

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2021.06.008

武星魁, 施卫明, 徐永辉, 等. 长期不同化肥氮用量对设施菜地土壤氮素矿化和硝化作用的影响. 土壤, 2021, 53(6): 1160–1166.

长期不同化肥氮用量对设施菜地土壤氮素矿化和硝化作用的影响^①

武星魁^{1,2}, 施卫明¹, 徐永辉³, 闵 炬^{1*}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049; 3 宜兴市城建文旅集团有限公司, 江苏宜兴 214200)

摘 要: 为揭示长期施用不同化肥氮对设施菜地土壤供氮能力的影响, 选取连续种植 15 年不同化肥氮用量下的设施菜地土壤, 采用好气密闭培养法研究长期不同化肥氮用量对设施菜地土壤氮素矿化和硝化作用的影响。供试土壤为 5 个氮施用水平, 分别为: 不施化肥氮(CK), 常规化肥氮(100%N), 常规化肥氮上减氮 20%(80%N)、40%(60%N)、60%(40%N)。结果表明: 与初始矿质氮量相比, 培养结束后 CK、40%N、60%N、80%N 和 100%N 处理土壤矿质氮变化量分别为 38.9、44.7、20.6、-32.7、-87.6 mg/kg; CK、40%N 和 60%N 处理土壤矿质氮变化量分别占各自土壤全氮量的 2.7%、2.5% 和 1.0%, 80%N 和 100%N 处理土壤矿质氮量与初始矿质氮量相比下降 1.3% 和 3.1%; CK、40%、60%N、80%N 和 100%N 处理土壤硝化速率分别为 19.3、11.2、4.9、5.2、1.2 mg/(kg·d)。长期高量化肥氮(80%N 和 100%N)投入下, 设施菜地土壤氮素矿化和硝化速率显著降低, 土壤供氮能力下降, 土壤 pH 降低可能是导致土壤矿化和硝化作用受到抑制的原因之一。鉴于此, 设施蔬菜种植体系在现有施氮水平上应减少化肥氮投入, 科学优化施肥, 维持土壤的供氮能力, 确保设施土壤的可持续利用。

关键词: 长期施肥; 氮转化; pH; 矿化作用; 硝化作用

中图分类号: S19 **文献标志码:** A

Effects of Long-term Different Chemical Nitrogen Rates on Soil Nitrogen Mineralization and Nitrification in Greenhouse Vegetable Field

WU Xingkuai^{1,2}, SHI Weiming¹, XU Yonghui³, MIN Ju^{1*}

(1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*; 2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*; 3 *Yixing City Construction Culture Tourism Group Co., Ltd., Yixing, Jiangsu 214200, China*)

Abstract: In order to reveal the effects of long-term application of different chemical nitrogen (N) fertilizers on soil N supply capacity in greenhouse vegetable fields, soil samples were selected from a 15-year vegetable experiment field, and then the effects of long-term N fertilizer dosage on soil N mineralization and nitrification were studied by aerobiotic soil incubation method, in which five N application rates were designed as: no chemical N fertilization (CK), conventional chemical N rate (100%N), and the conventional chemical N rate reduction of 20% (80%N), 40% (60%N) and 60% (40%N), respectively. The results showed that compared with the initial, the mineralized N of CK, 40%, 60%, 80% and 100%N treatments after incubation were 38.9, 44.7, 20.6, -32.7 and -87.6 mg/kg, respectively. The mineralized N of CK, 40%N and 60%N treatments accounted for 2.7%, 2.5% and 1.0% of the total soil N content, respectively. The mineralized N of 80%N and 100%N treatments decreased by 1.3% and 3.1% compared with the initial. The nitrification rates under CK, 40%, 60%, 80% and 100%N treatments were 19.3, 11.2, 4.9, 5.2 and 1.2 mg/(kg soil·d), respectively. Long-term high rate of chemical N input (80%N and 100%N) significantly reduced soil N mineralization and nitrification rates and decreased soil N supply capacity in greenhouse vegetable field. The reduction of soil pH may be one of the reasons for the inhibition of soil mineralization and nitrification. In view of this, the

①基金项目: 国家自然科学基金项目(31872185)和江苏省农业科技自主创新资金项目(CX(18)1005)资助。

* 通讯作者(jmin@issas.ac.cn)

作者简介: 武星魁(1996—), 男, 山西介休人, 硕士研究生, 主要研究方向为植物营养与环境效应。E-mail: wuxingkuai@issas.ac.cn

greenhouse vegetable production system should reduce the amount of chemical N rate, and promote scientific and optimal fertilization in order to guarantee the sustainable utilization of vegetable soils.

