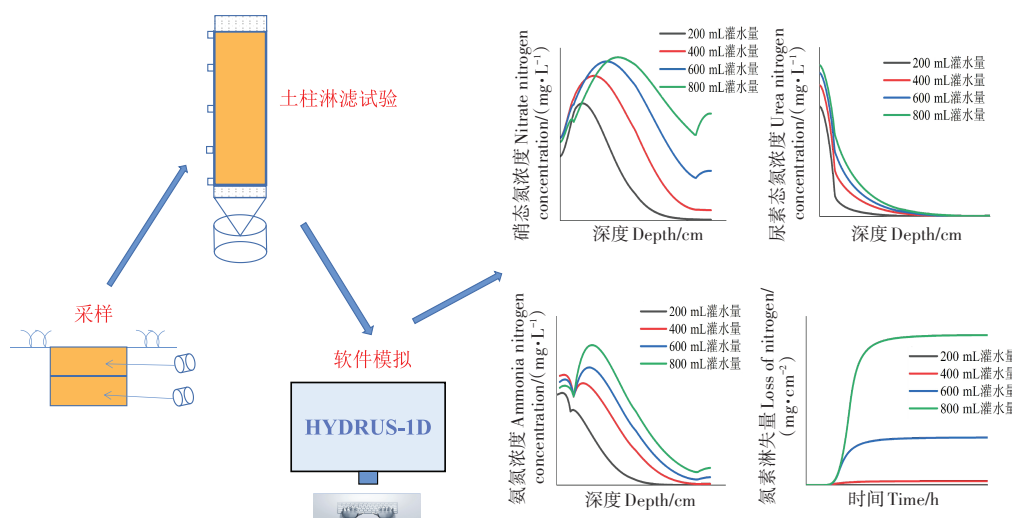


开放科学 OSID

基于HYDRUS-1D模型的平原河网区农田氮素迁移特征研究

许雪婷¹, 班如雪^{1,2}, 金有杰³, 张毅敏^{1*}, 高月香¹, 徐豪杰^{1,2}

(1.生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042; 2.河海大学环境学院, 南京 210098; 3.水利部南京水利水文自动化研究所, 南京 210012)



摘要:为了探究平原河网区域氮素垂向迁移及流失情况,本研究基于平原河网区农业活动施用的氮素通过包气带发生纵向迁移的实际情况,利用HYDRUS-1D软件中的水分运动和溶质运移模块构建适用于平原河网区的水氮模型,结合野外监测和室内淋溶试验对模型参数率定和验证,利用校验过的模型对区域氮素垂向迁移及流失情况进行模拟。结果表明:尿素主要分布在0~5 cm土壤,并在表层土壤中大量水解;氨氮和硝态氮主要分布在0~15 cm和0~35 cm土壤,且随着土壤深度增加,浓度均呈现先增加后减少的趋势。土壤深度每增加10 cm,硝态氮浓度减小约10 mg·L⁻¹。相对而言,硝态氮更易流失进入深层土壤,氨氮流失则对灌溉量响应更为明显。当灌溉量高于400 mL时,氮素流失量呈指数增加趋势。在综合考虑自然降雨、外源污染输入和土壤背景值的条件下,平原河网区进入地下水的氮素将远超国家Ⅲ类水质标准。

关键词:HYDRUS-1D;平原河网区;包气带;氮素迁移;地下水环境

中图分类号:X52;X71 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)02-0400-11 doi:10.11654/jaes.2021-0571

Nitrogen migration characteristics in farmland in plain river network area based on HYDRUS-1D model

XU Xueting¹, BAN Ruxue^{1,2}, JIN Youjie³, ZHANG Yimin^{1*}, GAO Yuexiang¹, XU Haojie^{1,2}

(1.Nanjing Institute of Environmental Science, Ministry of Ecological Environment, Nanjing 210042, China; 2.College of Environment,

收稿日期:2021-05-17 录用日期:2021-09-10

作者简介:许雪婷(1991—),女,安徽芜湖人,硕士研究生,助理研究员,从事农业面源污染研究。E-mail:xtlx9112@163.com

*通信作者:张毅敏 E-mail:zym7127@163.com

基金项目:国家重点研发计划项目(2019YFB2102003)

Project supported: The National Key Research and Development Program(2019YFB2102003)

Hohai University, Nanjing 210098, China; 3.Nanjing Automation Institute of Water Conservancy and Hydrology, Nanjing 210012, China)

Abstract: Based on the actual situation of the study area, the HYDRUS-1D model was used to simulate the migration characteristics of water and nitrogen in a plain river network area. The model parameters were calibrated and validated by combining field monitoring and indoor leaching experiments; therefore, vertical migration and loss of nitrogen in the research area were simulated using this verified model. The results showed that urea was hydrolyzed largely in the surface soil and was mainly distributed in 0~5 cm depth of the soil layer. Ammonia nitrogen and nitrate nitrogen were mainly distributed in 0~15 cm and 0~35 cm depths of the soil layer, respectively. The concentrations of these two pollutants basically showed the same tendency: both increased first and then decreased with increasing soil depth. It was estimated that when the soil depth increased by 10 cm, the nitrate-nitrogen concentration decreased by $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, which meant that nitrate-nitrogen entered deep soil easily. Ammonia nitrogen loss owing to irrigation was clearly observed, especially when the irrigation amount was greater than 400 mL; however, nitrogen loss increased exponentially. Meanwhile, the amount of nitrogen entering into the groundwater environment in the plain river network area was much higher than that in the type III water quality standard, considering natural rainfall, input of exogenous pollutants, and soil background value.

Keywords: HYDRUS-1D; plain river network area; aeration zone; nitrogen migration; groundwater environment

太湖平原河网区农业面源氮素流失已成为水质恶化和水体富营养化的重要来源之一^[1],太湖流域农业面源污染物氨氮和总氮排放量分别占总量的43.3%和51.3%^[2]。其中,来自农业活动的氮素输入是导致太湖流域水质恶化的一个重要因素,江苏省2016年化肥施用强度为 $407.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,高于全国的平均水平 $359.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,接近国家制定的化肥污染的安全使用上限($225.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)的2倍^[3]。因此,选择太湖流域平原河网农田深入研究氮素流失特征具有重要意义。

进入水环境中的氮素一部分通过地表径流进入河流湖泊,另一部分则累积在土壤包气带中,通过土壤水发生垂向迁移渗漏流失,土壤包气带是氮素流失的重要场所,是污染物发生生化反应进入水环境的必经之路。太湖流域地下水位埋藏较浅,受圩区影响,累积在土壤中的氮素更易通过包气带发生纵向迁移,造成地下水农业面源污染^[4]。目前对污染物经包气带流失进入水环境的相关研究较缺乏,而对太湖流域部分地区地下水环境调查的结果发现,该地区地下水氮素超标严重, NO_3^- 、 NO_2^- 的超标率分别达到38.2%和57.9%^[5]。受研究时空尺度等方面的限制,目前对包气带氮素流失的研究方法主要集中在一般经验模型模拟,缺乏实际地质工况的情景模拟,使得模拟结果一定程度上失真。

