



氮肥施用对四川紫色土矿质态氮淋失特征及春玉米产量的影响

刘明鹏, 徐开未, 肖华, 陈晓辉, 彭丹丹, 卢俊宇, 陈远学

引用本文:

刘明鹏, 徐开未, 肖华, 等. 氮肥施用对四川紫色土矿质态氮淋失特征及春玉米产量的影响[J]. *农业资源与环境学报*, 2022, 39(1): 88–98.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0655>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

聚天门冬氨酸尿素对水稻产量及田面水氮素变化的综合影响

王娜, 徐嘉翼, 张鑫, 隋世江, 叶鑫, 牛世伟

农业资源与环境学报. 2021, 38(1): 96–103 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0072>

控释尿素对春玉米产量、氮效率及氮素平衡的影响

姬景红, 李玉影, 刘双全, 佟玉欣, 任桂林, 李杰, 刘颖, 张明怡

农业资源与环境学报. 2017, 34(2): 153–160 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2016.0231>

土壤活性氮动态变化及氮素可利用性对紫云英翻压量的响应

程会丹, 鲁艳红, 聂军, 朱启东, 聂鑫, 曹卫东, 高雅洁, 廖育林

农业资源与环境学报. 2021, 38(3): 448–456 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0250>

农艺深施及配施缓控释氮肥对水稻产量及氮素损失的影响

张富林, 刘冬碧, 范先鹏, 夏颖, 张志毅, 程子珍, 吴茂前, 高红兵, 毛波, 孔祥琼

农业资源与环境学报. 2021, 38(5): 858–866 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0171>

有机物料还田和减施氮肥对麦-玉周年农田碳氮水足迹及经济效益的影响

李春喜, 刘晴, 邵云, 李斯斯, 李晓波, 翁正鹏

农业资源与环境学报. 2020, 37(4): 527–536 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0150>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘明鹏, 徐开未, 肖华, 等. 氮肥施用对四川紫色土矿质态氮淋失特征及春玉米产量的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2022, 39(1): 88–98.

LIU M P, XU K W, XIAO H, et al. Effects of nitrogen application on the characteristics of mineral nitrogen leaching in purplish soil and spring maize yield in Sichuan[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2022, 39(1): 88–98.



开放科学 OSID

氮肥施用对四川紫色土矿质态氮淋失特征及春玉米产量的影响

刘明鹏¹, 徐开未¹, 肖华¹, 陈晓辉², 彭丹丹¹, 卢俊宇³, 陈远学^{1*}

(1. 四川农业大学资源学院, 成都 611130; 2. 福建农林大学资源与环境学院, 福州 350002; 3. 雅安市农业农村局, 四川 雅安 625000)

摘要:为探究不同施氮量下春玉米季土壤矿质态氮淋失特征及产量变化,以春玉米为研究对象,设置不同施氮量(0、90、180、270、360 kg·hm⁻²,分别用N₀、N₉₀、N₁₈₀、N₂₇₀、N₃₆₀表示),采用地下淋溶原位监测的方法,测定了玉米生育期间的土壤氮素淋失动态、玉米产量及氮肥利用率。结果表明:硝态氮(NO₃-N)是春玉米季旱地土壤矿质态氮淋失的主要形态,占总淋失量的90%~91%;施用基肥和苗期追肥后1~3周出现氮素淋失高峰,是防控氮素淋失的关键时期;随施氮量增加,矿质态氮淋失量呈指数上升趋势,表现为N₃₆₀(70.46 kg·hm⁻²)>N₂₇₀(39.65 kg·hm⁻²)>N₁₈₀(26.33 kg·hm⁻²)>N₉₀(18.55 kg·hm⁻²)>N₀(6.54 kg·hm⁻²),各处理间差异达显著水平(P<0.05)。氮肥表观淋失率随施氮量增加呈先降后升趋势,在N₁₈₀处理下,淋失率最低,为10.99%,较N₂₇₀、N₃₆₀处理分别降低1.27、6.76个百分点;玉米籽粒产量先随施氮量增加而显著提高(P<0.05),施氮超过180 kg·hm⁻²后进入平台期,N₁₈₀处理下氮肥表观利用率达到最高,较其他处理增加14.50~27.75个百分点。总体来看,该研究区域春玉米的最佳施氮量为180 kg·hm⁻²,既能稳产也能保肥,同时土壤的氮素淋失率最低。

关键词:四川;春玉米;氮淋失;产量;氮肥利用率

中图分类号:X52;S513

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2022)01-0088-11

doi: 10.13254/j.jare.2020.0655

Effects of nitrogen application on the characteristics of mineral nitrogen leaching in purplish soil and spring maize yield in Sichuan

LIU Mingpeng¹, XU Kaiwei¹, XIAO Hua¹, CHEN Xiaohui², PENG Dandan¹, LU Junyu³, CHEN Yuanxue^{1*}

(1. College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2. College of Resources and Environment, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 3. Ya'an Agricultural and Rural Bureau, Ya'an 625000, China)

Abstract: The aim of this study was to explore the effects of different nitrogen (N) applications on the characteristics of soil mineral nitrogen leaching during spring maize season and changes in maize yield. A field experiment was carried out with five different N applications (0, 90, 180, 270, and 360 kg·hm⁻², represented by N₀, N₉₀, N₁₈₀, N₂₇₀, and N₃₆₀, separately), using spring maize as the test material. Soil N leaching dynamics during maize season were measured by underground leaching *in-situ* monitoring, and spring maize yield and N fertilizer utilization efficiency were analyzed. The results showed that nitrate (NO₃-N) was the main form of mineral N leaching in upland soil during spring maize season, and accounted for 90%~91% of the total mineral N loss. Nitrogen leaching peak occurred 1~3 weeks after base fertilization and top fertilization at the seedling stage, which was the key period to take measures to prevent N leaching. Significantly different effects on mineral N leaching were found between different N application rates. The leaching of mineral N increased

收稿日期:2020-11-11 录用日期:2021-01-07

作者简介:刘明鹏(1996—),男,四川宜宾人,硕士研究生,从事植物养分管理及土壤氮转化研究。E-mail:450610305@qq.com

*通信作者:陈远学 E-mail:cyxue11889@163.com

基金项目:四川省科技计划项目(2020YJ0354);国家重点研发计划项目(2016YFD0300301-02);国家玉米产业技术体系项目(CARS-02-04)

Project supported: The Science and Technology Program in Sichuan Province of China (2020YJ0354); The National Key R&D Program of China (2016YFD0300301-02); The National Maize Industrial Technology System Program (CARS-02-04)

exponentially with increased N application, following this order: N_{360} ($70.46 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) $> N_{270}$ ($39.65 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) $> N_{180}$ ($26.33 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) $> N_{90}$ ($18.55 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) $> N_0$ ($6.54 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$). The apparent N leaching rate first decreased and then increased with increased N application. The minimum N apparent leaching rate was 10.99% under N_{180} treatment, which was reduced by 1.27 and 6.76 percentage points compared with those of N_{270} and N_{360} treatments, respectively. The grain yield of maize significantly increased with increasing N application ($P < 0.05$) and then reached a plateau stage when the N rate exceeded $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$. The apparent use efficiency of N fertilizer reached the maximum under N_{180} treatment, which increased by 14.50~27.75 percentage points compared with other treatments. In conclusion, the application of $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ could be considered the optimum N rate to obtain stable maize grain yield, maintain fertility, and achieve the lowest soil mineral N losses in the study area, ensuring stable yield and saving fertilizer.