Key words: Long-term fertilization; Nitrogen transformation; pH; Mineralization; Nitrification

随着我国农业结构的调整,蔬菜业尤其是经济效益较高的设施蔬菜得到较快发展,至 2019 年蔬菜种植面积已达到 2 086 万 hm^2 , 占农作物总播种面积的 12.6%^[1]。为了维持蔬菜高产,往往施入大量的有机肥和化学氮肥,年均施氮量超过 $\text{N } 1\ 000\ \text{kg}/\text{hm}^2$ ^[2-3],是大田作物的 3 倍以上^[4-5]。然而,蔬菜氮素利用率较低,仅 20% 左右^[6]。氮素是土壤供应较少、植物需求最多的营养元素^[7]。土壤中超过 90% 的氮素以有机态形式存在,不易被植物吸收利用,而可以被植物直接吸收利用的无机态氮不足 10%^[8]。氮素矿化是土壤有机态氮转化为无机态氮的主要过程,也是农田土壤氮素循环的重要过程之一。此外,土壤硝化作用是影响土壤氮素供应和损失的另一个重要过程^[9]。已有研究表明,设施菜地长期高量氮肥投入,易导致土壤酸化和次生盐渍化等问题^[10],其对土壤供氮能力影响如何,尚不清楚。目前,针对大田种植体系下,长期施用氮肥对土壤矿化和硝化作用特征开展了较多研究,李辉信等^[11]发现侵蚀红壤氮素矿化和硝化作用不强,与土壤 pH、有机质以及速效磷的含量有一定相关性;氮磷钾肥配施有机肥可提高紫色水稻土供氮潜力,同时改善有机氮的品质^[12];稻田长期施氮肥可显著提高土壤全氮含量,且有机无机肥配施下,氮素矿化率和矿化速率均较单施无机肥处理高^[13]。设施蔬菜种植体系与大田作物不同,因常年设施覆盖,复种指数高,化肥氮投入量大等特点,长期化肥氮施用后对土壤氮素矿化和硝化作用也可能产生不同影响。为此,本研究选取连续种植 15 年不同化肥氮用量下的设施菜地土壤,采用好气密闭培养法研究长期不同化肥氮用量下设施菜地土壤氮素矿化和硝化作用的变化,从而明确长期施用化肥氮对设施菜地土壤供氮能力的影响,为设施菜地土壤的可持续利用以及合理施用氮肥提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤选取位于江苏省宜兴市农业科技示范园($31^{\circ}14'N$, $119^{\circ}53'E$)的长期定位试验设施菜地土壤。设施蔬菜长期定位试验始于 2005 年,试验区位于中纬度地区,属湿润的北亚热带季风气候,平均气温 $15 \sim 17\ ^{\circ}\text{C}$,多年平均降雨量 $1\ 000 \sim 1\ 200\ \text{mm}$ 。

供试土壤质地为砂壤土,试验起始时土壤($0 \sim 20\ \text{cm}$) pH 为 5.58, EC 值为 $0.28\ \text{mS}/\text{cm}$,土壤全氮、有机质、硝态氮、有效磷、速效钾含量分别为: $1.44\ \text{g}/\text{kg}$ 、 $24.9\ \text{g}/\text{kg}$ 、 $42\ \text{mg}/\text{kg}$ 、 $64\ \text{mg}/\text{kg}$ 和 $63\ \text{mg}/\text{kg}$ 。试验设置 5 个不同化肥氮水平处理,分别为不施化肥氮(CK),常规化肥氮(100%N),以及在常规化肥氮基础上分别减氮 20%(80%N)、40%(60%N)和 60%(40%N),每个处理 4 次重复。CK、40%、60%N、80%N 和 100%N 处理的化肥氮用量分别为 $\text{N } 0$ 、348、522、696、870 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。各处理均施用有机肥(鸡粪)、磷肥(过磷酸钙)和钾肥(硫酸钾),在每季作物基肥中一次性施入,施用量分别为 $\text{N } 78\ \text{kg}/\text{hm}^2$ 、 $\text{P}_2\text{O}_5\ 120\ \text{kg}/\text{hm}^2$ 和 $\text{K}_2\text{O}\ 150\ \text{kg}/\text{hm}^2$ 。供试作物为番茄(*Solanum lycopersicum* cv. Jinpeng 1)、黄瓜(*Cucumis sativus* cv. Jinchun 4)和芹菜(*Apium graveolens* cv. Xiqin 5)。番茄种植时间为每年 4 月至 7 月,黄瓜种植时间为每年 9 月至 11 月,芹菜种植时间为每年 12 月至次年 3 月,一年 3 季蔬菜轮作。田间管理与当地农民传统管理方法一致。

1.2 试验方法

矿化试验采用改进后的好气密闭培养法^[11],具体为:称取每个风干土样 32 份,每份 10 g,分别加入 100 ml 离心管,再加入蒸馏水至土壤最大持水量的 60%,密闭后置于 25°C 培养箱中培养。培养之前取出各土样 2 份直接加入 50 ml 2 mol/L KCl 溶液,振荡 1 h 后过滤,测定滤液中铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)含量;其他各土样在培养箱中培养 15 周,其间每周取出两份,同样加入 2 mol/L KCl 溶液 50 ml,振荡 1 h 后过滤,测定滤液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量。