基于此,本研究选择HYDRUS-1D模型进行相关研究,该模型在一维土壤水动力模型基础上,动态连接水分、溶质、作物生长等多个模块,充分考虑水分和溶质在土壤包气带-地下水复合介质中的迁移转化过程,动态模拟氮素在土壤剖面的迁移转化特征^[6-7]。本文以常州市武进区为研究区域,该地区是典型的平

原河网区,地势平坦、河网密集,气候温和湿润,雨量充沛,区域内主要土地利用类型为农业种植,除水域面积外,农业种植面积占比高达60%^[8]。选择区域典型的水稻土作为供试土壤,通过室外监测和室内淋滤实验相结合的方式构建本地化的HYDRUS-1D水氮数值模型,实现对农田土壤水氮运移分布模拟,并探究农业面源污染氮素流失对水环境的影响,以期以太湖流域农业面源污染控管提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 室内土柱淋滤试验

1.1.1 样品采集与分析

平原河网区土壤主要为水稻土,涉及土种包括黄泥土、白土、红黄土和灰斑黄泥土^[9]等。本研究采样点($120^{\circ}6'50.64''\text{E}$, $31^{\circ}46'32.66''\text{N}$)位于常州市武进区,选择区域内分布最为广泛的黄泥土作为土壤样品,借助GPS全球定位系统,结合区域土地利用开展土壤取样,设置3个平行取样点。每个取样点在清除地表植被后,挖出 $1 \text{ m} \times 1 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ 的正方形深坑,分别在0~10 cm和10~20 cm处取样,利用环刀取原状土用于测容重,利用铅盒取土样用于测土壤含水量,再取土样若干于自封袋中用于土壤理化性质测定和土柱制备。

将采集的土壤样品自然风干,去除植物残体、根须及砾石等杂质,混匀研磨后过1 mm筛用于测定土壤背景值及分析土壤性质。本文采用传统的环刀法对土壤容重进行测定,采用烘干法测定土壤的含水率,采用重铬酸钾容量法-外加热法测定土壤有机质。同时采用甲种比重计法对机械组成进行测定。上述分析方法具体步骤参考《土壤分析技术指南》,测

定结果见表1。

1.1.2 实验装置与实验设计

本研究设计的土柱淋滤装置,其外径8 cm,内径7.5 cm,高度55 cm,管内土样采用分层填土的方式装填。装填前,在柱子底部垫4层纱布,再铺上5 cm经盐酸浸泡的石英砂作为承托层和过滤层,随后依次在管内铺上10~20 cm和0~10 cm土层的土壤自然样品各20 cm,0~10 cm土样质量为1 995.86 g,10~20 cm土样质量为2 172.49 g,并在土壤表层铺5 cm经盐酸浸泡过的石英砂。从石英砂层开始计算,每10 cm设置一个取样口,总共5个取样口(图1)。

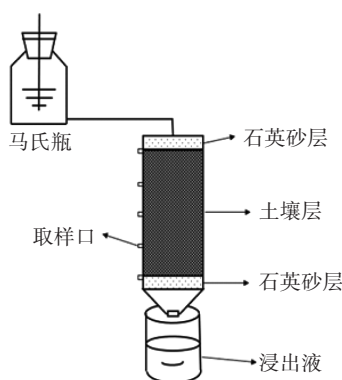


图1 土柱装置示意图

Figure 1 The experimental device of indoor soil column leaching

土柱制备完成后,自上而下用纯净水湿润土柱,充分淋洗。研究区年均降水量1 074 mm,灌水量300 m³,施氮量在360~1 500 kg·hm⁻²[10],为模拟常规水肥条件下的氮素迁移过程,土柱模拟水量设置为400 mL,施用尿素总量设置为0.4 g。将称取的尿素与土柱表层5 cm石英砂拌匀,回填进土柱,灌水400 mL至土柱表面。按照设计的时间间隔(60、120、180、240、400、720 h),从土柱不同高度取土壤样品及水样,用于监测土柱中氮素的剖面分布和淋失情况,并根据土柱实测数据对模型进行校验。

1.2 HYDRUS-1D模型构建

HYDRUS-1D软件是由美国农业部国家盐土实验室研发,可用于模拟饱和条件下水分、能量、溶质在

土壤中的迁移转化规律和分布情况^[11-12]。该模型采用修改过的Richards方程为水流控制方程,可灵活设置并处理各边界条件,且充分考虑植物根系吸水和土壤持水特性等多种因素,在模拟土壤水分^[13]、溶质^[14-15]及农药的运移^[16]方面得到广泛运用。自2000年引入我国,经众多学者开发应用^[17-18],模型得到不断完善,广泛应用于饱和-非饱和带污染物迁移相关领域的研究。

1.2.1 基本方程

(1) 土壤水分运动基本方程

采用VanGenuchten土壤水力模型模拟预测土壤水分运动^[19],其模型如公式(1)~公式(4)所示:

$$\theta h = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha h|^n\right]^m} & h < 0 \\ \theta_s & h \geq 0 \end{cases} \quad (1)$$

$$K(h) = K_s s_e^l \left[1 - \left(1 - s_e^{\frac{1}{m}}\right)^m\right]^2 \quad (2)$$

$$m = 1 - n/1 \quad n > 1 \quad (3)$$

$$s_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (4)$$

式中: θh 为土壤含水量,cm³·cm⁻³; h 为压力水头,cm; θ_s 为土壤饱和含水量,cm³·cm⁻³; θ_r 为土壤残余含水量,cm³·cm⁻³; K_s 为土壤水力传导系数,cm·d⁻¹; s_e 为有效饱和度,cm³·cm⁻³; α 、 n 、 m 为经验系数, α 的值为进气值的倒数,cm⁻¹; n 为孔隙分布指数; l 为土壤孔隙连通性参数,通常取值为0.5^[20]。

(2) 土壤溶质运动基本方程

HYDRUS-1D的溶质运移模型主要采用经典的对流-弥散方程描述饱和和非饱和孔隙介质中的一维溶质运移^[21],见公式(5):

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} + \rho \frac{\partial s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\theta D \frac{\partial c}{\partial x} \right) - \frac{\partial qc}{\partial x} - S \quad (5)$$

式中: c 为溶质的液相浓度,g·cm⁻³; s 为溶质的固相浓度,g·g⁻¹; D 为弥散系数,反映土壤水中有效分子扩散和机械弥散机制; q 为垂向水分通量,cm·s⁻¹; S 为源汇项,g·cm⁻³·s⁻¹。

土壤中NO₃-N的运移方程见公式(6):

$$\frac{\partial C_1 \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[\theta D \frac{\partial C_1}{\partial z} \right] - \frac{\partial (q C_1)}{\partial z} + S_N \quad (6)$$

表1 土壤基本物理性质

Table 1 Basic physical properties of soil

土壤深度 Soil depth/cm	土壤容重 Soil volumetric weight/(g·cm ⁻³)	含水量 Water content/(cm ³ ·cm ⁻³)	有机质 Organic matter/(g·kg ⁻¹)	黏粒 Clay/%	粉粒 Silt/%	砂粒 Sand/%
0~10	1.13	0.33	23.76	25.25	71.93	2.82
10~20	1.23	0.34	23.65	29.17	68.12	2.71