Keywords: Sichuan; spring maize; nitrogen leaching; yield; nitrogen use efficiency

氮是玉米生长必需营养元素,也是玉米产量最主要的限制因子^[1]。施用氮肥能有效提高春玉米产量,但目前我国氮肥过量施用和低效利用问题突出^[2]。长期过量施用氮肥会导致土壤氮富集,当土壤氮素累积超出环境容量后,会通过径流、土壤淋失、氨挥发等方式流失^[3]。据估计全球每年约有20%~30%氮肥通过土壤淋失,这是造成农田氮损失和地下水硝酸盐超标的重要原因,严重污染地下水^[4-5]。土壤氮素淋失主要受施肥、灌溉、降雨、田间管理措施等因素影响^[5-6],但不同地区的农田土壤氮素淋失量(率)由于受区域气候、施肥量、施肥方式、土壤类型和耕作方式等因素影响而差异较大^[7]。虽然减少施氮量可以提高氮肥利用率,但会造成作物减产,而增施氮肥则增加氮素淋失风险^[8]。因此,明确地区适宜施氮量对保证作物产量、减少农田氮素损失和降低环境风险具有重要意义。

研究表明,作物生育期间施用氮肥的15%~25%会通过淋洗途径损失^[9],且主要的淋失形态为硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}$)^[10]。通过减少氮肥用量、深施氮肥、施用缓控氮肥及施用硝化抑制剂等方法可以降低土壤氮流失风险,提高氮肥利用率^[11]。缓释肥及硝化抑制剂主要通过降低硝化-反硝化损失减少土壤氮淋失风险,而减少氮肥用量可以显著降低土壤剖面中的无机氮含量,是有效减少土壤氮淋失最直接的方式^[11-12]。田间原位收集农田全部淋失水分及氮素的难度较大,目前常用的方法有:①采集田间原状土到室内进行模拟试验,模拟自然降水条件,收集土壤渗滤液,测定其氮素浓度并估算氮素淋失风险^[13];②钻取土壤剖面土样,测定其 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度估算 $\text{NO}_3\text{-N}$ 淋失量^[14];③使用吸力杯式土壤溶液收集器获取土壤渗滤液估算氮素淋失量^[15];④使用 ^{15}N 示踪法研究土壤中的氮肥去向估算氮淋失量^[16];⑤在田间埋设原位渗滤池收集渗滤液直接测定氮素渗滤量^[17]。其中,渗滤池可以收集小区全部淋溶液,结果更为准确。充足的水分输

入和土壤中的氮素残留是造成农田氮素淋失的重要原因,西南地区常年施氮肥量 $250\sim 300 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[18],导致土壤氮素大量残留,且试验地玉米季常年降雨量为 $1\ 200\sim 1\ 700 \text{ mm}$,多雨寡照,极易发生土壤氮素淋失^[19]。为此,本研究以四川雅安紫色土肥力与肥料效应监测基地为平台,探究施氮量对土壤氮素淋失、春玉米产量及氮肥利用率的影响,以期为西南区玉米合理施肥、玉米高产高效,降低环境污染风险提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验于2018年4—8月和2019年4—8月在四川农业大学雅安校区农场($29^{\circ}98' \text{N}$, $103^{\circ}00' \text{E}$)进行,试验地属长期定位试验点,长期肥料定位试验开始于2010年。试验区属亚热带湿润季风气候,年均气温 $16.2 \text{ }^{\circ}\text{C}$,年均降雨天数218 d,年均降水量 $1\ 732 \text{ mm}$,平均日照时数约 $1\ 019 \text{ h}$,无霜期 $280\sim 310 \text{ d}$ 。试验地位于河谷一级阶地,海拔 580 m ,土壤类型为紫色湿润锥形土,土壤质地为黏壤土, $1\sim 2 \text{ m}$ 以下为老河道,地下水位较浅。2018年试验前耕层 $0\sim 20 \text{ cm}$ 土壤基础理化性质见表1。

表1 2018年播前土壤基础理化性质

Table 1 Soil basic physical and chemical properties before planting in 2018

处理 Treatment	土壤 pH Soil pH	有机质 Organic matter/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	碱解氮 Hydrolyzable nitrogen/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有效磷 Available phosphorus/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	速效钾 Available potassium/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
N_0	6.50	31.0	126	75.0	88.5
N_{90}	6.35	34.1	164	73.2	86.0
N_{180}	6.18	37.8	183	58.6	83.5
N_{270}	5.92	38.9	210	59.8	83.0
N_{360}	5.56	40.5	219	63.0	82.9

1.2 供试材料

供试春玉米品种为“仲玉3号”,由四川省南充市农业科学院玉米研究所选育,是当地密植抗倒高产的主推品种之一。氮肥为尿素(N,46.4%),磷肥为过磷酸钙(P_2O_5 ,12%),钾肥为氯化钾(K_2O ,60%),均购于当地农资市场。

1.3 试验设计与管理

试验设5个氮(N)水平,分别为0(不施氮对照)、90(低氮处理)、180(优化施氮处理)、270(农民习惯施氮处理)、 $360\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ (高氮处理),对应编号依次记为 N_0 、 N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 和 N_{360} 。各处理间磷、钾肥用量一致,分别为 $P_2O_5\ 75\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、 $K_2O\ 105\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。为便于长期定位和施肥管理,试验采用单因素大区设计,5个氮水平为试验大区,大区长8.4 m,宽9.5 m,大区之间设间隔2 m,在大区内再划设3个小区作为重复,小区间无间隔,小区面积 $2.8\text{ m}\times 9.5\text{ m}=26.6\text{ m}^2$ 。

施肥方法:将30%的氮肥和全部磷、钾肥用作基肥,基肥采用沟施,施肥深度15 cm;另于拔节期追施30%的氮肥,大喇叭口期追施40%的氮肥,追肥方式为氮肥兑清水再冲施于植株旁;不施氮处理灌等量清水作对照。

玉米采用直播方式播种,行距60 cm,窝距52 cm,每窝2苗,种植密度为 $6.75\times 10^4\text{ 株}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。2018年4月24日播种,5月19日追拔节肥,7月7日大喇叭口期追肥,8月31日收获;2019年4月4日播种,5月4日追拔节肥,6月15日大喇叭口期追肥,8月24日收获。2019年播种时由于干旱进行灌溉,灌溉量为110 mm,2018、2019年春玉米季输入水量(含降雨和灌溉)分别为1 640.8、1 561.3 mm(图1)。其余田间管理按大田丰产要求进行。

1.4 样品采集与分析

渗漏水样品:渗漏水的采集监测采用地下原位淋溶监测装置(图2)。于各处理每个小区中心位置埋设,在土深60 cm处水平放置 $120\text{ cm}\times 60\text{ cm}\times 15\text{ cm}$ 的不锈钢制淋洗盘,盘底放置100目尼龙网,盘中下部平铺一层洗净的细石英砂,上部铺上一层粗石英砂。淋溶盘下方埋设规格 $40\text{ cm}\times 20\text{ cm}\times 60\text{ cm}$ 的不锈钢集水箱,淋洗盘与集水箱顶部通过软管连接,集水箱底部连接PVC出水管,取样时使用真空泵抽取淋溶液测定体积,每次强降雨后的24 h内进行淋溶水监测,在连续小雨时期,根据雨量大小和集水箱容量,间隔2~3 d取水,但应避免集水箱内水满。抽出水样充分搅匀后用已洗净的广口塑料瓶取水样,及时带回实验室,测定水样中 NO_3^--N 、铵态氮(NH_4^+-N)浓度。 NO_3^--N 采用紫外分光光度法^[20]测定, NH_4^+-N 采用靛酚蓝比色法^[20]测定。