硝化速率测定方法同褚海燕等^[14]的方法,具体为:称取 10 g 土壤(风干后),置于培养瓶中,加入硫酸铵溶液(相当于土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N } 40\ \text{mg}/100\ \text{g}$ 干土),调节土壤含水量为田间最大持水量的 60%,在培养瓶上覆盖一层薄膜保持水气。以不加硫酸铵的土样作为对照。将培养瓶在 28°C 黑暗培养 1 周,培养结束后,向培养瓶中加入 50 ml 2 mol/L KCl 溶液浸提 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 1 h,硝化势以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的生成量表示($\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$)。

土壤 pH 用 pH 计(PHS-3CW)测定,水土质量比为 2.5 : 1;土壤全氮含量用高锰酸钾-还原性铁修正

开氏法消煮(土壤中 NO_3^- -N 及 NO_2^- -N 含量较高), 自动定氮仪(BuCHI360)测定; 土壤中 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量采用 2 mol/L KCl(按液土质量比 5 : 1)浸提测定, NH_4^+ -N 采用靛酚蓝比色法测定, NO_3^- -N 采用紫外比色法测定。

1.3 数据处理与分析

本研究中 1~2、1~4、1~8、1~15 周 4 个时间段的氮素矿化速率计算公式为:

$$\Delta M = [\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-]_t - [\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-]_{t_0} \quad (1)$$

$$M_t = \frac{\Delta M}{\Delta t} \quad (2)$$

式中: ΔM 为培养时间段内矿质氮(NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N)变化量(mg/kg); Δt 为时间变化量, 即 $t-t_0$, M_t 为 0~ t 时间段内氮矿化速率(mg/(kg·d))。

土壤硝化速率计算公式为:

$$\Delta N = [\text{NO}_3^-]_t - [\text{NO}_3^-]_{t_0} \quad (3)$$

$$N_t = \frac{\Delta N}{\Delta t} \quad (4)$$

式中: ΔN 为培养时间段内 NO_3^- -N 变化量(mg/kg); t 为培养结束时间; t_0 为培养开始时间; Δt 为时间变化量; N_t 为 0~ t 时间段内硝化速率(mg/(kg·d))

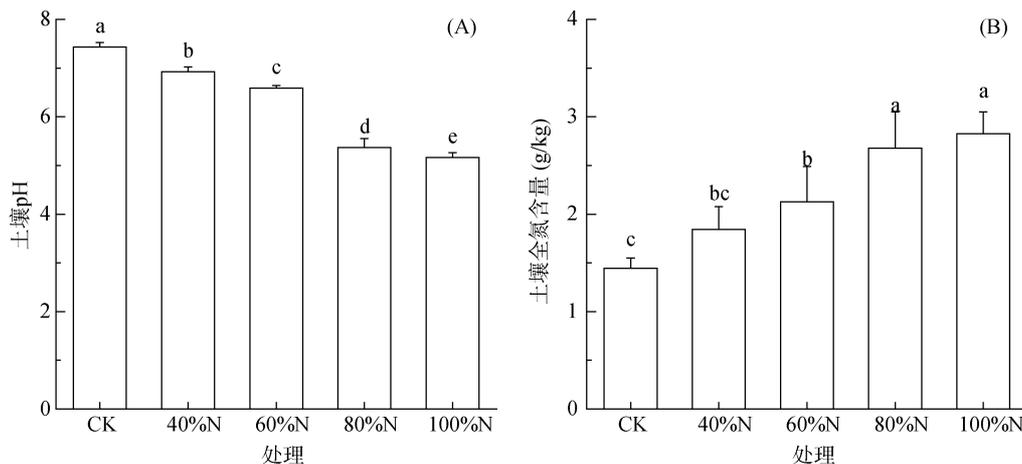
文中数据为 4 次重复测定的平均值, 数据使用

SPSS 25.0 统计软件进行方差分析确定差异显著性, 采用 Origin 9.0 软件作图。

2 结果与分析

2.1 长期不同化肥氮用量对设施菜地土壤 pH 和全氮含量的影响

通过对长期施用不同化肥氮菜地土壤的 pH 和全氮含量的测定(图 1)发现, 随着化肥氮投入量的不断增加, 土壤 pH 逐渐降低, 其中不施化肥氮处理(CK)土壤 pH 为 7.43, 接近中性, 60%N 处理土壤 pH 为 6.59, 100%N 处理土壤 pH 为 5.16, 相比 60%N 处理显著下降了 21.7%。长期不同化肥氮用量处理下, 土壤全氮含量随着化肥氮投入量的增加而增加, 与 CK 处理土壤全氮含量(1.44 g/kg)相比, 60%N 处理土壤全氮含量增加到 2.13 g/kg, 100%N 处理全氮含量增加了 95.71%, 达到 2.82 g/kg。由表 1 可见, 土壤 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量随化肥氮施用量的变化与全氮一致, 随着化肥氮施用量的增加, 土壤中 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量显著增加。100%N 处理 NH_4^+ -N 含量是 40%N、60%N 和 80%N 处理的 5.3 倍、5.7 倍以及 1.7 倍, 100%N 处理 NO_3^- -N 含量与 40%N、60%N 和 80%N 处理相比分别增加 185.56%、60.87% 以及 12.03%。