式中: C_1 为土壤溶液中 NO_3^- -N的浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; S_N 为源汇项, $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$,主要包括有机氮的矿化、反硝化作用以及微生物固定等; z 为空间坐标。

$$S_N=k_1\theta C_2-S_wC_{R1}-k_2\theta C_1 \quad (7)$$

式中: k_1 、 k_2 分别为氨氮的硝化速率和硝态氮的反硝化速率, h^{-1} ; C_{R1} 为根系吸收硝态氮浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; S_w 为根系吸水量, $\text{cm}^3\cdot\text{cm}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

氨氮运移方程见公式(8):

$$\frac{\partial C_2}{\partial t} + \frac{\partial C_2 \rho_s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[\theta D \frac{\partial C_2}{\partial z} \right] - \frac{\partial (q C_2)}{\partial z} + S_N \quad (8)$$

式中: C_2 为土壤溶液中氨氮的浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; s 为线性吸附平衡常数; ρ 表示土壤干容重, $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 。

$$S_N=k_3\theta C_0-S_wC_{R2}-k_1\theta C_2 \quad (9)$$

式中: k_3 为有机氮的矿化速率, h^{-1} ; C_0 为土壤有机氮含量, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; C_{R2} 为根系吸收硝态氮浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; S_w 为根系吸水量, $\text{cm}^3\cdot\text{cm}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

1.2.2 初始条件及模型边界

(1)土壤水分运动初始条件边界与边界条件

本次模拟水分初始条件见公式(10):

$$\theta(z,0)=\theta_0(z) \quad z \in (0,L) \quad (10)$$

式中: $\theta_0(z)$ 为灌水前不同深度土壤的初始含水量, $\text{cm}^3\cdot\text{cm}^{-3}$; $(0,L)$ 为土柱的高度范围, cm 。

由于室内土柱实验模拟的是包气带非饱和流的连续灌溉情况,因此水流模型的上边界选用有表面积水的大气边界条件,其最大积水厚度为9 cm;下边界选择自由排水边界条件。

(2)土壤溶质运动初始条件与边界条件

土壤中氮素的迁移转化过程中,有机氮进入土壤中矿化为氨氮(NH_4^+),再经硝化作用转化为亚硝酸盐氮(NO_2^- -N)和硝酸盐氮(NO_3^- -N);最后在脱氮作用下形成氧化亚氮(N_2O)和氮气(N_2)^[22]。由于 NO_2^- 转化为 NO_3^- 的过程反应较快,所以溶质运移中不考虑 NO_2^- 的作用。基于室内模拟情况,本次模拟考虑硝化与反硝化等动力学过程,包气带土壤条件下氮素的初始条件见公式(11)~公式(13),边界条件见公式(14)~公式(19)。

初始条件:

$$\text{尿素}: c_1(z,0)=c_{11}(z) \quad z \in (0,L) \quad t=0 \quad (11)$$

$$\text{NO}_3^- \text{-N}: c_2(z,0)=c_{12}(z) \quad z \in (0,L) \quad t=0 \quad (12)$$

$$\text{NH}_4^+ \text{-N}: c_3(z,0)=c_{13}(z) \quad z \in (0,L) \quad t=0 \quad (13)$$

边界条件:

尿素:

$$\text{上边界条件:} \begin{cases} c_1(z,t)=c_{m1}(z) & z=L \quad 0 < t < t_1 \\ c_1(z,t)=0 & z=L \quad t > t_1 \end{cases} \quad (14)$$

$$\text{下边界条件:} \frac{\partial C_1}{\partial Z}(L,t)=0 \quad z=0 \quad t>0 \quad (15)$$

$\text{NO}_3^- \text{-N}$:

$$\text{上边界条件:} c_2(z,t)=c_{m2}(z) \quad z=0 \quad (16)$$

$$\text{下边界条件:} \frac{\partial C_2}{\partial Z}(L,t)=0 \quad z=0 \quad t>0 \quad (17)$$

$\text{NH}_4^+ \text{-N}$:

$$\text{上边界条件:} c_3(z,t)=c_{m3}(z) \quad z=0 \quad (18)$$

$$\text{下边界条件:} \frac{\partial C_3}{\partial Z}(L,t)=0 \quad z=0 \quad t>0 \quad (19)$$

式中: c_i 为初始氮素浓度的分布, $\text{mg}\cdot\text{mL}^{-1}$; c_m 为已知的土壤表层或随入渗水下渗的溶质浓度, $\text{mg}\cdot\text{mL}^{-1}$; t_1 为输入氮肥的脉冲时间, h 。

模型假设初始时刻土壤表层为饱和状态,此时模型顶部的压力水头设置为0 cm,根据介质剖分的节点数对土柱进行离散,土柱底部的水力水头设置为-50 cm。

1.2.3 网格剖分和时间步长

根据室内土柱淋滤实验,均等划分模拟土柱,并设置观测点,模拟时长720 h,模拟的初始时间步长0.024 h,最小时间步长0.000 24 h,最大时间步长1 h。迭代控制参数使用默认值。

1.2.4 模型参数确定

(1)土壤水力参数

土壤水力参数是在土壤机械组成和容重基础上,利用神经网络Rosetta模型^[20]进行测算,再结合土柱淋滤实测数据校验得出的,各土层土壤水力学数值见表2。

(2)土壤溶质运移转化参数

该模型涉及土壤溶质运移转化的多个参数,在参数敏感性检验和前人对土壤溶质运移^[14]以及土壤溶质转化^[23]的研究的基础上,利用土柱淋滤试验测定并校验,得出的模型土壤溶质运移和转化参数取值如表3和表4所示。

1.2.5 模型校验

本研究采用相关系数 R^2 和均方根误差(RMSE)评价指标来定量评估模型模拟结果。计算公式如下:

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (s_i - o_i)^2}{n}} \quad (20)$$

式中: s_i 和 o_i 为第 i 个样本的土壤含水量及氨氮、硝态氮浓度的模拟值和实测值; n 为样本个数。

R^2 代表模型的拟合程度,数值越接近于1,表示模拟数值越接近实际情况。RMSE反映模拟值与实测值之间的平均绝对误差程度^[24],数值范围是0到正无穷,数值越小,表示模拟越接近真实条件。

2 结果与讨论

2.1 模型率定与验证

模型率定中,选取两种常规灌水施肥条件,即灌水量400 mL、施尿素0.4 g时和灌水量800 mL、施尿素0.4 g时,15 cm和35 cm处土壤剖面土壤含水量、氨氮和硝态氮浓度监测值与模拟值情况,结果如图2、图3、表5所示。

在灌水量为400 mL的率定条件下,土壤剖面RMSE整体可控, R^2 均大于0.8,说明该模型结果较好,与实际情况较为一致,但 $RMSE_{15\text{ cm}} > RMSE_{35\text{ cm}}$,说明模型在深层的模拟效果更佳,不同形态氮素中,氨氮效果最好,硝态氮次之。

在灌水量达到800 mL的验证条件下, RMSE均小于3, R^2 均大于0.85,说明模型模拟效果较好。综合来看,模型边界合适,参数选择合理,在率定和验证条件下, R^2 均大于0.8,模型模拟数据与实测数值较为一致,该模型可用于模拟平原河网区农田包气带水氮运移。

