



农业资源与环境学报

中文核心期刊

中国科技核心期刊

JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

硝化/脲酶抑制剂及生物质炭对养殖肥液灌溉土壤氮素转化的影响

赖睿特, 杨涵博, 张克强, 梁军锋, 高文萱, 赵迪, 沈丰菊, 王风

引用本文:

赖睿特, 杨涵博, 张克强, 等. 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭对养殖肥液灌溉土壤氮素转化的影响[J]. *农业资源与环境学报*, 2020, 37(4): 537–543.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0113>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[几种硝化抑制剂和包硫尿素\(SCU\)对土壤N素形态和小麦产量的影响](#)

李永强, 王雅楣, 杨越超, 贾继文, 解璐晗, 姚瑶, 焦树英

农业资源与环境学报. 2016, 33(3): 230–237 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2016.0031>

[炭输入及生化调控对设施菜田土壤N₂O排放的影响](#)

王琳, 尹兴, 王玮, 张琳, 张丽娟

农业资源与环境学报. 2016, 33(5): 416–424 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2016.0034>

[不同氮肥管理方式对华北粮田₂O排放和作物产量的影响分析](#)

舒晓晓, 王艳群, 李迎春, 彭正萍, 魏珊珊, 石新丽, 赵延伟

农业资源与环境学报. 2016, 33(4): 340–348 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2016.0037>

[轮作不同高粱品种阻控设施菜田氮素损失潜力研究](#)

康凌云, 黄诗坤, 陈硕, 陈清

农业资源与环境学报. 2015(3): 215–221 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2014.0336>

[减肥条件下生物炭施用方式对土壤肥力及酶活性的影响](#)

刘遵奇, 兰宇, 杨铁鑫, 张艺潇, 孟军

农业资源与环境学报. 2020, 37(4): 544–551 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0143>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

赖睿特, 杨涵博, 张克强, 等. 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭对养殖肥液灌溉土壤氮素转化的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(4): 537–543.

LAI Rui-te, YANG Han-bo, ZHANG Ke-qiang, et al. Effects of nitrification/urease inhibitors and biochar on nitrogen conversion in soil irrigated with digested slurry[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2020, 37(4): 537–543.



开放科学 OSID

硝化/脲酶抑制剂及生物质炭对养殖肥液灌溉土壤氮素转化的影响

赖睿特, 杨涵博, 张克强, 梁军锋, 高文萱, 赵迪, 沈丰菊*, 王风*

(农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要:化学氮肥添加硝化/脲酶抑制剂和生物质炭均可起到减少硝态氮淋溶损失或气态损失的作用。为研究以有机氮素和无机氮素复合系统的养殖肥液为主体的新型肥料对减少氮素损失的作用,在控制施氮量相同的前提下,通过设置不同种类的抑制剂和抑制剂组合方式:养殖肥液单施(CK)、尿素单施(U)、养殖肥液+双氰胺(DCD)、养殖肥液+氢醌(HQ)、养殖肥液+双氰胺+氢醌(DCD+HQ)、养殖肥液+生物质炭(B),探究硝化抑制剂、脲酶抑制剂单施或配施及生物质炭的添加对养殖肥液施用后土壤氮素转化的影响。结果表明,土壤 N_2O-N 累积排放量抑制率呈现 DCD+HQ>HQ>DCD>B, 抑制率依次为 21.97%、19.39%、18.55% 和 10.71%;土壤氮素矿化速率依次为 DCD+HQ>DCD>HQ>B>CK>U;土壤氮素硝化速率由大到小依次为 CK>HQ>B>DCD+HQ>DCD>U。研究表明,DCD+HQ 抑制剂组合模式更加有利于防控养殖肥液灌溉过程土壤氮素的损失。

关键词:养殖肥液;双氰胺;氢醌;生物质炭;土壤;氮素

中图分类号:S153

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2020)04-0537-07

doi: 10.13254/j.jare.2019.0113

Effects of nitrification/urease inhibitors and biochar on nitrogen conversion in soil irrigated with digested slurry

LAI Rui-te, YANG Han-bo, ZHANG Ke-qiang, LIANG Jun-feng, GAO Wen-xuan, ZHAO Di, SHEN Feng-ju*, WANG Feng*

(Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China)