(图中不同小写字母表示不同处理间差异显著($P < 0.05$); 下同)

图 1 不同化肥氮施用量下土壤 pH 和全氮含量

Fig. 1 pH and total nitrogen contents in soils with different chemical nitrogen rates

2.2 长期不同化肥氮用量对设施菜地土壤氮素矿化量的影响

长期不同化肥氮用量下设施菜地土壤中矿质氮变化量的动态变化如图 2 所示。在矿化试验初始的 3 周中, 各处理土壤矿质氮变化量呈现增加的趋势, 随后 80%N 和 100%N 处理矿质氮变化量开始下降, 其中 100%N 处理矿质氮变化量在第 4 周时下降到负增

量, 即低于第 1 周土壤中矿质氮增量, 之后继续下降。80%N 处理与 100%N 处理动态变化趋势类似, 在第 2 周之后开始不断下降, 在第 8 周增量下降到 0 以下, 之后趋于平衡, 维持在负值。CK、40%N 以及 60%N 这 3 个处理的土壤氮素矿质氮增量的动态变化类似, 在整个培养期间呈现逐步增长然后趋于平衡, 达到平衡后的土壤氮素矿质氮增量分别为 38.85、44.70、

表 1 不同化肥氮施用量下土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量
Table 1 NH₄⁺-N and NO₃⁻-N contents in soils with different chemical nitrogen rates

处理	NH ₄ ⁺ -N(mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N(mg/kg)
CK	5.0 ± 1.6 c	187.5 ± 58.7 d
40%N	19.5 ± 9.0 c	459.6 ± 204.5 c
60%N	18.1 ± 13.5 c	815.8 ± 209.6 b
80%N	59.5 ± 19.1 b	1 171.4 ± 225.0 a
100%N	103.4 ± 25.7 a	1 312.3 ± 172.6 a

注：表中同列不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。

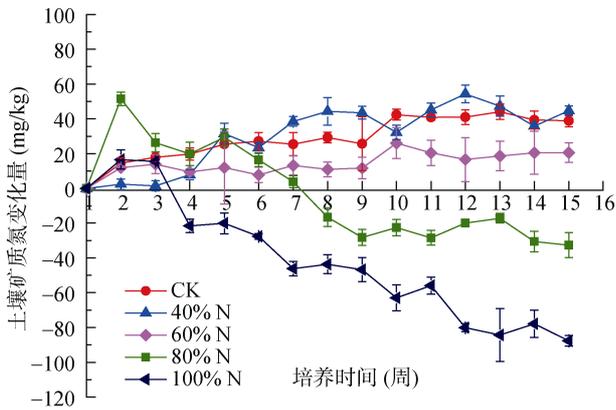


图 2 不同化肥氮施用量下土壤矿质氮变化量的动态变化
Fig. 2 Dynamic changes in mineralized nitrogen in soils with different chemical nitrogen rates

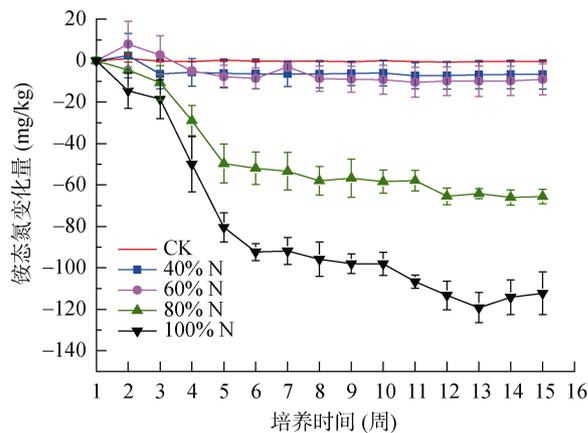


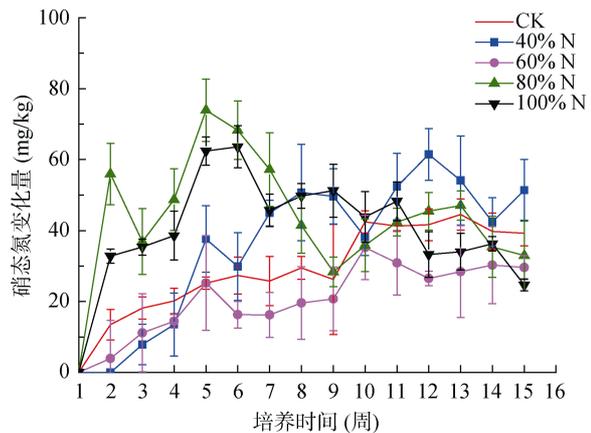
图 3 不同化肥氮施用量下土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 变化量的动态变化
Fig. 3 Dynamic change in NH₄⁺-N and NO₃⁻-N in soils with different chemical nitrogen rates