2.2 农田包气带氮素迁移转化时空分布

土壤包气带中氮素主要包括有机氮、氨氮和硝态

表2 土壤水力学参数

Table 2 Soil hydraulic parameters

土壤深度 Soil depth/ cm	残余土壤含水量 θ_r Residual soil moisture content/($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)	饱和土壤含水量 θ_s Saturated soil moisture content/($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)	水力传导系数 K_s Hydraulic conductivity/ ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$)	经验参数 α Experience parameter α/cm^{-1}	经验参数 n Experience parameter n	经验参数 l Experience parameter l
0~10	0.132 8	0.483 6	0.15	0.011 4	1.489 6	0.5
10~20	0.109 6	0.393 3	0.10	0.010 7	1.495 2	0.5

表3 土壤溶质运移参数^[14]

Table 3 Soil nitrogen migration parameters^[14]

运移参数 Migration parameter	纵向弥散度 Longitudinal dispersion/cm	横向弥散度 Transverse dispersion/ cm	自由水中分子扩散系数 D_w Molecular diffusion coefficient in free water/($\text{cm}^2 \cdot \text{h}^{-1}$)		
			尿素 Urea	氨氮 Ammonia nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen
参数值 Parameter value	0.3	0.3	0.03	0.06	0.06

表4 土壤溶质转化参数^[23]

Table 4 Soil nitrogen conversion parameters^[23]

模型参数 Model parameter	取值范围 Value range	参数值 Parameter value
有机氮的矿化速率 k_0 Mineralization rate of organic nitrogen/ h^{-1}	0.000 03~0.001 67	0.000 03
尿素的水解速率 k_1 Rate of hydrolysis of urea/ h^{-1}	0.012 5~0.033 3	0.030 8
硝化速率 k_2 Nitrifying rate/ h^{-1}	0.000 83~0.030 00	0.020 00
反硝化速率 k_3 Denitrification rate/ h^{-1}	0.000 4~0.010 0	0.008 3
吸附系数 k_a Adsorption coefficient/($\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)	0.003 5~0.004 0	0.003 5

表5 两种率定条件下模型模拟土壤含水量、水溶液中氨氮和硝态氮的评价结果

Table 5 The evaluation results of soil moisture content, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen in aqueous solution were simulated by the model under two calibration conditions

率定条件 Rate condition/mL	指标 Indicator	RMSE		R^2	
		15 cm	35 cm	15 cm	35 cm
400	含水量 Moisture content	0.005 3	0.002 3	0.831 7	0.810 3
	氨氮 Ammonia nitrogen	4.545 0	0.665 9	0.829 5	0.846 7
	硝态氮 Nitrate nitrogen	5.379 2	1.821 1	0.921 7	0.857 3
800	含水量 Moisture content	0.005 2	0.001 9	0.855 3	0.908 8
	氨氮 Ammonia nitrogen	2.782 6	1.596 2	0.976 2	0.923 4
	硝态氮 Ammonia nitrogen	2.833 2	2.402 6	0.974 1	0.986 5

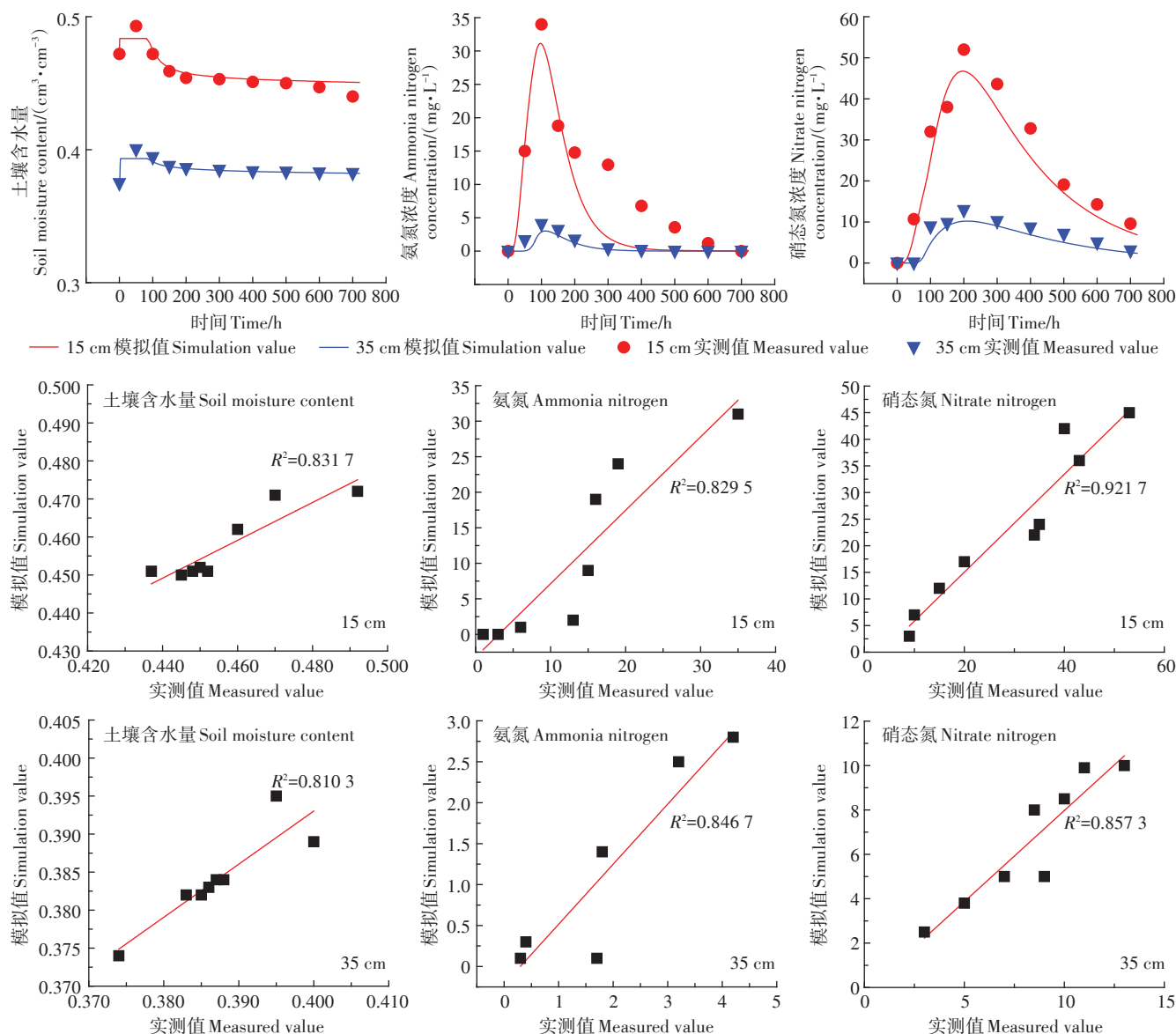


图2 400 mL灌水条件下土壤含水量、氨氮及硝态氮浓度率定结果

Figure 2 Comparison of measured values and simulated values of soil water content, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen concentration under 400 mL irrigation conditions (fixed)