Abstract: The addition of nitrification/urease inhibitor or biochar to chemical nitrogen fertilizer can reduce nitrate leaching loss or gas loss, but the application of new fertilizers based on organic nitrogen and inorganic nitrogen compound systems to reduce nitrogen loss is relatively rare. In this study, different types of inhibitors and combinations of inhibitors were set under the premise of the same amount of nitrogen application: Single application of digested slurry(CK), single application of urea(U), digested slurry+dicyandiamide(DCD), digested slurry+hydroquinone(HQ), digested slurry+dicyandiamide+hydroquinone(DCD+HQ), and digested slurry+biochar(B) to explore the extent of nitrogen conversion in soil irrigated with digested slurry after nitrification/urease inhibitor or biochar application. The results showed that the cumulative emission inhibition rate of soil N_2O-N was in the order DCD+HQ>HQ>DCD>B, and the inhibition rates were 21.97%, 19.39%, 18.55%, and 10.71%, respectively. The soil nitrogen mineralization rate was in the order DCD+HQ>DCD>HQ>B>CK>U, and the soil nitrogen nitrification rate from high to low was in the order CK>HQ>B>DCD+HQ>DCD>U. It is suggested that the combined model of DCD+HQ inhibitors is more conducive to preventing and controlling the loss of soil nitrogen in the process of digested slurry irrigation.

Keywords: digested slurry; dicyandiamide; hydroquinone; biochar; soil; nitrogen

收稿日期:2019-03-05 录用日期:2019-04-17

作者简介: 赖睿特(1994—), 男, 硕士研究生, 从事养殖环境污染控制研究。E-mail: 29602655@qq.com

*通信作者: 沈丰菊 E-mail: shenfengju@sina.com; 王风 E-mail: wangfeng_530@163.com

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFD0800403); 天津市自然科学基金(16JCYBJC29700); 农业农村部财政项目

Project supported: National Key R&D Program of China(2017YFD0800403); Natural Science Foundation of Tianjin(16JCYBJC29700); Financial Project by Ministry of Agriculture and Rural Affairs

目前,已发现数百种化合物具有不同程度的硝化抑制效应^[1-2]。硝化抑制剂的作用是减缓土壤中的铵态氮氧化成为硝态氮的速度,以减少氮素气态损失和硝态氮淋溶^[3]。硝化过程是指从NH₄⁺-N到NO₃⁻-N的转化过程,此过程中包括亚硝化反应和硝化反应两个步骤,只要有一步被抑制,整个硝化过程就能够被抑制^[4]。双氰胺(DCD)的作用机理主要是抑制亚硝化细菌的活性,阻止NH₄⁺-N的第一步氧化,从而减少NO₂⁻的累积,进而控制NO₃⁻的形成^[5]。脲酶抑制剂主要有无机物和有机物两大类^[6]。脲酶抑制剂的抑制机理是:当尿素施入土壤后,在脲酶的作用下,经由氨基甲酸水解成NH₃^[7],此过程中施用脲酶抑制剂可通过抑制脲酶的活性抑制尿素的水解。生物质炭(Biochar)是生物残体在缺氧情况下,经高温裂解(350~600 °C)产生的固体产物,其结构稳定、多孔、比表面积大,具有大量的表面负电荷,且电荷密度高,能吸附土壤阳离子^[8-9]。通过添加硝化/脲酶抑制剂或者生物质炭来提高传统施肥模式下氮素利用率的研究较多。有研究表明在麦季施用硝化抑制剂可以提高氮素利用率,减少N₂O排放^[10];在紫色土壤中施加硝化抑制剂可显著降低土壤N₂O排放,抑制率达62%^[11]。配施硝化抑制剂处理的氮肥表观利用率和肥料贡献率分别比对照处理提高26.6%和20.1%^[12]。Leandro等^[13]研究发现硝化抑制剂提高氮素利用率达25%。而脲酶抑制剂也能提高氮素利用率5.65%~19.4%^[14-15]。硝化抑制剂与脲酶抑制剂组合使用对土壤N₂O排放的抑制效果最好^[16]。生物质炭的添加可以延缓NO₃⁻-N淋溶速度^[17],从而有效降低土壤NO₃⁻-N含量,提高氮肥利用率^[18]。

大量研究结果已经证实化肥施用条件下添加硝化/脲酶抑制剂或生物质炭均可以减少硝态氮含量、抑制温室气体排放,从而提高氮素利用率和作物产量。目前,以养殖肥液为主体的新型肥料应用得越来越广泛,但是养殖肥液通常经厌氧处理后含有高浓度的NH₄⁺-N和部分有机态氮,其在农田灌溉过程中会因为高浓度的速效氮素而造成气态损失,或转化为硝态氮而通过淋溶损失。本研究拟通过室内模拟试验,揭示硝化/脲酶抑制剂及生物质炭的添加对养殖肥液施用后土壤氮素转化的影响,以探求有效控制养殖肥液氮素损失的抑制剂配施技术或联合配施技术,为高效充分地利用养殖肥液养分、防治氮素淋溶与气态损失、提高作物利用效率提供理论依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试养殖肥液于2018年8月取自天津益利来养殖有限公司长期运行的塞流式厌氧反应器,肥液总氮浓度692.55 mg·L⁻¹,NH₄⁺-N浓度464.8 mg·L⁻¹,NO₃⁻-N浓度2.11 mg·L⁻¹,pH值为8.3。供试土壤采自天津市宁河设施蔬菜大棚0~20 cm表层土壤,土壤类型为壤土。土样经风干、过2 mm筛、混匀后备用。土壤pH值8.61,NH₄⁺-N含量7.61 mg·kg⁻¹,NO₃⁻-N含量2.02 mg·kg⁻¹,总氮含量0.71 g·kg⁻¹,土壤有机质含量22.81 g·kg⁻¹。