土样:玉米收获后在每个小区按S型布设4个取

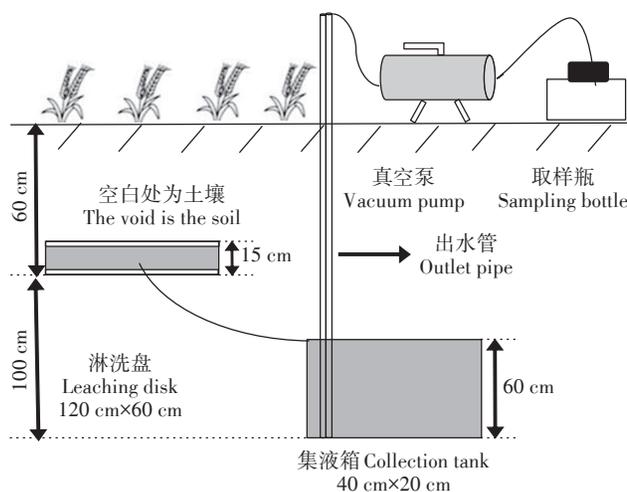


图2 田间原位淋溶装置示意图

Figure 2 Sketch map of the *in situ* lysimeter in the field

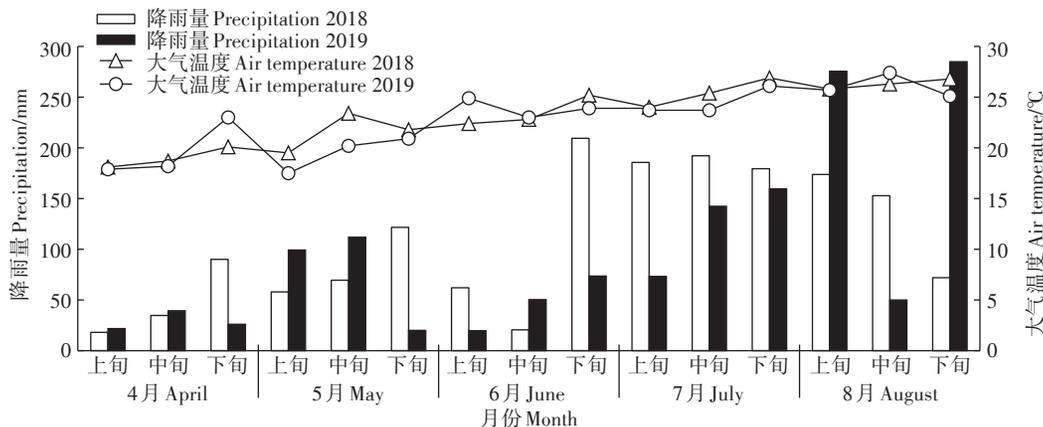


图1 2018—2019年玉米生育期间降雨量和大气温度

Figure 1 Rainfall and air temperature during maize growth period in 2018—2019

样点,以20 cm为一层,采集0~100 cm土壤样品,剔除石砾和动植物残体后,混合制样,过2 mm筛后,放入4℃冰箱保存,测定土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N含量。

玉米:收获时每个小区选取13.3 m²实收测产。并随机取长势均匀的植株5株作为样品,制样分析氮含量。全氮采用浓 H_2SO_4 - H_2O_2 消煮-蒸馏滴定法^[20]测定。

1.5 数据处理与分析

相关指标的计算公式如下:

氮肥表观利用率(%)=[施氮区地上部植株吸氮量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)-对照区地上部植株吸氮量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)]/施氮量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) \times 100

氮肥农学利用率($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$)=(施氮区产量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)-对照区产量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$))/施氮量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)

氮肥偏生产力($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$)=施氮区产量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)/施氮量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)

氮淋失量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)=[小区渗漏水浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) \times 淋失体积(L)/1 000 000]/淋洗板面积(m^2) \times 10 000

氮肥表观淋失率(%)=[施氮区氮淋失量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)-不施氮区氮淋失量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)]/施氮量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) \times 100

数据用SPSS 16.0软件进行统计分析,采用Microsoft excel 2010软件进行图表制作。

2 结果与分析

2.1 不同施氮处理对淋洗液中氮素浓度的影响

由图3可知,两年的淋洗液中 NO_3^- -N浓度变化趋势基本一致,总体随时间呈下降趋势,都是先缓缓降低后迅速升高再逐渐下降;不施氮对照 NO_3^- -N浓度呈较低水平,趋势平稳。初期 NO_3^- -N浓度较高可能是由于尿素水解硝化产生的 NO_3^- -N迅速淋失,随着生育期推进,底肥消耗,植株需氮量增加,减少了氮的淋失,导致 NO_3^- -N浓度降低。在2018年5月23日和2019年5月8日出现的淋失高峰,是由于拔节期追肥引起 NO_3^- -N淋失加剧。 N_0 、 N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 和 N_{360} 处理的淋洗液 NO_3^- -N浓度变化范围分别为0.02~3.88、0.11~8.44、0.03~9.76、0.79~18.98、0.42~34.09 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。随着施氮量增加, NO_3^- -N浓度峰值呈梯度升高,与 N_{360} 相比, N_0 、 N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 处理的淋洗液 NO_3^- -N浓度峰值分别降低88.61%、75.24%、71.37%、44.32%。两年淋洗液的平均 NO_3^- -N浓度表现为 N_{360} (8.48 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) $>$ N_{270}

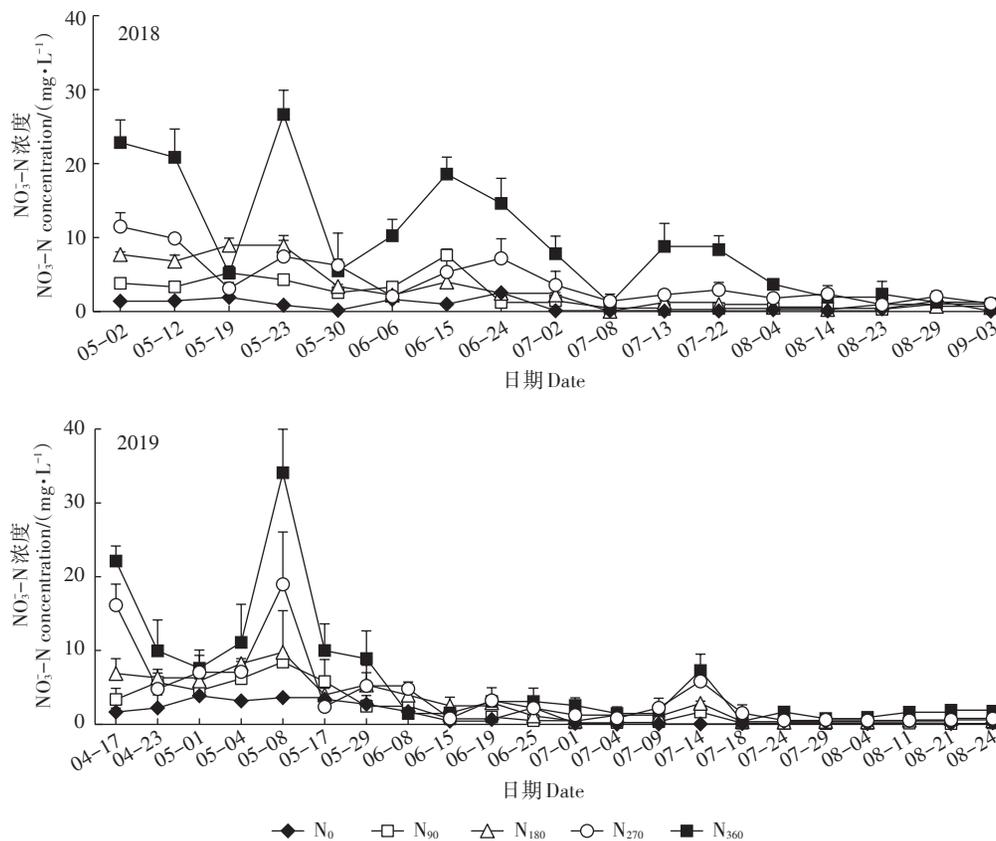


图3 土壤淋洗液的 NO_3^- -N浓度动态变化

Figure 3 Dynamic changes of NO_3^- -N concentration in soil leachate

($4.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > N_{180} ($3.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > N_{90} ($2.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > N_0 ($0.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), N_0 符合 I 类地下水水质标准, N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 满足 II 类地下水水质标准, N_{360} 满足 III 类地下水水质标准。此外, N_{360} 施氮条件下, 5 次淋洗液 NO_3^- -N 浓度超过 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 最高可达 $34.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

N_0 、 N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 和 N_{360} 处理的淋洗液 NH_4^+ -N 浓度变化范围为 $0.05 \sim 0.39$ 、 $0.06 \sim 0.65$ 、 $0.09 \sim 1.47$ 、 $0.12 \sim 1.90$ 、 $0.16 \sim 1.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 4)。随施氮量增加, NH_4^+ -N 浓度峰值呈梯度上升趋势, 但其变化始终处于较低水平, 显著低于 NO_3^- -N 浓度峰值 ($P < 0.05$)。两年 NH_4^+ -N 浓度变化趋势与 NO_3^- -N 相似, 先缓慢降低, 在拔节期追肥后逐渐上升再缓慢下降, 在追肥后 NH_4^+ -N 浓度峰值较 NO_3^- -N 推迟 1~3 周, 这可能是由于 NH_4^+ -N 被土壤胶体吸附导致其在土壤中迁移较慢。两年淋洗液平均 NH_4^+ -N 浓度表现为 N_{360} ($0.58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > N_{270} ($0.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > N_{180} ($0.41 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > N_{90} ($0.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > N_0 ($0.24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