2.3 长期不同化肥氮用量对设施菜地土壤氮素矿化速率的影响

本文计算了培养 1~2、1~4、1~8、1~15 周，4 个时间段的土壤氮素矿化速率(图 4)，结果表明，除 40%N 处理外，其他 4 个处理的土壤氮素矿化速率均随着培养时间的增加而降低，40%N 处理的土壤氮素矿化速率则随着培养时间的增加先升高后降低。在培养 1~2 周时，80%N 处理土壤氮素矿化速率最

20.60 mg/kg，分别占各自土壤全氮含量的 2.70%、2.45% 和 1.01%；而 80%N 和 100%N 处理的土壤氮素矿质氮下降量最终分别为 32.65、87.64 mg/kg，分别占各自土壤全氮含量的 1.27%、3.11%。

长期不同化肥氮用量下设施菜地土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 变化量随培养时间的动态变化如图 3、图 4 所示，随着培养时间的增加，土壤 NH₄⁺-N 变化量呈现下降的趋势，最终趋于平衡。在培养结束后，CK、40%N、60%N、80%N 以及 100%N 处理的 NH₄⁺-N 含量分别下降了 0.38、6.67、8.99、65.62、112.31 mg/kg，分别占各自初始 NH₄⁺-N 含量的 30.19%、84.29%、78.35%、87.34%、86.00%。5 个处理土壤 NO₃⁻-N 变化量随培养时间的变化趋势并不相同，0、40%N 和 60%N 处理 NO₃⁻-N 变化量随着培养时间的增加逐渐增加，在培养第 15 周时达到 39.24、51.36、29.59 mg/kg；而 80%N 和 100%N 处理土壤 NO₃⁻-N 变化量则随着培养时间的增加呈现先增加后降低的趋势，其中，80%N 处理在培养第 5 周时 NO₃⁻-N 变化量达到最高值 73.93 mg/kg，之后逐渐下降，最终在第 15 周降至 32.97 mg/kg，100%N 处理在培养第 6 周时 NO₃⁻-N 变化量达到最高值 63.64 mg/kg，之后逐渐下降，在第 15 周时降至 24.67 mg/kg。



高，达到 7.34 mg/(kg·d)，随后的 CK、60%N 以及 100%N 处理土壤氮素矿化速率没有显著性差异；而在培养至第 4 周时，100%N 处理土壤氮素矿化速率出现负值，为 -1.03 mg/(kg·d)；80%N 处理则在培养 1~8 周时出现负矿化速率，为 -0.34 mg/(kg·d)。

2.4 长期不同化肥氮用量对设施菜地土壤氮素硝化速率的影响

长期施用化肥氮对土壤的硝化速率影响十分显

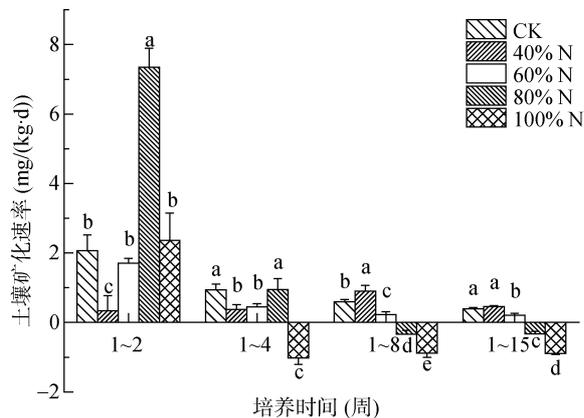


图 4 不同化肥氮用量下土壤氮素的矿化速率

Fig. 4 Mineralization rates of mineralized nitrogen in soils with different chemical nitrogen rates

著(图 5)。与 CK 相比,长期施用化肥氮后显著降低了土壤硝化速率。在培养 1 周后 CK 处理的硝化速率为 16.35 mg/(kg·d),与 CK 处理相比,40%N、60%N、80%N 和 100%N 处理的土壤硝化速率分别下降了 41.83%、74.59%、72.87% 和 93.89%。100%N 处理的硝化速率相较于 60%N 处理下降了 75.94%,80%N 处理则与 60%N 处理基本相同。

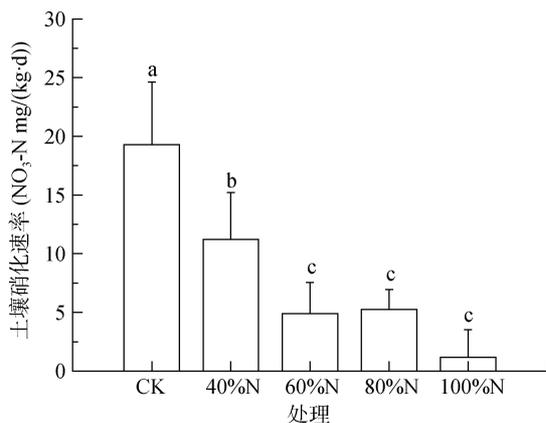


图 5 不同化肥氮用量下土壤硝化速率

Fig. 5 Nitrification rates of soils with different chemical nitrogen rates

3 讨论

在本试验条件下,经过连续 15 周的培养,施化肥氮处理土壤的氮素矿化量与不施化肥氮处理相比有不同程度的降低,这与稻田中的土壤矿化试验结果有所不同^[7,15]。水稻土矿化试验施肥处理矿化量与不施肥处理相比显著提高,在淹水条件下,土壤中的有机质分解缓慢,有机质逐渐积累的同时,有机氮化合物也相应富集,从而在作物生长过程中通过矿化作用来为土壤提供更多的氮素^[12],而本试验在培养过程