1.2 试验装置

试验采用塑料密封罐进行土壤室内培养,密封罐直径为11 cm,高为13 cm,盖子中央钻圆孔,用T型垫封堵并用密封胶粘牢,通过T型垫采集气体样品,预先测试密封罐密闭性良好。密封罐内放置直径7 cm、高5 cm的土壤样品盒,用于放置培养的土壤样品。

1.3 试验方法

试验设6个处理:单施养殖肥液(CK)、单施尿素(U)、养殖肥液+10%双氰胺(DCD)、养殖肥液+1%氢醌(HQ)、养殖肥液+10%双氰胺+1%氢醌(DCD+HQ)、养殖肥液+2%生物质炭(B),其中双氰胺和氢醌以施入总氮量作为基数计算,生物质炭以土壤干质量为基数计算,每个处理3次重复。每个处理的施氮量均设置为450 kg·hm⁻²,折算成相同的施氮量,养殖肥液的添加量30 mL,为了保持添加的水分一致,U处理配制30 mL含等量氮素的尿素(0.201 g)水溶液。养殖肥液或尿素溶液一次性均匀施用在样品盒内土样(预填装117 g)的表面,2018年9月12日添加养殖肥液或尿素后开始培养试验,培养周期为28 d。室内培养温度设定为22 °C,每隔48 h在黑色密封罐内添加5 mL无氨水,防止因水分蒸发造成干扰。

1.4 测定方法

养殖肥液中NH₄⁺-N浓度的测定采用纳氏试剂法;NO₃⁻-N浓度的测定采用紫外分光光度法;总氮浓度采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定;pH值采用pH计(Mettler Toledo)测定;土壤NH₄⁺-N、NO₃⁻-N含量采用比色法测定;N₂O气体排放通量采用静态箱-色谱法测定。

N₂O排放通量的测定:

$$F = \rho \times \frac{V}{A} \times 100 \times \frac{P}{P^0} \times \frac{273}{273 + T} \times \frac{dC}{dt} \times 60$$

式中: F 为 N_2O 排放通量, $\mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$; ρ 为标准状态下 N_2O 的密度, $\mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-3}$; V 表示密闭静态箱的体积, cm^3 ; A 为采样箱内上面的面积, cm^2 ; P 为密闭静态箱内的气压, Pa ; P^0 为标准状态下的大气压,为 $1.013\times 10^5 \text{ Pa}$,试验装置内与标准状态下气压相当,因此 P/P^0 值约等于1。 T 为密闭静态箱内温度, $^\circ\text{C}$ 。 dC/dt 表示单位时间内密闭静态箱内 N_2O 浓度的变化量, 10^{-9} min^{-1} ,即为 N_2O 浓度随时间变化线性回归曲线的斜率,在 $R^2 < 0.9$ 时,该回归系数不可用。

矿化速率=[(培养后 $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{N}$)-(初始 $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{N}$)]/培养天数

硝化速率=(培养后 NO_3^-N -初始 NO_3^-N)/培养天数^[19]

1.5 数据处理

试验数据采用Excel 2010和SPSS 19.0软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量

硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量见图1。CK和B在灌溉后的第1 d $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量就达到峰值,随后逐渐下降。U的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量从灌溉后第1 d 逐渐增大,至第7 d 达到峰值,随后开始下降,虽然U的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量峰值较小,但其排放时间持续较长;其余3个处理HQ、DCD和DCD+HQ均在灌溉后的第2 d 达到峰值,随后开始下降,至第7 d 降低到与CK相当的水平。所有处理达到峰值时 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量由大到小依次

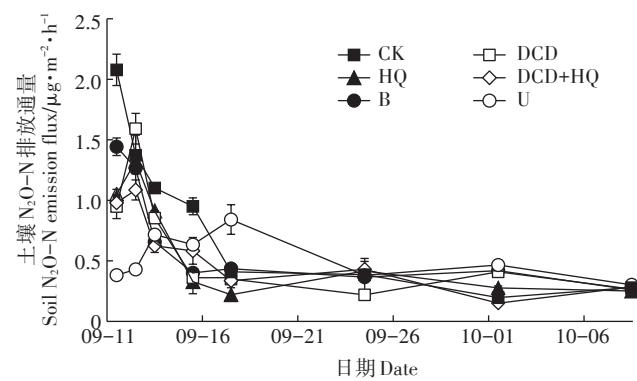


图1 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液后土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量