2.2 不同施氮量下土壤氮素的剖面分布

由图 5 可以看出, 不同施氮处理下土壤 NO_3^- -N 含量最高值主要出现在 0~40 cm 土层, 随着土层加深, 各施氮处理 40~100 cm 土层的 NO_3^- -N 含量显著降低 ($P < 0.05$)。2019 年 N_{270} 和 N_{360} 处理 0~100 cm 土层

NO_3^- -N 含量呈先降低后缓慢升高趋势, 说明增施氮肥促进 NO_3^- -N 向深层土壤迁移。随土层深度加深, 各施氮处 40~100 cm 土层 NH_4^+ -N 含量显著高于 0~40 cm 土层 ($P < 0.05$), NH_4^+ -N 向下迁移和积累的趋势明显。2018 年 0~100 cm 土层 NH_4^+ -N 含量呈先升后降的趋势, 在 40~60 cm 土层出现峰值, 达 $18.07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 而 2019 年随土层深度加深, NH_4^+ -N 含量逐渐增加, 40~60 cm 土层 NH_4^+ -N 较 2018 年显著降低 ($P < 0.05$), 未出现浓度波峰, 说明在大量降雨条件下, 长期施氮可能会促进土壤 NH_4^+ -N 向下迁移, 导致其浓度波峰向更深土层迁移。随着施氮量增加, 各施氮处理 0~40 cm 土层的 NO_3^- -N 含量、40~100 cm 土层的 NH_4^+ -N 含量呈梯度上升趋势, 表现为 $\text{N}_{360} > \text{N}_{270} > \text{N}_{180} > \text{N}_{90} > \text{N}_0$, 且 N_{360} 处理显著高于其他处理 ($P < 0.05$)。

从年际间变化来看, 两年间各施氮处理 0~100 cm 土层内 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 含量变化较大, 2018 年各处理 0~100 cm 土层 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 含量变化范围为 $0.12 \sim 22.05$ 、 $2.12 \sim 18.07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 2019 年为 $2.08 \sim 12.74$ 、 $2.49 \sim 6.90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 较 2018 年明显降低, 这可能与作物生长状况和玉米季氮素淋失状况有关。

2.3 不同施氮处理对氮素淋失量(率)的影响

从图 6 中可以看出, 玉米生育期内, 土壤 NO_3^- -N

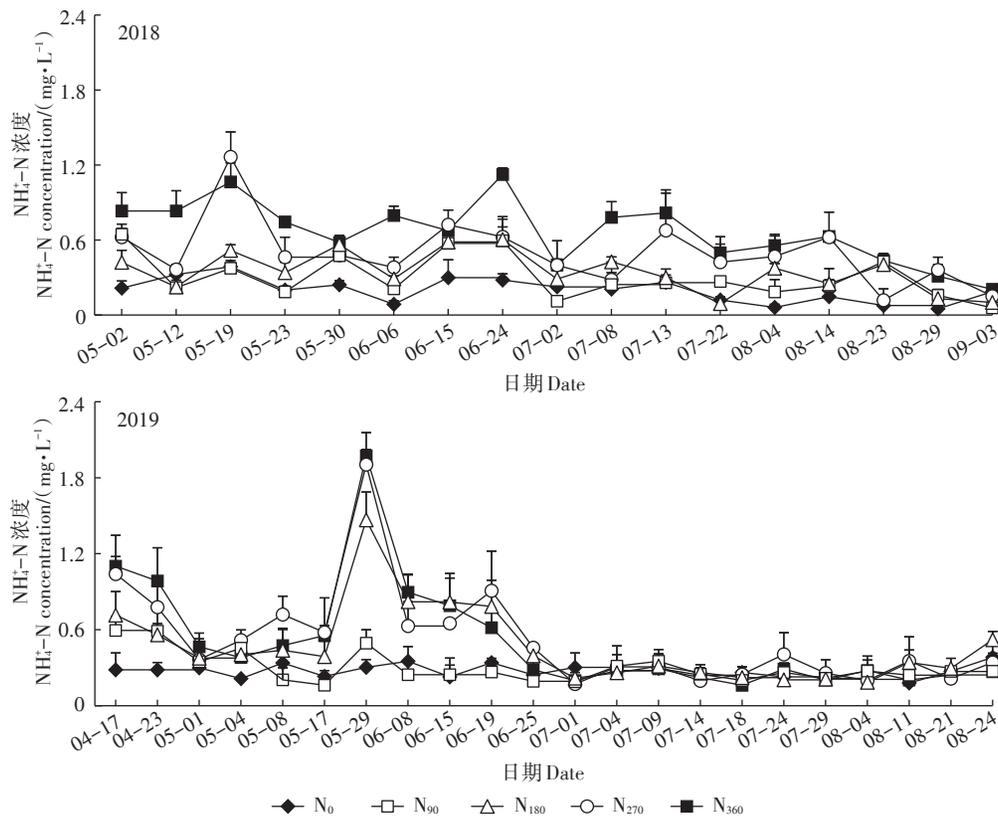


图 4 土壤淋洗液的 NH_4^+ -N 浓度动态变化

Figure 4 Dynamic changes of NH_4^+ -N concentration in soil leachate

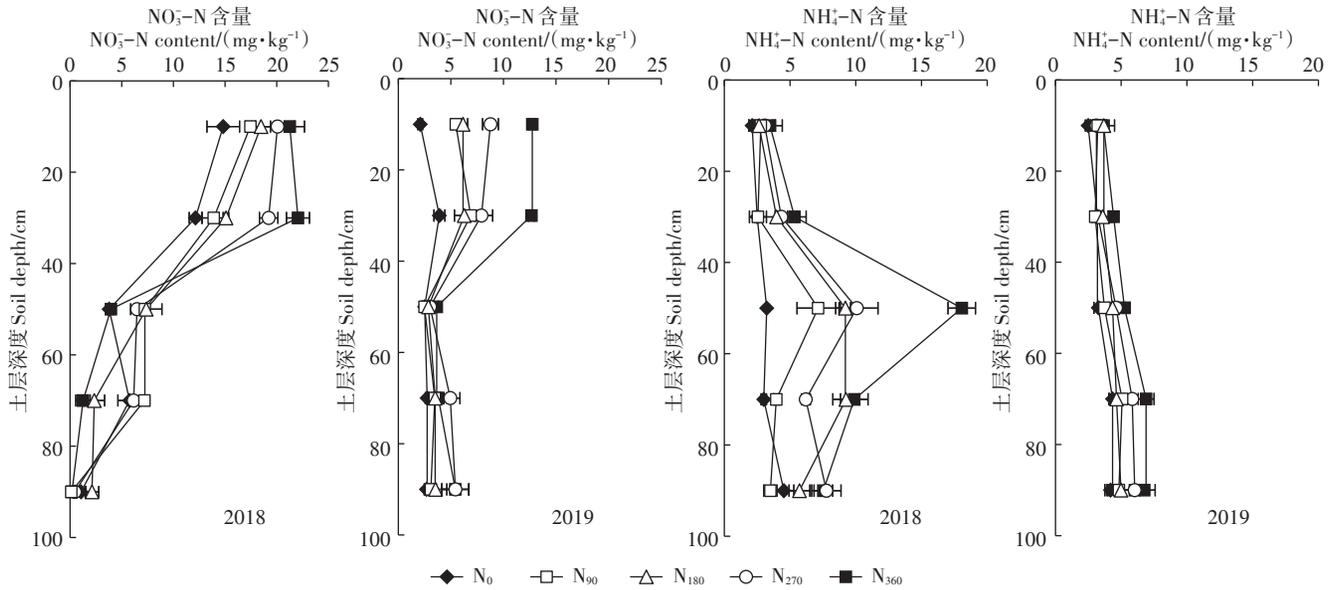


图5 不同施氮量下春玉米收获期0~100 cm 土层硝态氮和铵态氮分布

Figure 5 Distribution of $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ content in 0~100 cm soil layer at spring maize harvest stage under different nitrogen application rates