氮3种形态,图4为不同时刻尿素态氮、硝态氮和氨氮随土壤剖面迁移特征以及在不同剖面的浓度分布模拟结果。农田施肥后,尿素会随土壤深度增加而逐步递减,在30 cm土壤深度时浓度基本降解为0;而氨氮和硝态氮波动趋势较为一致,均是随着土壤深度的增加,浓度呈现先增加后缓慢减少的趋势,其中氨氮在120 h时达到浓度峰值,此时浓度为 $37.56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;而硝态氮在240 h时可达到浓度最高值,为 $51.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这与氮素在土壤中的迁移转化相关,尿素施用初期大量水解为氨氮,尿素态氮浓度下降而氨氮浓度持续增加,同时伴随着硝化作用的发生,水解的氨氮

在硝化细菌的作用下进一步转化为硝态氮,导致硝态氮的浓度增加,然而受到平原河网地下水位较浅的影响,硝态氮极易向深层土层迁移,污染地下水。

初始条件下,充分淋溶土柱直至检测不出氮素,此时尿素态氮、氨氮和硝态氮浓度均为0。由图4氮素剖面分布情况可知,随着尿素的加入,农田中各形态氮素发生动态转化。首先是尿素发生水解转化为氨氮,由于尿素态氮是有机氮的一种形态,迁移能力较弱,该过程主要发生在0~5 cm土壤表层,且反应速率较快,400 h后尿素态氮含量接近于0,与此同时氨氮浓度不断增加,在180 h时达到最高值。土壤剖面

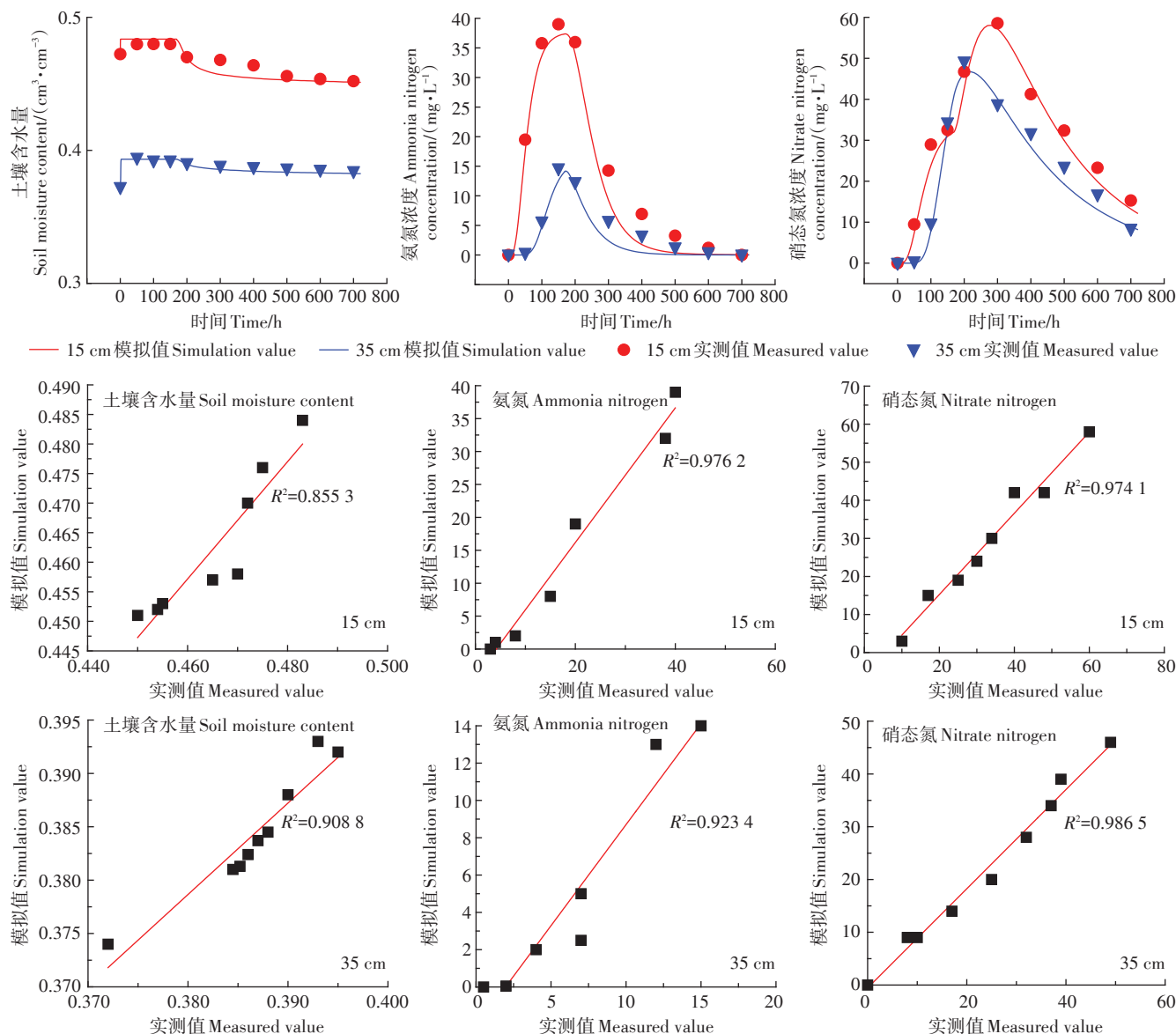


图3 800 mL灌水条件下土壤含水量、氨氮及硝态氮浓度验证结果

Figure 3 Comparison of measured values and simulated values of soil water content, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen concentration under 800 mL irrigation conditions (verification)

5、15、25 cm 和 35 cm 处氨氮平均浓度依次为: 10.97、8.94、2.54 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 0.51 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 由此可知, 氨氮转化过程主要集中在 0~15 cm 土层。由于土壤胶粒与硝态氮均带负电荷, 土壤中的硝态氮易随土壤水分迁移, 硝态氮在 5、15、25 cm 和 35 cm 土层处平均浓度依次为: 27.31、27.55、15.89 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 5.88 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 相较于其他形态氮素, 硝态氮在整个土壤剖面中的浓度均较高, 在 15 cm 处浓度达到峰值, 并随着土壤水分逐渐向深层土壤中迁移。研究表明, 以硝酸盐形式存在的溶解性氮是地下水环境中最为常见的污染物^[25-27], 尤其在平原河网区地下水水位埋藏较浅, 平均水位在

50~300 cm 间^[28], 不考虑其他外源污染输入等条件, 15 cm 以下的土壤剖面每增加 10 cm 硝态氮会减少 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 由此可见, 平原河网区硝态氮极易进入地下水污染水体。

2.3 农业灌溉对氮素迁移转化的影响

2.3.1 不同形态氮素在土壤剖面的浓度分布

本研究设置了 200、400、600 mL 和 800 mL 4 种农业灌溉情景, 探究农业灌溉对不同形态氮素迁移转化和流失的影响。总体来看, 随着灌溉量的增加, 尿素、氨氮和硝态氮在各土壤剖面的波动趋势一致(图 5)。其中, 尿素态氮浓度随土壤深度增加而递减, 其降解