Figure 1 Soil N_2O emission flux under nitrification/urease inhibitor and biochar combined with digested slurry irrigation

为 $\text{CK} > \text{DCD} > \text{B} > \text{HQ} > \text{DCD+HQ} > \text{U}$ 。

2.2 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 累积排放量

硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 累积排放量见图2。经过28 d 的室内培养,CK的土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 累积排放量与U相当,在所有处理中数值最大。HQ、DCD、DCD+HQ间的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 累积排放量差异不显著,相比CK差异显著,降幅为18.55%~21.97%;B处理与CK相比略有降低,降幅为10.71%。

2.3 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量

硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化特征见图3。随培养时间的进行,所有处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均先快速增加,随后逐渐下降,最后趋于平稳。但各处理不同的是,U在3 d 内土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量达到峰值,其峰值高于其他处理;其

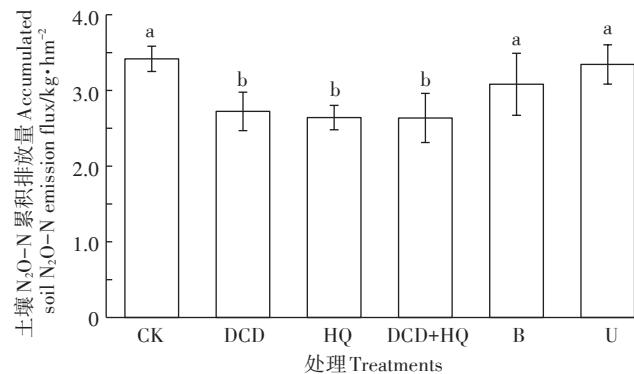


图2 硝化/脲酶抑制剂伴施养殖肥液后土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 累积排放量

Figure 2 Accumulated soil N_2O emissions flux under nitrification/urease inhibitor and biochar combined with digested slurry irrigation

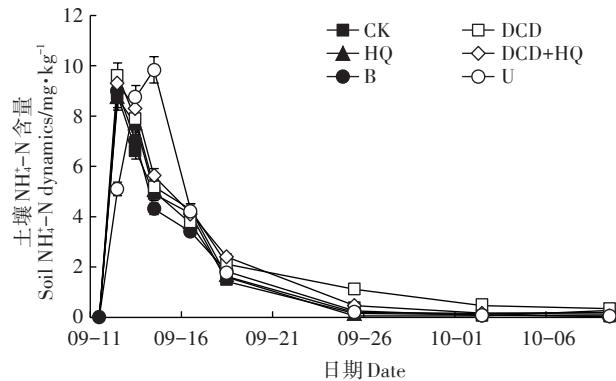


图3 硝化/脲酶抑制剂伴施养殖肥液后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 动态特征

Figure 3 Soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ dynamics under nitrification/urease inhibitor and biochar combined with digested slurry irrigation

他处理均在养殖肥液添加后1 d内达到峰值。DCD+HQ的土壤NH₄⁺-N含量最高,相比CK增加9.1%。

2.4 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤NO₃⁻-N含量

硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤NO₃⁻-N变化特征见图4。随培养时间的推进,所有处理土壤NO₃⁻-N含量呈现先快速增加后趋于平稳的趋势,U在前3 d增长缓慢,从第3 d到第5 d急剧增加,随后基本稳定,CK在前3 d内增幅显著,从第3 d到第5 d增幅缓慢,随后稳定。其余处理在试验前两周差异不明显,后两周差异相对明显。后两周各处理土壤NO₃⁻-N含量上升的速率由快到慢依次是U>HQ>B>CK>DCD>DCD+HQ。

2.5 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤氮素矿化速率

硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉

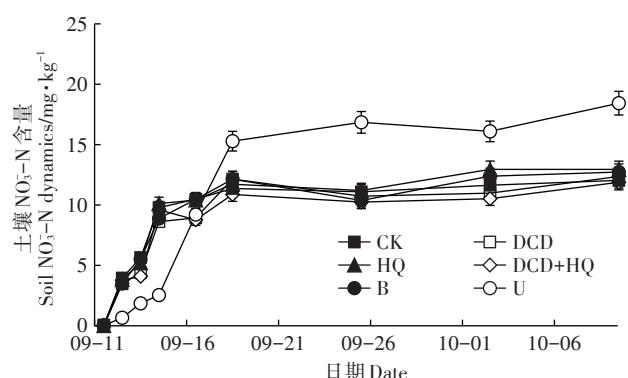


图4 硝化/脲酶抑制剂伴施养殖肥液后土壤NO₃⁻-N动态特征

Figure 4 Soil NO₃⁻-N dynamics under nitrification/urease inhibitor and biochar combined with digested slurry irrigation