采用好气培养,这可能是结果不一致的原因。长期施用化肥氮后的菜地土壤 pH 与未施化肥氮土壤相比显著下降。不同化肥氮用量处理使菜地土壤全氮含量均有提高,这与在稻田中的研究结果相似^[13]。有研究表明,土壤氮素矿化量与土壤本身的全氮呈显著的负相关关系^[16],这可能是长期化肥氮处理下菜地土壤氮素矿化量下降的原因之一。80%N 与 100%N 处理分别在培养到第 8 周和第 4 周时土壤矿质氮变化量呈现负值,这表明长期高量的化肥氮施用使土壤矿化能力下降明显,这可能与长期过量施肥导致土壤酸化、次生盐渍化以及影响驱动土壤氮转化的关键微生物活性等有关。在土壤矿化试验培养到第 2 周时,施用化肥氮处理(40%N、60%N、80%N 和 100%N)与 CK 处理相比,土壤氮素矿化速率显著提升,而随着培养时间的增加,土壤氮素矿化速率逐渐降低,这可能是由于酸性土壤的氮素矿化过程较为缓慢^[17-18]所导致的。在 80%N 和 100%N 处理下,氮素矿化速率在培养中不断降低最后降至负值,是由于土壤氮素矿化量逐渐下降最终低于初始值。本项目组前期的研究表明,100%N 处理下氧化亚氮累计排放量最高,达 N 8.1 kg/hm²,与 60%N 和 80%N 处理相比分别增加了 50.0% 和 24.6%^[19]。本试验中,相比 40% 和 60%N 处理,80%N 和 100%N 处理反硝化作用较强,土壤中大量的矿质氮可能以气体形式损失,这可能是导致矿化速率出现负值的原因。在培养 1~2 周后,施用化肥氮处理氮素矿化速率显著高于 CK 处理,这与王敬等^[15]在紫色土氮素矿化过程中的研究结果相似,土壤氮素矿化速率与土壤中的全氮含量呈正相关关系,全氮含量高的土壤通常具有较高的矿化速率^[20-21]。尽管培养过程中并未加入外源氮素,但是长期施肥引起的土壤全氮含量增加可能是前期矿化速率增加的原因。由培养 4 周、8 周以及 14 周的氮素矿化速率(图 4)可见,施用化肥氮处理氮素矿化速率逐渐降低,低于 CK 处理。这可能是因为氮素矿化过程中,所有处理并未外加氮素,长期高量施肥会导致土壤酸化(图 1),有研究表明土壤氮素矿化速率与土壤 pH 呈显著的正相关关系($P < 0.05$)^[22],从而导致施肥处理氮素矿化速率降低,甚至出现负值。本研究中设施菜地土壤最高矿化氮量占全氮的 2.7%(图 2),这与贺发云等^[23]在南京郊区菜地上 3.2% 的研究结果类似,郝晓辉等^[13]在水稻土上的结果则是 6.7%~8.1%。菜地土壤矿化能力总体低于水稻土,有研究指出淹水和施用石灰会促进土壤氮素的矿化^[12-13],菜地不同于稻田淹水的环境,且菜地土壤 pH 较低,这些因素可能导

致了菜地土壤矿化能力较低。

硝化作用是土壤中的铵经过特定微生物氧化为亚硝酸或硝酸的过程。普遍认为土壤硝化速率在很大程度上取决于土壤的 pH^[24-25], 最佳 pH 在 7~8^[26], 硝化作用在 pH 5.5~6.0 的土壤中进行较慢, 在 pH 4.5~5.5 的土壤中进行非常缓慢, 在 pH 4.5 以下时, 则基本停止。碱性紫色土(pH 7.8)硝化速率显著高于东北黑土(pH 4.9)以及江西的 8 种土壤(平均 pH 4.9)^[27-28]。本试验结果与之相一致, 随着长期施氮量的增加, 土壤 pH 降低(图 1), 从而显著降低土壤硝化速率(图 5)。作为硝化作用的底物, NH₄⁺-N 含量也是制约硝化作用强弱的重要因素^[15,29-30], 研究发现, 即使在 pH 较高(pH 8.2)的碱性土壤中, 不添加外源 NH₄⁺-N, 硝化速率也会较低^[31]。在旱地红壤上的研究发现, 净硝化速率与 NH₄⁺-N 的含量存在显著的正相关关系($P<0.01$)^[22]。而本试验发现随着长期的施氮量增加, 土壤中的 NH₄⁺-N 含量也明显提升, 硝化速率却显著降低, 与之前的研究结果并不一致。这可能是由于长期施用化肥氮造成土壤 pH 较低, 在 pH 5.0~5.5, 使得土壤中的硝化作用进行缓慢, 从而降低硝化速率。土壤氮素硝化率和矿化率之间存在显著正相关关系^[11], 本研究也表明土壤氮素的矿化作用与硝化作用是紧密联系的两个过程, 一方面土壤氮素矿化作用为硝化作用提供底物, 另一方面土壤的硝化作用又促进了矿化作用。