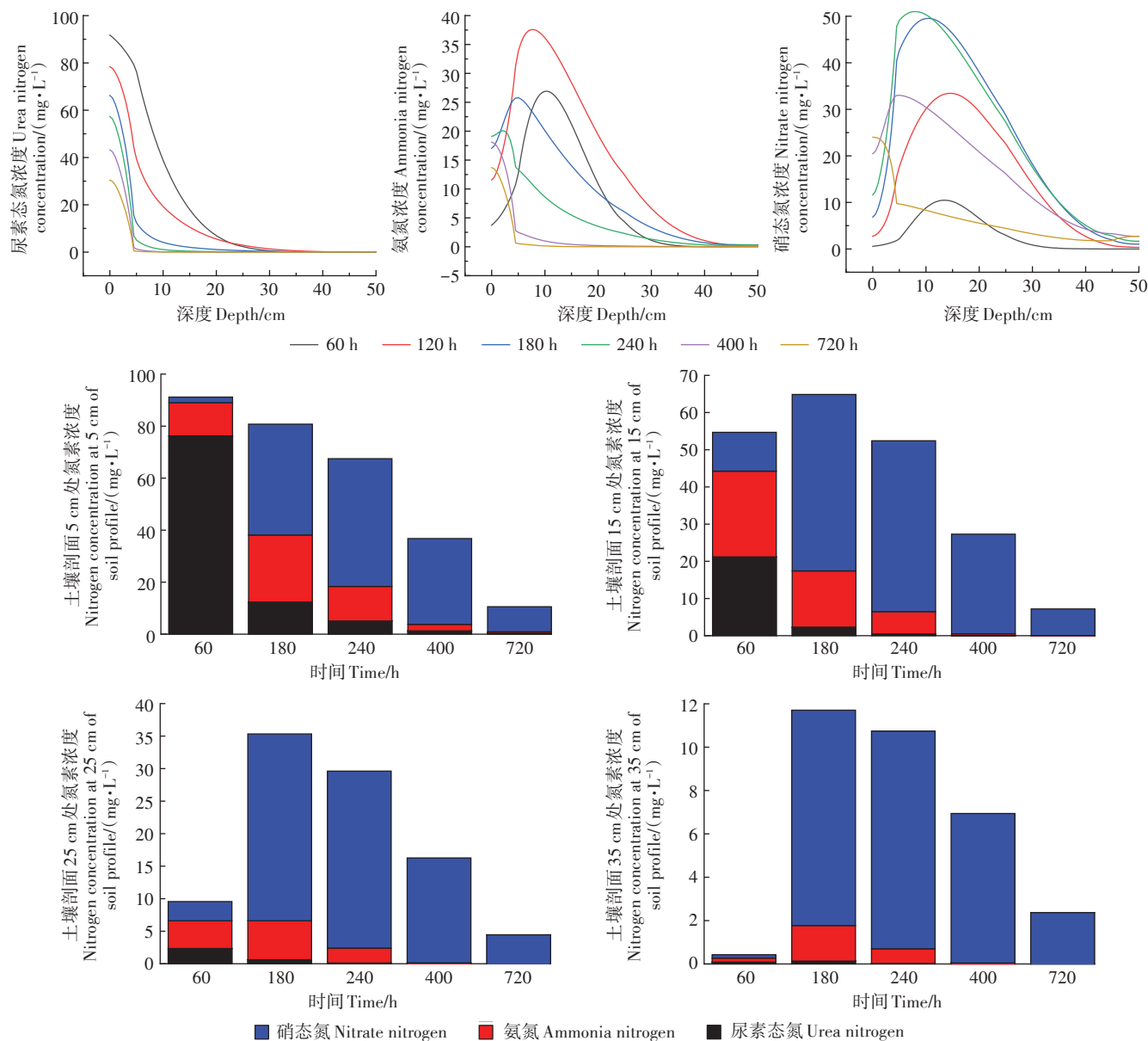


图4 不同时刻尿素态氮、氨氮和硝态氮迁移及剖面分布特征

Figure 4 Migration and profile distribution characteristics of urea nitrogen, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen at different times

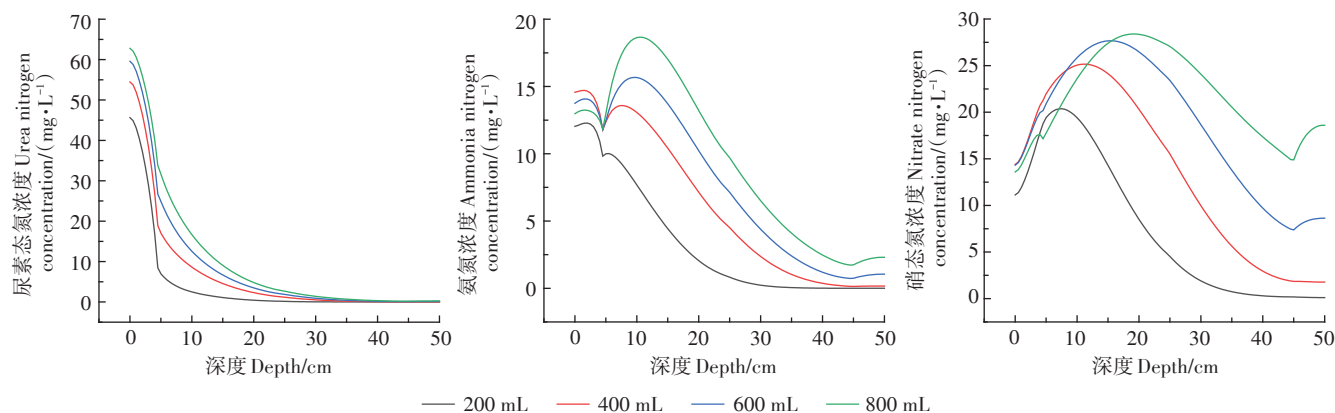


图5 不同灌水条件下各形态氮素迁移转化分布

Figure 5 The average nitrogen concentration of the profile changes with time under different irrigation conditions

主要集中在表层土壤中,浓度最高达到 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 10~30 cm 土层中尿素急剧减少,到 40 cm 处浓度基本为 0。氨氮和硝态氮浓度都是呈现先增大后减少的趋势,10 cm 处氨氮浓度基本可达到最高值,200、400、600 mL 和 800 mL 灌溉量下最高氨氮浓度分别为: 10.02 、 13.54 、 $15.64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $18.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。伴随着硝化反应,氨氮浓度逐渐降低,同时硝态氮浓度迅速上升,10~20 cm 处硝态氮浓度达到峰值,200、400、600 mL 和 800 mL 灌溉量下最高硝态氮浓度分别为: 20.27 、 25.11 、 $27.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $28.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。随后硝态氮的浓度缓慢降低,在 50 cm 处,当灌溉量为 200 mL 时,硝态氮的浓度接近 0,而灌溉量为 400、600 mL 和 800 mL 时,硝态氮的浓度依次为 1.78 、 6.41 、 $15.27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。总体来看,随着灌溉量的增加,各形态氮素流失量增加,受电荷影响,硝态氮较氨氮更易随土壤水分向土壤深层迁移。但当灌溉量高于 400 mL 时,氨氮浓度在 40~50 cm 深层土壤中出现增加趋势,这是由于随着剖面中硝态氮所占比例的升高,氨氮转为硝态氮的速率降低,且深层土壤中氧气不足,硝化反应受到抑制^[29],随着灌溉量的增加,抑制作用愈加明显,因此当灌溉量高于 400 mL,且深层土壤中硝态氮与氨氮比例达到 9.8:1 时,土壤中的硝化作用受到抑制。