土壤氮素矿化速率变化特征见图5。随培养时间的推进,所有处理的土壤氮素矿化速率均在第1 d达到最大,随后下降,且养殖肥液灌溉的几组处理均在前2 d降幅最大。在试验第1 d,CK与U差异较大,CK的土壤氮素矿化速率大于U;从试验第7 d至试验结束,U的土壤氮素矿化速率大于CK。养殖肥液灌溉的几组处理之间的土壤氮素矿化速率差异不显著。综合来看,各处理的土壤氮素矿化速率由快到慢依次为DCD+HQ>DCD>HQ>B>CK>U。

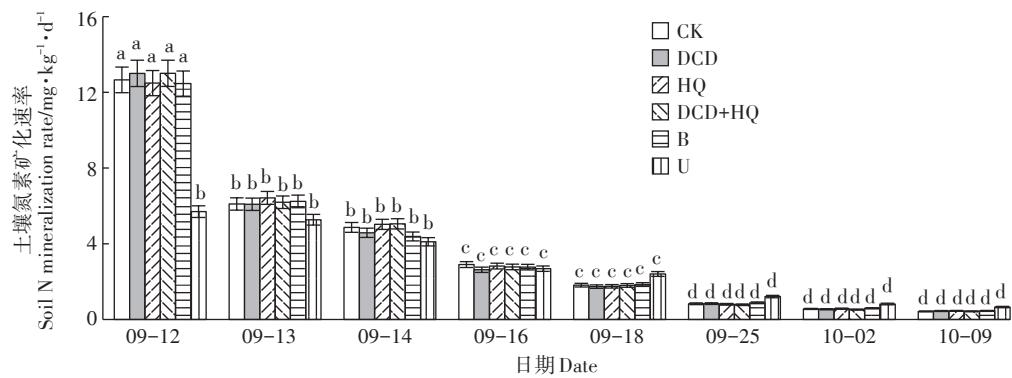
2.6 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤氮素硝化速率

硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液灌溉土壤氮素硝化速率变化特征见图6。养殖肥液灌溉的几组处理中,CK的土壤氮素硝化速率在试验第1 d达到最大,第2 d下降,在第3 d又有所升高,随后下降;其余几组处理之间在试验前5 d差异显著。U的土壤氮素硝化速率在试验前5 d较低,在第7 d达到最大,随后下降。综合来看,各处理的土壤氮素硝化速率由快到慢依次为CK>HQ>B>DCD+HQ>DCD>U。

3 讨论

3.1 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液对土壤N₂O-N排放的影响

CK处理的土壤N₂O-N排放通量在灌溉后的24 h达到峰值,因为养殖肥液中NH₄⁺-N含量很高,但不会长时间以NH₄⁺-N的形式存在,灌溉到土壤后会迅速进行硝化反应从而产生大量的N₂O。养殖肥水中富含大量的氮素,且主要以NH₄⁺-N的形式存在,可直接被作物吸收利用。张璘玮等^[20]研究发现,粪污直接厌



不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同

The different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$). The same below

图5 硝化/脲酶抑制剂伴施养殖肥液后土壤氮素矿化速率

Figure 5 Soil N mineralization rate under nitrification/urease inhibitor and biochar combined with digested slurry irrigation

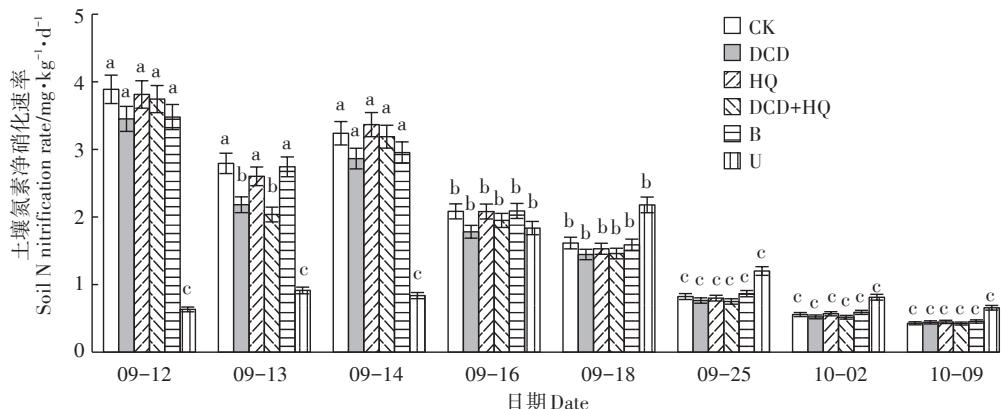


图6 硝化/脲酶抑制剂伴施养殖肥液后土壤氮素硝化速率

Figure 6 Soil N nitrification rate under nitrification/urease inhibitor and biochar combined with digested slurry irrigation