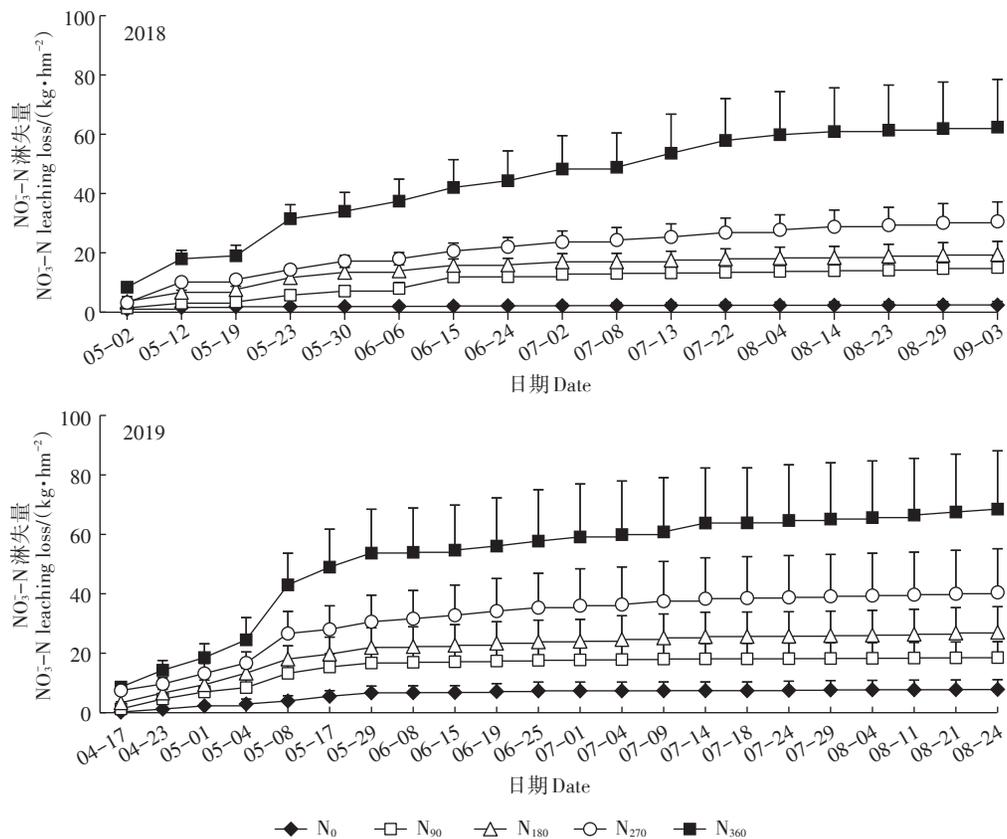


图6 $\text{NO}_3\text{-N}$ 累计淋失量动态变化

Figure 6 Dynamic change of $\text{NO}_3\text{-N}$ cumulative leaching loss

累计淋失量呈上升趋势;不施氮处理呈较低水平,趋势保持平稳。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 累计淋失量在施肥前期迅速增加,随着生育期推进,植株需氮量增加,叶面积增大减

少了淋失, $\text{NO}_3\text{-N}$ 淋失量增长缓慢。整个玉米生育期,淋洗液 $\text{NO}_3\text{-N}$ 淋失量大小表现为 $\text{N}_{360} > \text{N}_{270} > \text{N}_{180} > \text{N}_{90} > \text{N}_0$, N_0 、 N_{90} 、 N_{180} 和 N_{270} 较 N_{360} 处理分别降低

92.18%、75.64%、64.42%和45.70%。每增施90 kg 氮肥, N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 、 N_{360} 处理的 NO_3^- -N淋失量分别增加10.83、7.34、12.54、29.92 $kg \cdot hm^{-2}$, 随施氮量增加, 每增施90 kg 氮肥引起的 NO_3^- -N淋失增加量呈先下降再上升的趋势, N_{180} 处理最低, 在 N_{360} 达到峰值。

NH_4^+ -N 累计淋失量(图7)呈稳定上升趋势, 淋失量范围为1.03~5.26 $kg \cdot hm^{-2}$, 显著低于 NO_3^- -N淋失量($P < 0.05$), 说明旱地氮淋失主要形态为 NO_3^- -N; 不施氮处理呈较低水平, 趋势稳定。 NH_4^+ -N 累计淋失量前期增长缓慢, 之后迅速增加, 这可能与降雨和尿素水解时间有关。淋洗液 NH_4^+ -N淋失量大小表现为 $N_{360} > N_{270} > N_{180} > N_{90} > N_0$, N_0 、 N_{90} 、 N_{180} 和 N_{270} 较 N_{360} 处理分别降低71.76%、47.86%、39.33%和17.95%。每增施90 $kg \cdot hm^{-2}$ 氮肥, N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 和 N_{360} 处理 NH_4^+ -N淋失量分别增加1.20、0.43、1.07、0.90 $kg \cdot hm^{-2}$, 呈先下降再上升的趋势, N_{180} 处理最低。

由表2可以看出, 随着施氮量增加, 矿质态氮淋失量显著增加($P < 0.05$), 而氮肥表观淋失率呈先降后升的趋势。两年矿质态氮的淋失量及表观淋失率均

在 N_{360} 处理达到最高, 分别为67.13 $kg \cdot hm^{-2}$ (17.69%)和73.79 $kg \cdot hm^{-2}$ (17.81%), N_{180} 处理下氮肥表观淋失率达到最低, 为10.21%、11.78%。将渗漏水矿质态氮淋失量与施氮量进行拟合(图8)发现, 指数方程拟合较好, 达到极显著水平($P < 0.01$, $R^2 = 0.9576$), 矿质态氮淋失量随施氮量增加呈指数上升趋势。

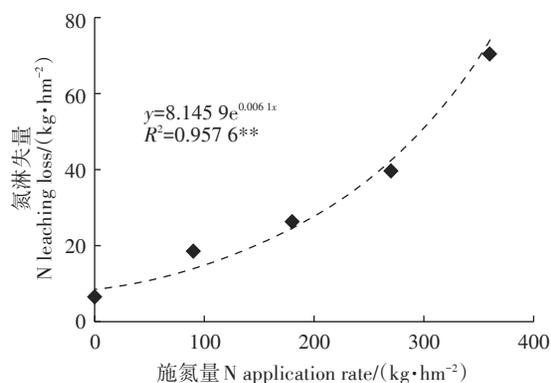


图8 施氮量与矿质态氮淋失量的关系

Figure 8 The relationship between N application rates and mineral N leaching loss