2.3.2 不同形态氮素在土壤剖面的累积淋失量

不同灌水条件下各形态氮素累积淋失量见图 6。尿素态氮在表层土壤中完成降解,仅在 800 mL 灌溉条件下有少量流失,其值小于 $5 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$,而氨氮和硝态氮随土壤水分存在明显垂向迁移的趋势,尤其是硝态氮流失量较大,在 200、400、600 mL 和 800 mL 灌溉量条件下累积淋失量分别为 0.08、3.18、35.27、142.89 $\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2}$,相同条件下氨氮的累积流失量分别为 0.01、

0.71、9.61、35.33 $\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ 。由此可见,氮素在土壤剖面中主要以硝态氮和氨氮两种形态流失,且随着灌溉量的增加,流失量呈指数增加。灌溉量由 200 mL 增加至 800 mL 时,硝态氮流失量增加了 142.81 $\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2}$,增加了 1 785 倍;氨氮流失量增加了 35.32 $\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2}$,增加倍数高达 3 532 倍。相关研究表明,硝态氮是地下水污染防治重点关注的污染物质^[21,30-33],但土壤剖面中氨氮流失对灌溉量更为敏感,同样也是地下水环境中需要关注的污染物质。

平原河网区地下水水位埋藏较浅,平均水位在 50~300 cm,根据《地下水质量标准》(GB/T 14848—2017)中的Ⅲ类饮用水标准,硝酸盐(NO_3^-)含量不超过 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (即硝态氮含量不超过 $4.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),氨氮含量不超过 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。研究区域常规灌溉量为 400 mL,在此灌溉条件下硝态氮和氨氮流失浓度分别为 $2.84 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,在不考虑土壤背景值和其他外源污染输入的情况下均未超过Ⅲ类水质标准。但区域降雨等因素会导致区域水量远高于 400 mL,在 800 mL 灌溉量时,硝态氮和氨氮的浓度分别达到 $30.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $6.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,分别超过标准 5.8 倍和 11.2 倍,综合考虑实际情况,平原河网区进入地下水环境中的氮素将远超过Ⅲ类水质标准。

3 结论

(1)本研究利用 HYDRUS-1D 构建了太湖流域平原河网区水氮运移模型,模型的 RMSE 可控, R^2 大于 0.85,表明模拟值与实测值拟合度较好,可应用于区域土壤包气带水氮迁移转化模拟。

(2)研究区常规灌水施肥条件下,随土壤剖面的加深,尿素态氮浓度递减,氨氮和硝态氮浓度呈现先

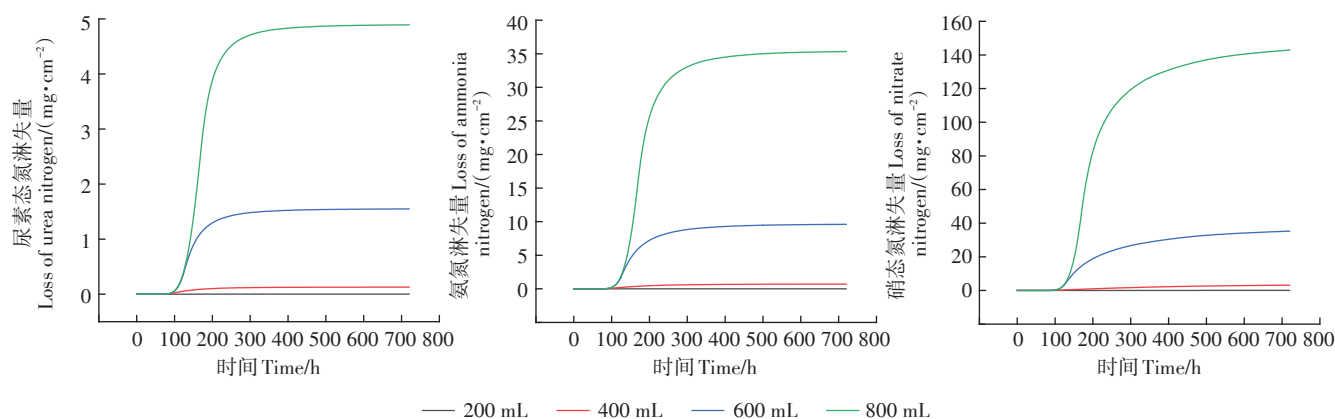


图 6 不同灌水条件下各形态氮素累积淋失量

Figure 6 Accumulated leaching amount of different forms of nitrogen under different irrigation conditions

增大后减小的变化趋势。尿素态氮主要分布在0~5 cm处,氨氮主要分布在0~15 cm处,硝态氮主要分布在0~35 cm处。

(3)土壤包气带中氨氮流失对灌溉量更为敏感。当灌溉量高于400 mL时,氮素流失量呈指数增加趋势,当深层土壤中硝态氮与氨氮比例达到9.8:1时,土壤中硝化作用受到抑制。从流失量和流失机理来看,硝态氮更易进入土壤深层,污染地下水环境。考虑到自然降雨、外源污染输入和土壤背景值,平原河网区进入地下水环境中的氮素将远超于Ⅲ类水质标准。

参考文献:

- [1] LIAN H, LEI Q, ZHANG X, et al. Effects of anthropogenic activities on long-term changes of nitrogen budget in a plain river network region: A case study in the Taihu Basin[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 645: 1212–1220.
- [2] 周杨, 司友斌, 赵旭. 太湖流域稻麦轮作农田氮肥施用状况、问题 and 对策[J]. 土壤, 2012, 44(3): 510–514. ZHOU Y, SI Y B, ZHAO X. Status, problems and countermeasures of nitrogen fertilizer application in rice and wheat rotation in Taihu Basin[J]. *Soil*, 2012, 44(3): 510–514.
- [3] 陆沈钧, 姚俊, 曹翔. 浅析太湖流域农业面源污染现状、成因及对策[J]. 水利发展研究, 2020, 20(2): 40–44, 53. LU S J, YAO J, CAO X. Analysis on the current situation, causes and countermeasures of agricultural non-point source pollution in Taihu Lake Basin[J]. *Water Development Research*, 2020, 20(2): 40–44, 53.
- [4] 张红举, 陈方. 太湖流域面源污染现状及控制途径[J]. 水资源保护, 2010, 26(3): 87–90. ZHANG H J, CHEN F. Non-point pollution statistics and control measures in Taihu Basin[J]. *Water Resources Protection*, 2010, 26(3): 87–90.
- [5] 朱兆良, 孙波, 杨林章. 我国农业面源污染的控制政策和措施[J]. 科技导报, 2005(4): 47–51. ZHU Z L, SUN B, YANG L Z. Policy and counter measures to control non-point pollution of agriculture in China[J]. *Science & Technology Review*, 2005(4): 47–51.
- [6] OMID B, ALI A, HOSSEIN J, et al. Evaluation of soil nitrate accumulation under different fertigation regimes and simulation by the Hydrus-1D model[J]. *Water Conservation Science and Engineering*, 2019, 4(2/3): 123–131.
- [7] RAMOS C, CARBONELL E A. Nitrate leaching and soil moisture prediction with the LEACHM model[J]. *Fertilizer Research*, 1991, 27(2/3): 171–180.
- [8] 孙金华, 朱乾德. 平原水网圩区非点源污染模拟分析及最佳管理措施研究[J]. 长江流域资源与环境, 2013(增刊1): 75–82. SUN J H, ZHU Q D. Stimulation analysis and best management practices for non-point source pollution in polder area of water net plain[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2013(Suppl1): 75–82.
- [9] 朱乾德, 孙金华. 太湖平原水网区非点源污染模型的适用性研究[J]. 人民长江, 2013, 44(11): 39–45, 53. ZHU Q D, SUN J H. Research on applicability of non-point source pollution model of water network plain of Taihu Lake[J]. *Yangtze River*, 2013, 44(11): 39–45, 53.
- [10] 张颖飞. 武进区种植业肥料施用的环境效应研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2011. ZHANG Y F. Environmental effects of crop fertilization in Wujin District[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2011.
- [11] SIMUNEK J, GENUCHTEN M, SEJNA M. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media[R]. University of California-Riverside Research Reports, 2005, 3: 1–240.
- [12] ŠIMŮNEK J, GENUCHTEN M T, ŠEJNA M. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes[J]. *Vadose Zone Journal*, 2008, 7(2): 587–600.
- [13] TAN X, SHAO D, LIU H. Simulating soil water regime in lowland paddy fields under different water managements using HYDRUS-1D[J]. *Agricultural Water Management*, 2014, 132: 69–78.
- [14] BRUNETTI G, KODEŠOVÁ R, ŠIMŮNEK J. Modeling the translocation and transformation of chemicals in the soil-plant continuum: A dynamic plant uptake module for the HYDRUS model[J]. *Water Resources Research*, 2019, 55(11): 8967–8989.
- [15] HOSSEIN S M, REZA S A. Water and nitrate dynamics in safflower field lysimeters under different irrigation strategies, planting methods, and nitrogen fertilization and application of HYDRUS-1D model[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2018, 25(9): 1–18.
- [16] KÖHNE J M, KÖHNE S, ŠIMŮNEK J. Multi-process herbicide transport in structured soil columns: Experiments and model analysis[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2006, 85(1/2): 1–32.
- [17] 尹芝华, 杜青青. 利用HYDRUS-2D软件模拟污染事故后三氮污染物的迁移转化规律[J]. 环境污染与防治, 2017, 39(10): 1071–1076. YIN Z H, DU Q Q. Simulation and prediction of leakage incident on migration and transformation of three nitrogens based on HYDRUS-2D software[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2017, 39(10): 1071–1076.
- [18] 赖晓明, 廖凯华. 基于Hydrus-1D模型的太湖流域农田系统水分渗漏和氮磷淋失特征分析[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(9): 1491–1498. LAI X M, LIAO K H. Feature analysis of soil water leakage and leaching of nitrogen and phosphorus in the typical farmland of taihu lake basin based on HYDRUS-1D model[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2015, 24(9): 1491–1498.
- [19] WANG X, LI Y, WANG Y, et al. Performance of HYDRUS-1D for simulating water movement in water-repellent soils[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2018, 98: 407–420.
- [20] SCHAAP M G, LEIJ F J, VAN GENUCHTEN T H. ROSETTA: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions[J]. *Journal of Hydrology*, 2001, 251(3/4): 163–176.
- [21] MATTEAU J P, GUMIERE S J, GALLICHAND J, et al. Coupling of a nitrate production model with HYDRUS to predict nitrate leaching[J]. *Agricultural Water Management*, 2019, 213: 616–626.
- [22] 习金根, 周建斌. 不同灌溉施肥方式下尿素态氮在土壤中迁移转

- 化特性的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(3): 271-275.
- XI J G, ZHOU J B. Leaching and transforming characteristics of urea-N added by different ways of fertigation[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2003, 9(3): 271-275.
- [23] BARAM S, COUVREUR V, HARTE T, et al. Estimating nitrate leaching to groundwater from orchards: Comparing crop nitrogen excess, deep vadose zone data-driven estimates, and HYDRUS modeling[J]. *Vadose Zone Journal*, 2016, 15(11): 1-13.
- [24] WANG W, LU Y. Analysis of the mean absolute error(MAE) and the root mean square error(RMSE) in assessing rounding model[J]. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 2018, 324: 012049.
- [25] 毕经纬, 张佳宝, 陈效民. 应用HYDRUS-1D模型模拟农田土壤水渗漏及硝态氮淋失特征[J]. 生态与农村环境学报, 2004, 20(2): 28-32. BI J W, ZHANG J B, CHEN X M. Simulation of soil water leaching and nitrate-N loss with leachate in the field using HYDRUS-1D model[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2004, 20(2): 28-32.
- [26] 赵允格, 邵明安. 不同施肥条件下农田硝态氮迁移的试验研究[J]. 农业工程学报, 2002, 18(4): 37-40. ZHAO Y G, SHAO M A. Experimental study on nitrate transport for different fertilization methods [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2002, 18(4): 37-40.
- [27] 马军花. 传递函数模型的发展和农田尺度下硝态氮淋失的数值预报[D]. 北京: 中国农业大学, 2004. MA J H. Development of transfer function model and numerical prediction on nitrate-nitrogen leaching risk at field scale[D]. Beijing: China Agricultural University, 2004.
- [28] 赵堃. 稻麦轮作区氮素迁移模拟研究[D]. 北京: 北京师范大学, 2017. ZHAO K. Simulation of nitrogen transfer in rice-wheat rotation area[D]. Beijing: Beijing Normal University, 2017.
- [29] LAIRD D, ROGO VS KA N, CHIOU C P. Soil nitrate sensing system for precision management of nitrogen fertilizer applications[P]. European Patent Office, 2019.
- [30] DASH C J, SARANGI A, ADHIKARY P P, et al. Simulation of nitrate leaching under maize-wheat cropping system in a semiarid irrigated area of the Indo-Gangetic Plain, India[J]. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 2016, 142(2): 1-11.
- [31] MASSEGÚ R P, MARTÍNEZ J J, WALLIS K J, et al. Irrigation return flow and nitrate leaching under different crops and irrigation methods in Western Mediterranean weather conditions[J]. *Agricultural Water Management*, 2014, 134: 1-13.
- [32] LIN B, AKIYOSHI S, RYOSUKE S, et al. Modelling a global biogeochemical nitrogen cycle in terrestrial ecosystems[J]. *Ecological Modelling*, 2000, 135(1): 89-110.
- [33] ROZEMEIJER J C, BROERS H P, GEER F C, et al. Weather-induced temporal variations in nitrate concentrations in shallow groundwater[J]. *Journal of Hydrology*, 2009, 378(1/2): 119-127.