氧发酵后沼液中 TN 平均值 $947.91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 平均值 $668.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 其中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 占 TN 的 70.4%; Wu 等^[21]研究发现, 猪场肥水中 TN 的浓度是 $903.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 肥水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 占 TN 的 72.2%。本研究中的养殖肥水 TN 浓度为 $692.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 $494.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 肥水中的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 占 TN 的 71.4%。经过养殖肥液灌溉后的土壤含有大量 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, 随后进行硝化反应产生大量的 N_2O 。所以在养殖肥液添加后的 24 h 土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 的排放通量达到峰值。B 处理的土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量在灌溉后的 24 h 达到峰值, 但 CK 的土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量大于 B, 因为生物质炭的添加提高了土壤的阳离子交换量^[22], 从而增加了土壤对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的吸附, 使得土壤溶液中无机氮减少, 抑制了硝化过程的进行^[23], 进而达到减少 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放的目的。陈晨等^[24]研究证明, 生物质炭的施加降低了 N_2O 的累积排放量, 降幅为 14.4%; 黄海洲等^[25]研究证明, 生物质炭的添加降低了黄土旱塬旱作春玉米农田 N_2O 的排放, 降幅为 19.24%。本研究结果中生物质炭对土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 的抑制率为 10.71%, 因为本试验中的生物质炭未经过改性, 所以在养殖肥液中添加生物质炭抑制 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放的效果一般。DCD、HQ 和 DCD+HQ 三组处理的土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量均在添加后 48 h 达到峰值。相比 CK 和 B 两组处理, 硝化/脲酶抑制剂的添加延缓了土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 的排放通量达到峰值的时间; 相比 CK 中土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 的累积排放量, DCD+HQ 的抑制效果最好, 抑制率为 21.97%; 其次是 HQ, 抑制率为 19.39%, DCD 的抑制效果为 18.55%, 表明硝化/脲酶抑制剂的添加不仅延缓了土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放通量达到峰值的时间, 也会减少土壤 $\text{N}_2\text{O-N}$ 的累积排放量。熊舞等^[26]的研究证明, 在各氮肥水平处理下, 硝

化抑制剂均能降低 N_2O 的排放, 抑制率为 8.75%~25.28%, 且减排效果随着施氮量增加而增加; Kee 等^[27]的研究证明硝化/脲酶抑制剂对 N_2O 的抑制率为 15%。周旋^[28]的试验也证明了这一结论, 生化抑制剂组合可使土壤 N_2O 的排放量显著降低 20.7%。

3.2 硝化/脲酶抑制剂及生物质炭伴施养殖肥液对土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量的影响

从土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的含量分析, 在养殖肥液灌溉的几组处理中, DCD 与 DCD+HQ 两组处理的土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量高于 CK、HQ 和 B 三组处理, 且 DCD+HQ 优于 DCD。虽然养殖肥液中大量的氮素以 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的形式存在, 但是还有少部分氮素以有机态形式存在, 脲酶抑制剂可对其发挥抑制作用, 因而生化组合抑制剂效果优于单一抑制剂。CK、HQ 和 B 三组处理之间差异不明显, 因为试验设计的施氮量偏低, 养殖肥液的灌溉量较少, 导致与抑制剂作用的底物少, 影响了抑制效果。熊舞^[26]的研究证明, 抑制剂的减排效果随着施氮量增加而增加。从土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的含量分析, DCD+HQ 的土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量上升速率最慢, 说明生化抑制剂组合抑制氮素转化的效果最好; 其他几组添加抑制剂的处理中, HQ 处理的土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量上升速率相对较快, 可能因为脲酶抑制剂的抑制效果逐渐消失。陈欢^[29]的研究表明, 脲酶抑制剂氢醌作用时间比较短, 7 d 内该抑制剂能对脲酶产生抑制作用, 7 d 后抑制效果减弱, 14 d 后基本失效。本研究中, 生物质炭对氮素转化的抑制效果一般, 其抑制的原理是吸附土壤中一部分的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 。当生物质炭达到吸附饱和时, 生物质炭不再具备抑制效果。因为本试验的生物质炭未经过改性, 所以抑制效果不明显。王静等^[30]的研究发现, 未改性的生物

质炭对 NO_3^- -N的吸附量为 $0 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

4 结论

(1) 硝化抑制剂、脲酶抑制剂和生物质炭的添加均可以对养殖肥液灌溉后的土壤 N_2O 排放起到抑制作用, 并且在一定程度上减缓了土壤中铵态氮的转化速率。

(2) 硝化抑制剂与脲酶抑制剂组合的抑制效果优于单一抑制剂。

(3) 从温室气体控排的角度来说, 施用养殖肥液与尿素(常规施肥)的累积排放量相当, 但从减少土壤硝态氮淋失的角度来说, 施用养殖肥液的作用优于施用尿素。

参考文献:

- [1] McCarty G W. Modes of action of nitrification inhibitors[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1999, 29:1–9.
- [2] 孙志梅, 武志杰, 陈利军, 等. 土壤硝化作用的抑制剂调控及其机理[J]. 应用生态学报, 2008, 19(6):1389–1395.
SUN Zhi-mei, WU Zhi-jie, CHEN Li-jun, et al. Regulation of soil nitrification with nitrification inhibitors and related mechanisms[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(6):1389–1395.
- [3] 石艳星. 脲酶/硝化双抑制剂缓释肥对番茄产量、品质及氮素利用率的影响研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2014.
SHI Yan-xing. Effect of urease/nitrification inhibitor application on tomato yield, quality and the influence of nitrogen[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2014.
- [4] 倪秀菊, 李玉中, 徐春英, 等. 土壤脲酶抑制剂和硝化抑制剂的研究进展[J]. 中国农学通报, 2009, 25(12):145–149.
NI Xiu-ju, LI Yu-zhong, XU Chun-ying, et al. Advance of research on urease inhibitor and nitrification inhibitor in soil[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(12):145–149.
- [5] Amberger A. Research on dicyandiamide as a nitrification inhibitor and future outlook[J]. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 1989, 20(19/20):1933–1955.
- [6] Bremner J M, Douglas L A. Inhibition of urease activity in soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1971, 3:297–307.
- [7] 刘玉学, 刘微, 吴伟祥, 等. 土壤生物质炭环境行为与环境效应[J]. 应用生态学报, 2009, 20(4):977–982.
LIU Yu-xue, LIU Wei, WU Wei-xiang, et al. Environmental behavior and effect of biomass-derived black carbon in soil: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(4):977–982.
- [8] Mizuta K, Matsumoto T, Hatate Y, et al. Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal[J]. *Bioresource Technology*, 2004, 95(3):255–257.
- [9] 李君, 刘涛, 褚贵新. 脲酶抑制剂对石灰性土壤尿素转化及 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9):1866–1872.
LI Jun, LIU Tao, ZHU Gui-xin. Responses of urea transformation dynamics and nitrous oxide to three urease inhibitors in calcareous soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(9):1866–1872.
- [10] 孙海军, 闵炬, 施卫明, 等. 硝化抑制剂影响小麦产量、 N_2O 与 NH_3 排放的研究[J]. 土壤, 2017, 49(5):876–881.
SUN Hai-jun, MIN Ju, SHI Wei-ming, et al. Effects of nitrification inhibitor application on wheat grain yield, N_2O emission and NH_3 volatilization[J]. *Soil*, 2017, 49(5):876–881.
- [11] 赵颖, 张金波, 蔡祖聪. 添加硝化抑制剂、秸秆及生物炭对亚热带农田土壤 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(5):1023–1034.
ZHAO Ying, ZHANG Jin-bo, CAI Zu-cong. Effects of nitrification inhibitor, crop residues, and biochar applications on N_2O emissions by subtropical agricultural soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(5):1023–1034.
- [12] 章淑艳, 王素花, 孙志梅, 等. 不同氮肥施用方式及硝化抑制剂对小豆生长发育及氮素利用的影响[J]. 河南农业科学, 2016, 45(10):15–18, 28.
ZHANG Shu-yan, WANG Su-hua, SUN Zhi-mei, et al. Effects of different N fertilizer application patterns and nitrification inhibitor on growth and N utilization of Adzuki beans[J]. *Journal of Henan Agricultural Sciences*, 2016, 45(10):15–18, 28.
- [13] Leandro C G, João L N C, Bruna G de O, et al. Crop residue removal and nitrification inhibitor application as strategies to mitigate N_2O emissions in sugarcane fields[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2018, 119:206–216.
- [14] Tao R, Li J, Guan Y, et al. Effects of urease and nitrification inhibitors on the soil mineral nitrogen dynamics and nitrous oxide (N_2O) emissions on calcareous soil[J]. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2018, 25(9):1–10.
- [15] 串丽敏. 硝化/脲酶抑制剂对土壤氮素迁移转化及油菜生长的影响[D]. 保定: 河北农业大学, 2010.
CHUAN Li-min. Effects of nitrification/urease inhibitors on nitrogen migration, transformation and rape growth[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2010.
- [16] 张文学, 杨成春, 王少先, 等. 脲酶抑制剂与硝化抑制剂对稻田土壤氮素转化的影响[J]. 中国水稻科学, 2017, 31(4):417–424.
ZHANG Wen-xue, YANG Cheng-chun, WANG Shao-xian, et al. Effects of urease inhibitor and nitrification inhibitor on nitrogen transformation in paddy soil[J]. *Chinese Journal of Rice Science*, 2017, 31(4):417–424.
- [17] Yao Y, Gao B, Zhang M, et al. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonia and phosphate in a sandy soil [J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11):1467–1471.
- [18] 高德才, 张蕾, 刘强, 等. 旱地土壤施用生物炭减少土壤氮损失及提高氮素利用率[J]. 农业工程学报, 2014, 30(6):54–61.
GAO De-cai, ZHANG Lei, LIU Qiang, et al. Application of biochar in dryland soil decreasing loss of nitrogen and improving nitrogen using rate[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2014, 30(6):54–61.
- [19] 赵阳, 张驰, 赵竑绯, 等. 氮磷添加对亚热带常绿阔叶林土壤氮素矿化的影响[J]. 生态学杂志, 2013, 32(7):1690–1697.