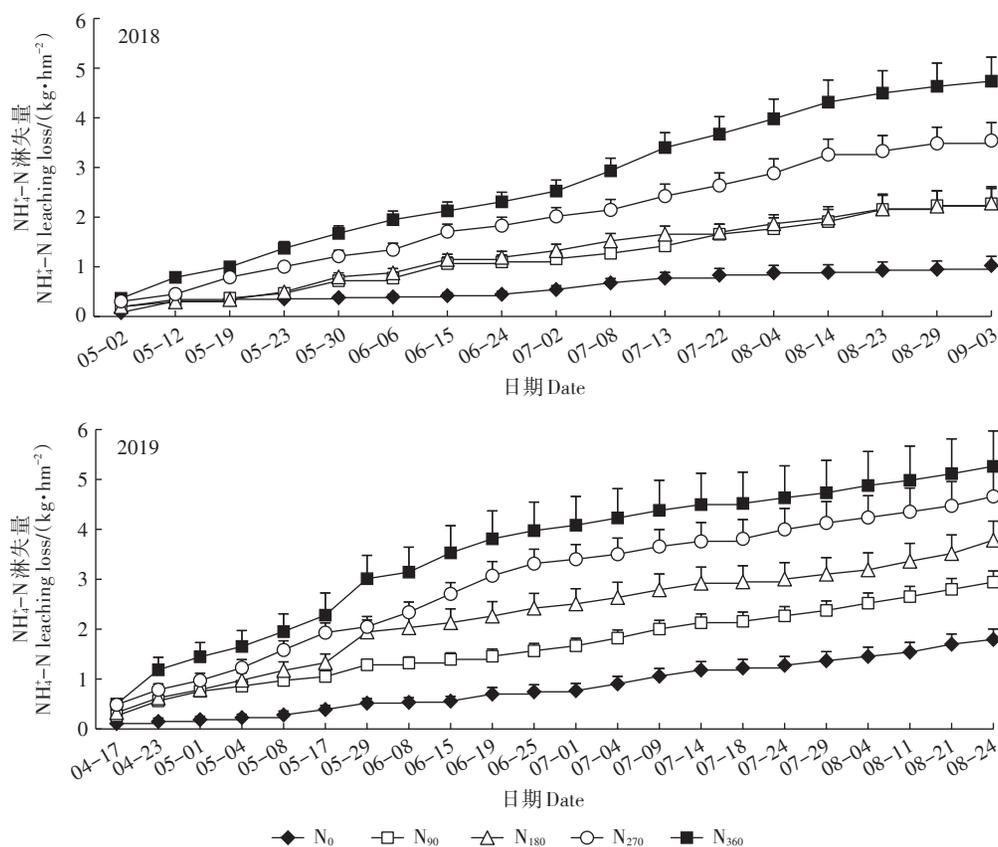


图7 NH_4^+ -N 累计淋失量动态变化

Figure 7 Dynamic change of NH_4^+ -N cumulative leaching loss

表2 不同施氮量下春玉米生育期内旱地60 cm处氮淋失量及淋失率
Table 2 N leaching loss and loss rate of spring maize at 60 cm soil depth of dry land during growth period under different nitrogen application rates

年份 Year	处理 Treatment	N淋失量 N leaching loss/(kg·hm ⁻²)			氮肥表观淋失率 Apparent N leaching loss rate/%
		硝态氮 NO ₃ ⁻ -N	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N	矿质态 N Mineral N	
2018	N ₀	2.40±0.42d	1.03±0.15d	3.43±0.57e	—
	N ₉₀	13.33±0.64c	2.27±0.21c	15.60±0.85d	13.52±0.73b
	N ₁₈₀	19.51±3.04c	2.29±0.35c	21.80±3.39c	10.21±1.76b
	N ₂₇₀	30.60±3.66b	3.54±0.48b	34.14±4.14b	11.37±1.40b
	N ₃₆₀	62.39±5.57a	4.74±0.46a	67.13±6.03a	17.69±1.67a
2019	N ₀	7.84±1.44d	1.80±0.18d	9.64±1.62d	—
	N ₉₀	18.56±1.28c	2.94±0.16c	21.50±1.45c	13.18±1.25ab
	N ₁₈₀	27.07±2.56c	3.78±0.25bc	30.85±2.81c	11.78±1.53b
	N ₂₇₀	40.49±7.42b	4.66±0.78ab	45.15±8.21b	13.15±2.91ab
	N ₃₆₀	68.53±8.93a	5.26±0.72a	73.79±9.65a	17.81±2.55a

注:每一年度同列数据后不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different letters followed by the data in the same column indicate significant difference in the same year at 0.05 level. The same below.

2.4 不同施氮量对春玉米产量及氮肥利用率的影响

由表3可知,随着施氮量增加,春玉米产量显著提高($P<0.05$),施氮超过180 kg·hm⁻²后,产量进入平台期,不再显著增加($P>0.05$)。2018年N₃₆₀处理达到最高产量7 683.7 kg·hm⁻²,略高于N₁₈₀和N₂₇₀,三个处理间差异不显著;2019年在N₁₈₀达到最高产量9 217.6 kg·hm⁻²,略高于N₂₇₀与N₃₆₀处理,三个处理间差异不显著。植株地上部吸氮量与籽粒产量趋势基本一致。从两年的氮肥平均利用率来看,氮肥表观利用率及农学利用率均随施氮量增加呈先升后降趋势,在N₁₈₀处理达到最大,与其他处理相比,氮肥表观利用率增加了14.50~27.75个百分点,农学利用率增幅为12.9%~90.9%,而氮肥偏生产力呈逐渐下降趋势。

3 讨论

氮素淋失与施肥量、降雨、灌溉、土壤类型及管理措施密切相关^[6-7]。长期大量施用氮肥使氮素在土壤中逐年累积,导致大量的氮素以不同形式淋失^[2]。本研究结果表明,在玉米旱地土壤中,氮素淋失以NO₃⁻-N为主(约占矿质态氮的90%~91%),与前人研究结果一致。原因是NH₄⁺-N在土壤中易被土壤胶体吸附及被矿物晶格固定,其淋溶损失远低于NO₃⁻-N,而旱地土壤氧化条件利于NO₃⁻-N形成和累积,且NO₃⁻-N易溶于水且不易被胶体吸附,是旱地土壤氮素的主要流失形式^[21]。本试验中氮素淋失量随施氮量的增加呈指数上升趋势,高氮处理(N₃₆₀)的氮淋失量和淋失率

表3 不同施氮量下春玉米的产量及氮肥利用率
Table 3 Yield of spring maize and N use efficiency under different N application rates

年份 Year	处理 Treatment	产量 Yield/(kg·hm ⁻²)	吸氮量 Nitrogen uptake/(kg·hm ⁻²)	氮肥表观利用率 Apparent N use efficiency/%	氮肥偏生产力 N partial factor productivity/(kg·kg ⁻¹)	氮肥农学利用率 N agronomic utilization rate/(kg·kg ⁻¹)
2018	N ₀	1 044.3±35.5c	20.8±3.0d	—	—	—
	N ₉₀	2 794.7±286.7b	49.5±2.5c	31.9±2.8b	31.1±3.2b	19.5±3.2b
	N ₁₈₀	6 969.5±441.3a	119.3±13.8b	54.7±7.0a	38.7±2.5a	32.9±2.5a
	N ₂₇₀	7 268.1±318.4a	130.1a±9.0ab	40.5±2.8b	26.9±1.2b	23.1±1.2b
	N ₃₆₀	7 683.7±391.6a	142.6±5.1a	33.8±1.4b	21.3±1.1c	18.4±1.1b
2019	N ₀	2 364.5±79.8c	33.1±7.0c	—	—	—
	N ₉₀	6 275.7±268.2b	93.0±15.3b	66.6±18.8a	69.7±3.0a	43.4±3.0a
	N ₁₈₀	9 217.6±96.7a	164.3±10.1a	72.8±5.8a	51.2±0.5b	38.1±0.5b
	N ₂₇₀	9 085.0±268.8a	171.7±10.3a	51.3±3.9ab	33.6±1.0c	24.9±1.0c
	N ₃₆₀	9 136.5±30.1a	170.6±8.6a	38.2±2.4b	25.4±0.1d	18.8±0.1d

均达到最大,较优化施氮处理(N_{180})分别显著增加167.7%和6.76个百分点($P<0.05$),与SUN等^[22]的研究结果基本一致。结合玉米氮素吸收情况来看,施氮量超过一定范围后,植株吸氮量达到 $160\sim 170\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 后不再增加,而多余的氮在土壤中累积,导致氮素淋失量指数上升。对两年收获后土层 $0\sim 100\text{ cm}$ 矿质氮含量的分析结果表明,土壤 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N含量随着施氮量增加呈梯度增长趋势,在 N_{270} 和 N_{360} 处理下,土壤 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N有明显向下迁移趋势,这一结果与翁玲云等^[6]的研究结果基本一致,说明高氮处理下土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N残留量大,长期增施氮肥可能会引起 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N淋洗出根区,威胁地下水安全。而两年收获期 $0\sim 100\text{ cm}$ 土层矿质氮含量也有所差异,随时间推移,2019年土层矿质态氮含量较2018年有所降低,这与试验地降雨量偏多有关。土壤中的 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N随着大量降水过程淋洗至深层土壤^[6],2019年各处理下土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N淋失量较2018年均有所增加。且2019年玉米的产量与吸氮量较2018年显著提高($P<0.05$),也会导致 $0\sim 100\text{ cm}$ 土层的 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N含量降低。而两年 $0\sim 100\text{ cm}$ 土层 NH_4^+ -N含量垂直变化趋势并不一致,2018年土壤 NH_4^+ -N含量在 $40\sim 60\text{ cm}$ 土层出现明显波峰, N_{360} 处理下,土层 $40\sim 60\text{ cm}$ 的 NH_4^+ -N含量可达 $18.07\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,显著高于2019年同土层 NH_4^+ -N含量($P<0.05$),而2019年 NH_4^+ -N含量则随土层深度增加而升高,波峰消失。原因是 NH_4^+ -N受土壤胶体吸附,其在土层中的迁移较慢^[21],而随时间推移,在试验地常年多雨气候下^[19], NH_4^+ -N随降雨逐渐淋洗至更深土层。此外,在 $40\sim 100\text{ cm}$ 土层的厌氧环境下,经微生物作用,部分 NO_3^- -N被还原成 NH_4^+ -N^[23],在高氮条件下,其还原量更大,未被土壤胶体吸附的部分 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N一同向下淋失,也是导致两年土层 NH_4^+ -N含量差异的原因之一。