长期高量施用化肥氮(80%N 和 100%N 处理)可造成设施土壤 NO₃⁻-N 含量的高量累积, 达 1 171.4~1 312.3 mg/kg(表 1), 且土壤矿化能力下降显著(图 2), 然而, 与 100%N 处理相比, 减施 60%化肥氮处理(40%N)土壤 NO₃⁻-N 累积量降低 65.0%, 经过 14 周培养后 40%N 处理矿化速率为各处理最高值(图 4), 土壤氮素矿化量达 44.70 mg/kg(图 2)。由此可见, 在现有施氮水平上应减少化肥氮投入, 科学优化施肥, 以维持土壤供氮能力。此外, 长期施用化肥氮会造成设施土壤 pH 下降(图 1), 土壤酸化会使土壤出现板结、养分流失以及影响微生物活性等^[32]。草木灰、脱硫石膏以及生物质炭等可以显著提高土壤 pH, 并减少氧化亚氮的排放^[33-37]。在设施蔬菜种植体系中, 推荐添加生物质炭等措施, 提高土壤 pH, 以缓解长期高量施用化肥氮对土壤氮素矿化和硝化作用的抑制。

4 结论

长期施用不同化肥氮对设施菜地土壤氮素的矿化和硝化作用的影响表现不同。各处理土壤氮素矿化

速率从大到小排序为: 40%N>CK>60%N>80%N>100%N, 土壤硝化速率从大到小排序为: CK>40%N>80%N>60%N>100%N。与 CK 处理相比, 长期高量施用化肥氮后土壤的矿化和硝化作用都有不同程度的抑制。CK 处理土壤氮素矿化量最高, 为 38.85 mg/kg, 占土壤全氮含量的 2.70%。随着施氮量的增加, 土壤矿化氮量逐渐下降, 在 80%N 和 100%N 处理下出现负值, 这可能是高施氮量下土壤反硝化脱氮量高于矿化氮量所致。设施菜地土壤氮素的硝化速率和化肥氮用量之间存在显著负相关关系, 常规化肥氮处理(100%N)土壤氮素的硝化速率为 1.18 mg/(kg·d), 比 CK、80%N、60%N 和 40%N 分别低了 93.89%、89.49%、75.94% 和 77.47%。设施菜地长期高量施用化肥氮后土壤 pH 下降显著, 低 pH 可能是导致土壤氮素矿化和硝化速率降低的原因之一。建议通过减量优化施肥、施用生物炭等措施来提高土壤 pH, 进而提高土壤氮素的矿化和硝化作用, 维持土壤供氮能力。

参考文献:

- [1] 国家统计局. 中国统计年鉴 2020[M]. 北京: 中国统计出版社, 2020.
- [2] 韩沛华, 闵炬, 诸海焱, 等. 长三角地区设施蔬菜施肥现状及土壤性状研究[J]. 土壤, 2020, 52(5): 994-1000.
- [3] 陆扣萍, 谢寅峰, 闵炬, 等. 不同施氮量对太湖地区新增设施菜地土壤硝态氮累积的影响[J]. 土壤, 2011, 43(6): 903-909.
- [4] 鲁艳红, 聂军, 廖育林, 等. 不同控释氮肥减量施用对双季水稻产量和氮素利用的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(2): 155-161, 174.
- [5] 巨晓棠, 谷保静. 我国农田氮肥施用现状、问题及趋势[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(4): 783-795.
- [6] 闵炬, 施卫明. 不同施氮量对太湖地区大棚蔬菜产量、氮肥利用率及品质的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(1): 151-157.
- [7] 南镇武, 梁斌, 陈延玲, 等. 长期定位施肥对土壤氮素矿化与作物产量的影响[J]. 华北农学报, 2016, 31(5): 146-151.
- [8] Matsumoto S, Ae N. Characteristics of extractable soil organic nitrogen determine using various chemical solutions and its significance for nitrogen uptake by crops[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2004, 50(1): 1-9.
- [9] Rasmussen P E, Douglas C L Jr, Collins H P Jr, et al. Long-term cropping system effects on mineralizable nitrogen in soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30(13): 1829-1837.
- [10] Shi W M, Yao J, Yan F. Vegetable cultivation under greenhouse conditions leads to rapid accumulation of nutrients, acidification and salinity of soils and groundwater contamination in South-Eastern China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2009, 83(1): 73-84.