- ZHAO Yang, ZHANG Chi, ZHAO Hong-fei, et al. Effects of N and P addition on soil nitrogen mineralization in a subtropical evergreen broadleaved forest[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(7):1690-1697.
- [20] 张璘玮,伍 钧,杨 刚,等.猪粪沼液连续定位施用对油菜产量及菜籽品质的影响[J].农业环境科学学报,2014,33(3):562-568.
ZHANG Lin-wei, WU Jun, YANG Gang, et al. Effects of continuous applications of digested pig biogas slurry on *Brassica napus* yields and rapeseed quality[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33 (3):562-568.
- [21] Wu J, Yang Q, Yang G, et al. Effects of biogas slurry on yield and quality of oil-seed rape[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 2013, 36(13): 117-121.
- [22] Wang J Y, Zhang M, Xiong Z Q, et al. Effects of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from two paddy soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(8):887-896.
- [23] 张 斌,刘晓雨,潘根兴,等.施用生物质炭后稻田土壤性质、水稻产量和痕量温室气体排放的变化[J].中国农业科学,2012,45 (23):4844-4853.
ZHANG Bin, LIU Xiao-yu, PAN Gen-xing, et al. Changes in soil properties, yield and trace gas emission from a paddy after biochar amendment in two consecutive rice growing cycles[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(23):4844-4853.
- [24] 陈 晨,许 欣,毕智超,等.生物炭和有机肥对菜地土壤N₂O排放及硝化、反硝化微生物功能基因丰度的影响[J].环境科学学报,2017,37(5):1912-1920.
CHEN Chen, XU Xin, BI Zhi-chao, et al. Effects of biochar and organic manure on N₂O emissions and the functional gene abundance of nitrification and denitrification microbes under intensive vegetable production[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(5):1912-1920.
- [25] 黄海洲,肖 茜,沈玉芳,等.生物质炭对旱作春玉米农田N₂O排放的效应[J].农业环境科学学报,2014,33(10):2063-2070.
- HUANG Hai-zhou, XIAO Qian, SHEN Yu-fang, et al. Effect of biochar on nitrous oxide emissions from dryland spring corn field on the Loess Plateau[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(10): 2063-2070.
- [26] 熊 舞,夏永秋,周 伟,等.菜地氮肥用量与N₂O排放的关系及硝化抑制剂效果[J].土壤学报,2013,50(4):743-751.
XIONG Wu, XIA Yong-qiu, ZHOU Wei, et al. Relationship between nitrogen application rate and nitrous oxide emission and effect of nitrification in vegetable farming system[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(4):743-751.
- [27] Kee L S, Helen S, Mei B, et al. Using urease and nitrification inhibitors to decrease ammonia and nitrous oxide emissions and improve productivity in a subtropical pasture[J]. *Science of The Total Environment*, 2018, 644:1531-1535.
- [28] 周 旋.生化抑制剂组合对黄泥田土壤氮素转化的影响及其环境生态效应[D].杭州:浙江大学,2017.
ZHOU Xuan. Influence of biochemical inhibitor combination on nitrogen transformation in yellow clayey soil and its ecological environment effect[D]. Hangzhou:Zhejiang University, 2017.
- [29] 陈 欢.脲酶/硝化抑制剂的效果比较及DMPP对氮素肥际与小麦根系微域分布的影响[D].南京:南京农业大学,2010.
CHEN Huan. Comparison of urease/nitrification inhibitors and the influence of DMPP on nitrogen patch and wheat root micro-distribution [D]. Nanjing:Nanjing Agricultural University, 2010.
- [30] 王 静,付伟章,葛晓红,等.玉米生物炭和改性炭对土壤无机氮磷淋失影响的研究[J].农业环境科学学报,2018,37(12):2810-2820.
WANG Jing, FU Wei-zhang, GE Xiao-hong, et al. Effects of corn biochar and modified carbon on leaching of inorganic nitrogen and phosphorus in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(12): 2810-2820.