研究表明,氮素淋失量与降水及灌溉量呈显著正相关^[24],降雨和灌溉引起土壤 NO_3^- -N下移,一般情况下,每 $2\sim 3\text{ mm}$ 降水可使土壤 NO_3^- -N下移 1 cm ^[25]。本研究试验地位于有“天漏”之称的雅安市,玉米季寡照多雨, N_{360} 处理的 NO_3^- -N淋失量达 62.39 (2018年)、 $68.53\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ (2019年),表观淋失率分别高达 16.67% 、 16.86% 。张奕涛等^[26]对褐潮土氮素淋失特征的监测结果表明,在降雨量不高的地区,过量施氮造成的土壤氮素淋失远大于降雨和灌溉造成的淋失,施氮 $240\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 处理下, 1.2 m 土层的 NO_3^- -N淋失量最高可达 $43\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,远高于不施氮对照和施氮 $120\text{ kg}\cdot$

hm^{-2} 处理。而李晓欣等^[27]在华北山前平原进行的长期定位试验发现,在多雨地区,年际间土壤 NO_3^- -N淋失量差异大,其主要是受各年份降雨及灌溉影响,水分输入量高年份的 NO_3^- -N淋失量是缺水年份的 $2.37\sim 5.50$ 倍, NO_3^- -N淋失率最高可达 22.5% 。本试验结果介于上述两者之间,这种差异可能是由于试验地多雨气候与土壤质地综合影响所致。雅安地区玉米季高温多雨,两年玉米季输入水量为 $1\ 640$ 、 $1\ 561\text{ mm}$,大量输水加剧土壤 NO_3^- -N向下淋失,而试验地土壤为黏壤土,通透性稍差,会阻碍水流下渗,减少淋失。在气候与土壤的综合影响下,其淋失率高于黏壤土($5.7\%\sim 9.6\%$),但低于通透性较好的砂壤土($16.2\%\sim 30.4\%$)^[28]。

本研究表明,在作物生育期,土壤淋洗液 NO_3^- -N浓度总体呈逐渐降低的趋势,在追肥后 $1\sim 3$ 周内出现淋失高峰,且大喇叭口期追肥后的淋失峰低于基肥和苗期追肥后的峰值,这与丁武汉等^[21]的研究结果基本一致。在旺长期,作物需水需肥量大,在此期间,进行追肥也不会造成 NO_3^- -N大量淋失,在灌浆关键时期的降雨还可以促进作物生长发育,增强根系对土壤中氮素的吸收,减少土壤氮残留^[29-30]。因此,控制氮淋失主要在施肥后一周内,且基肥施用后和苗期追肥后是尤为关键的时间点^[31]。本试验中 N_0 、 N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 处理的淋洗液 NO_3^- -N浓度峰值较 N_{360} 处理分别降低 88.61% 、 75.24% 、 71.37% 、 44.32% ,这与田昌等^[31]的研究结果基本一致。原因是施氮会显著提高土壤淋洗液 NO_3^- -N浓度,且随施氮量增加而呈线性增长趋势^[11,31]。 NO_3^- -N浓度是衡量地下水水质的重要指标之一,欧盟将地下水的 NO_3^- -N浓度低于 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 作为水质安全标准^[32],美国的水质安全标准(以 NO_3^- -N计)为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[33],而据我国《地下水质量标准》(GB/T 14848—2017),地下水I、II、III类水质 NO_3^- -N限值为 2.0 、 5.0 、 $20.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。本试验各处理 NO_3^- -N平均浓度中, N_0 符合I类地下水水质标准, N_{90} 、 N_{180} 、 N_{270} 满足II类地下水水质标准, N_{360} 满足III类地下水水质标准,而当施氮达到 $360\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,出现多次地下水水质劣于III类水事件,表明适量减施氮肥可以有效降低淋洗液 NO_3^- -N浓度,提升地下水水质。张亦涛等^[26]的研究发现,在施氮 $120\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 条件下,玉米旱地中淋失水水质(以 NO_3^- -N计)可以满足II类地下水水质标准,而当施氮达到 $240\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 后,淋失水水质劣于III类地下水的淋失事件显著增加,说明施氮量是影响淋洗液硝酸盐含量的重要因素。丁武汉

等^[21]也发现优化施氮 $165 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 条件下,水稻-油菜轮作系统中,90 cm 土层土壤淋溶水水质(以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 计)满足 II 类地下水水质标准,且作物产量与施氮 $210 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 条件无显著差异($P < 0.05$)。

本试验结果表明春玉米产量随施氮量增加显著提高($P < 0.05$),施氮超过 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 后进入平台期,不再显著提高,这与尹彩侠等^[34]的研究结果一致。而翁玲云等^[6]基于多年定位试验研究也发现夏玉米施氮超过 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 后,氮肥表观利用率显著降低 13.13~21.96 个百分点,氮肥农学利用率显著下降 36.1%~79.9%($P < 0.05$),且土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 累积量增高,积累峰下移,对地下水安全造成威胁。本研究中 N_{180} 处理下玉米氮肥表观利用率较其他处理提高 14.50~27.75 个百分点,农学利用率增加 12.9%~90.9%,与上述结果基本一致。而西南地区夏季高温多雨,盲目增施氮肥更易发生 $\text{NO}_3\text{-N}$ 大量淋洗,引起地下水硝酸盐污染。巨晓棠等^[35]在 1998—2001 年对 80 多个井水样本的监测发现,三年间井水的硝酸盐超标率从 29% 攀升至 49%,表明地下水受到硝酸盐污染。随着时代发展,现代农业必将由增产导向转向高质量绿色发展,在施肥中,必须综合考虑产量效益与环境风险的平衡,促进农业绿色可持续发展。

4 结论

(1) 玉米季矿质态氮淋失的主要形态为硝态氮,占淋失量的 90% 以上,且淋失高峰主要出现在基肥和苗期追肥后 1~3 周,表明施肥初期是防控玉米旱地土壤氮淋失的关键时期。

(2) 随施氮量增加,土壤硝态氮、铵态氮含量显著升高,且有向下迁移的趋势,氮素淋失量呈指数上升,淋失率升高,地下水水质迅速下降,优化施氮处理可以显著降低土壤氮素淋失率。

(3) 优化施氮处理显著提高玉米氮肥利用率,同时获得与高氮投入相当的产量。综合考虑作物产量和氮素淋失情况来看,施氮 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 可以实现稳产高效且氮素淋失量(率)较低,为该地区春玉米施氮肥的推荐用量。

参考文献:

[1] FERGUSON R B, HERGERT G W, SCHEPERS J S, et al. Site-specific nitrogen management of irrigated maize: Yield and soil residual nitrate effects[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2002, 66(2): 544-553.

[2] 巨晓棠, 张福锁. 关于氮肥利用率的思考[J]. *生态环境*, 2003, 12

(2): 192-197. JU X T, ZHANG F S. Thinking about nitrogen recovery rate[J]. *Ecology and Environment*, 2003, 12(2): 192-197.

[3] HOU X, ZHOU F, LEIP A, et al. Spatial patterns of nitrogen runoff from Chinese paddy fields[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 231: 246-254.

[4] 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.