- [11] 李辉信, 胡锋, 刘满强, 等. 红壤氮素的矿化和硝化作用特征[J]. 土壤, 2000, 32(4): 194–197, 214.
- [12] 秦子娴, 张宇亭, 周志峰, 等. 长期施肥对中性紫色水稻土氮素矿化和硝化作用的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(16): 3392–3400.
- [13] 郝晓晖, 肖宏宇, 苏以荣, 等. 长期不同施肥稻田土壤的氮素形态及矿化作用特征[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2007, 33(5): 544–550.
- [14] Chu H Y, Fujii T, Morimoto S, et al. Community structure of ammonia-oxidizing bacteria under long-term application of mineral fertilizer and organic manure in a sandy loam soil[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, 73(2): 485–491.
- [15] 王敬, 朱波, 张金波. 紫色土氮素矿化作用和硝化作用对长期施肥的响应[J]. 安徽农业科学, 2019, 47(19): 168–172, 177.
- [16] 钱佳彤, 郭涛. 长期定位施肥对紫色土氮矿化特征的影响[J]. 土壤通报, 2020, 51(5): 1152–1159.
- [17] Curtin D, Campbell C A, Jalil A. Effects of acidity on mineralization: PH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30(1): 57–64.
- [18] Neale S P, Shah Z, Adams W A. Changes in microbial biomass and nitrogen turnover in acidic organic soils following liming[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1997, 29(9/10): 1463–1474.
- [19] Min J, Shi W, Xing G, et al. Nitrous oxide emissions from vegetables grown in a polytunnel treated with high rates of applied nitrogen fertilizers in Southern China[J]. Soil Use and Management, 2012, 28(1): 70–77.
- [20] Booth M S, Stark J M, Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: A synthetic analysis of literature data[J]. Ecological Monographs, 2005, 75(2): 139–157.
- [21] Yan D Z, Wang D J, Yang L Z. Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on labile organic matter fractions in a paddy soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2007, 44(1): 93–101.
- [22] Nanang Zulkarnaen, 程谊, 张金波. 土地利用方式对红壤氮素矿化和硝化作用的影响[J]. 土壤通报, 2019, 50(5): 1210–1217.
- [23] 贺发云, 尹斌, 蔡贵信, 等. 菜地和旱作粮地土壤氮素矿化和硝化作用的比较[J]. 土壤通报, 2005, 36(1): 41–44.
- [24] Cheng Y, Wang J, Mary B, et al. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta, Canada[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 57: 848–857.
- [25] Yao H Y, Campbell C D, Qiao X R. Soil pH controls nitrification and carbon substrate utilization more than urea or charcoal in some highly acidic soils[J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, 47(5): 515–522.
- [26] 金雪霞, 范晓晖, 蔡贵信, 等. 菜地土壤氮素矿化和硝化作用的特征[J]. 土壤, 2004, 36(4): 382–386.
- [27] 蔡祖聪, 赵维. 土地利用方式对湿润亚热带土壤硝化作用的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 795–801.
- [28] 李平, 郎漫, 李煜姗, 等. 不同施肥处理对黑土硝化作用和矿化作用的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1326–1332.
- [29] Zaman M, Di H J, Cameron K C, et al. Gross nitrogen mineralization and nitrification rates and their relationships to enzyme activities and the soil microbial biomass in soils treated with dairy shed effluent and ammonium fertilizer at different water potentials[J]. Biology and Fertility of Soils, 1999, 29(2): 178–186.
- [30] Zhang J B, Zhu T B, Cai Z C, et al. Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations[J]. European Journal of Soil Science, 2012, 63(1): 75–85.
- [31] Khalil K, Mary B, Renault P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(4): 687–699.
- [32] 滕颖, 范晓璐, 陈祥, 等. 设施农业土壤存在的问题及改良对策[J]. 江苏科技信息, 2020, 37(26): 78–80.
- [33] 张星, 张晴雯, 刘杏认, 等. 施用生物炭对农田土壤氮素转化关键过程的影响[J]. 中国农业气象, 2015, 36(6): 709–716.
- [34] Singh B P, Hatton B J, Singh B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1224–1235.
- [35] Sohi S P, Krull E, Lopez-Capel E, et al. A review of biochar and its use and function in soil[J]. Advances in Agronomy, 2010, 105: 47–82.
- [36] Masulili A, Utomo W H, Ms S. Rice husk biochar for rice based cropping system in acid soil 1. the characteristics of rice husk biochar and its influence on the properties of acid sulfate soils and rice growth in west Kalimantan, Indonesia[J]. Journal of Agricultural Science, 2010, 2(1): 39–47.
- [37] Lehmann J, Skjemstad J, Sohi S, et al. Australian climate-carbon cycle feedback reduced by soil black carbon[J]. Nature Geoscience, 2008, 1(12): 832–835.