[5] VAN DER LAAN M, STIRZAKER R J, ANNANDALE J G, et al. Monitoring and modelling draining and resident soil water nitrate concentrations to estimate leaching losses[J]. *Agricultural Water Management*, 2010, 97(11): 1779-1786.

[6] 翁玲云, 杨晓卡, 吕敏娟, 等. 长期不同施氮量下冬小麦-夏玉米复种系统土壤硝态氮累积和淋洗特征[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(8): 2551-2558. WENG L Y, YANG X K, LÜ M J, et al. Characteristics of soil nitrate accumulation and leaching under different long-term nitrogen application rates in winter wheat and summer maize rotation system [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(8): 2551-2558.

[7] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. *土壤学报*, 2008, 45(5): 778-783. ZHU Z L. Research on soil nitrogen in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 778-783.

[8] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J]. *土壤学报*, 2008, 45(5): 915-924. ZHANG F S, WANG J Q, ZHANG W F, et al. Nutrient use efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 915-924.

[9] HUANG M X, LIANG T, OU-YANG Z, et al. Leaching losses of nitrate nitrogen and dissolved organic nitrogen from a yearly two crops system, wheat-maize, under monsoon situations[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2011, 91(1): 77-89.

[10] BRYE K R, NoRMAN J M, BUNDY L G, et al. Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(1): 58-70.

[11] 俞映惊, 薛利红, 杨林章. 不同氮肥管理模式对太湖流域稻田土壤氮素渗漏的影响[J]. *土壤学报*, 2011, 48(5): 988-995. YU Y L, XUE L H, YANG L Z. Effects of nitrogen management on nitrogen leaching of paddy soil in Taihu Lake region[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48(5): 988-995.

[12] LEE C, FEYEREISEN G W, HRISTOV A N, et al. Effects of dietary protein concentration on ammonia volatilization, nitrate leaching, and plant nitrogen uptake from dairy manure applied to lysimeters[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2014, 43(1): 398-408.

[13] 张敏, 田玉华, 尹斌, 等. 稻田氮素淋失测定方法的研究进展[J]. *土壤*, 2015, 47(3): 440-445. ZHANG M, TIAN Y H, YIN B, et al. A review of methods to determine nitrogen leaching in paddy fields[J]. *Soils*, 2015, 47(3): 440-445.

[14] HABERLE J, SVOBODA P, KREJCOVÁ J. Mineral nitrogen content in a soil profile and nitrogen accumulation in winter wheat crop[J]. *Rostlinna Vyroba*, 1997, 43(10): 473-479.

[15] PEREGO A, BASILE A, BONFANTE A, et al. Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy) [J]. *Agriculture, Ecosys-*

- tems & Environment, 2012, 147:57-65.
- [16] TIAN Y H, YIN B, YANG L Z, et al. Nitrogen runoff and leaching losses during rice-wheat rotations in Taihu Lake region, China[J]. *Pedosphere*, 2007, 17(4):445-456.
- [17] 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]. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11(5):722-730.
- [18] 巨晓棠, 谷保静. 我国农田氮肥施用现状、问题及趋势[J]. 植物营养与肥科学报, 2014, 20(4):783-795. JU X T, GU B J. Status-quo, problem and trend of nitrogen fertilization in China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2014, 20(4):783-795.
- [19] 雅安市统计局. 雅安市统计年鉴[M]. 北京:中国统计出版社, 2019:3-4. Ya'an Municipal Statistics Bureau. Statistical yearbook of Ya'an[M]. Beijing:China Statistical Press, 2019:3-4.
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000:129-132. LU R K. Soil and agricultural chemical analysis[M]. Beijing:China Agricultural Science and Technology Press, 2000:129-132.
- [21] 丁武汉, 谢海宽, 徐驰, 等. 一次性施肥技术对水稻-油菜轮作系统氮素淋失特征及经济效益的影响[J]. 应用生态学报, 2019, 30(4):1097-1109. DING W H, XIE H K, XU C, et al. Impacts of one-off fertilization on nitrogen leaching and economic benefits for rice-rape rotation system[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(4):1097-1109.
- [22] SUN B, CHEN D, LI Y, et al. Nitrogen leaching in an upland cropping system on an acid soil in subtropical China: Lysimeter measurements and simulation[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2008, 81(3):291-303.
- [23] 路景陵. 植物营养学(上册)[M]. 二版. 北京:中国农业大学出版社, 2003:33-34. LU J L. Plant nutrition(1st volume)[M]. 2nd Edition. Beijing:China Agricultural University Press, 2003:33-34.
- [24] 王朝辉, 李生秀, 王西娜, 等. 旱地土壤硝态氮残留淋溶及影响因素研究[J]. 土壤, 2006, 38(6):676-681. WANG Z H, LI S X, WANG X N, et al. Nitrate nitrogen residue and leaching in dryland soil and influence factors[J]. *Soils*, 2006, 38(6):676-681.
- [25] 彭琳, 彭祥林, 卢宗藩. 壤土旱地土壤硝态氮季节性变化与夏季休闲的培肥增产作用[J]. 土壤学报, 1981, 18(3):212-222. PENG L, PENG X L, LU Z F. The seasonal variation of soil NO₃-N and the effect of summer fallow on the fertility of manured loessial soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1981, 18:212-222.
- [26] 张亦涛, 王洪媛, 刘宏斌, 等. 基于大型渗漏池监测的褐潮土农田水、氮淋失特征[J]. 中国农业科学, 2016, 49(1):110-119. ZHANG Y T, WANG H Y, LIU H B, et al. Characteristics of field wa-
- ter and nitrogen leaching in a haplic luvisol soil based on large lysimeter[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2016, 49(1):110-119.
- [27] 李晓欣, 马洪斌, 胡春胜, 等. 华北山前平原农田土壤硝态氮淋失与调控研究[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(5):1109-1114. LI X X, MA H B, HU C S, et al. Soil nitrate leaching and control methods in the piedmont of North China Plain[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(5):1109-1114.
- [28] ZHOU J B, XI J G, CHEN Z J, et al. Leaching and transformation of nitrogen fertilizers in soil after application of N with irrigation: A soil column method[J]. *Pedosphere*, 2006, 16(2):245-252.
- [29] 郑圣先, 刘德林, 聂军, 等. 控释氮肥在淹水稻田土壤上的去向及利用率[J]. 植物营养与肥科学报, 2004, 10(2):137-142. ZHENG S X, LIU D L, NIE J, et al. Fate and recovery efficiency of controlled release nitrogen fertilizer in flooding paddy soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2004, 10(2):137-142.
- [30] 杜建军, 毋永龙, 田吉林, 等. 控/缓释肥料减少氨挥发和氮淋溶的效果研究[J]. 水土保持学报, 2007, 21(2):49-52. DU J J, WU Y L, TIAN J L, et al. Effect of several controlled/slow-release fertilizers on decreasing ammonia volatilization and N leaching[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(2):49-52.
- [31] 田昌, 周旋, 刘强, 等. 控释尿素减施对双季稻田氮素渗漏淋失的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(10):3267-3274. TIAN C, ZHOU X, LIU Q, et al. Effects of the reduction of controlled-release urea application on nitrogen leaching in double cropping paddy field [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(10):3267-3274.
- [32] VAN DER STRAETEN B, BUYSSE J, NOLTE S, et al. The effect of EU derogation strategies on the compliance costs of the nitrate directive[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 421:94-101.
- [33] EVANYLO G, SHERONY C, SPARGO J, et al. Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008, 127(1/2):50-58.
- [34] 尹彩侠, 李前, 孔丽丽, 等. 控释氮肥减施对春玉米产量、氮素吸收及转运的影响[J]. 中国农业科学, 2018, 51(20):3941-3950. YIN C X, LI Q, SUN L L, et al. Effect of reduced controlled-release nitrogen fertilizer application on yield, nitrogen absorption and transportation of spring maize[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2018, 51(20):3941-3950.
- [35] 巨晓棠, 张福锁. 中国北方土壤硝态氮的累积及其对环境的影响[J]. 生态环境, 2003, 12(1):24-28. JU X T, ZHANG F S. Nitrate accumulation and its implication to environment in north China[J]. *Ecology and Environment*, 2003, 12(1):24-28.