

不同氮素添加对不同土地利用方式黑土氮素转化特征的影响

郭媛¹, 李宜联¹, 郭策¹, 贺秀娟², 赵兴敏¹, 王鸿斌¹, 隋标¹

(1. 吉林农业大学资源与环境学院, 吉林省商品粮基地土壤资源可持续利用重点实验室,
长春 130118; 2. 乌鲁木齐京诚检测技术有限公司, 乌鲁木齐 830022)

摘要: 以吉林省典型黑土区的玉米、果树、森林、水稻和菜地土壤为研究对象, 采用室内培养法研究氮素在不同土地利用方式黑土中的形态转化特征。结果表明: 施加氮肥使不同土地利用方式黑土的铵态氮和硝态氮含量均有不同程度的提高, 其中铵态氮含量差异不显著, 硝态氮含量差异显著。对于施加尿素的处理而言, S2(129.82 mg/kg) 和 C2(138.01 mg/kg) 硝态氮含量显著高于 G2(111.89 mg/kg) 和 D2(105.35 mg/kg), 且 Y2(126.92 mg/kg) 显著高于 D2。对于施加磷酸二铵的处理而言, 各土壤硝态氮含量由大到小的顺序为 C3(160.23 mg/kg) > Y3(150.00 mg/kg) > S3(140.12 mg/kg) > G3(133.45 mg/kg) > D3(126.70 mg/kg), 且 C3 和 Y3 显著高于 G3 和 D3。土壤净矿化速率和净硝化速率分别与土壤 C/N, 土壤微生物量碳、土壤微生物量氮呈显著负相关。整个培养期间, Y、G、C 和 D 土壤平均 NMR 由大到小的顺序均为处理 2 > 处理 3 > CK 处理, S 土壤平均 NMR 由大到小的顺序为处理 3 > 处理 2 > CK 处理。Y、G 和 D 土壤平均 NR 由大到小的顺序均为处理 2 > 处理 3 > CK 处理, S 和 C 土壤平均 NR 由大到小的顺序为处理 3 > 处理 2 > CK 处理。土壤理化性质对黑土氮素转化特征有重要影响。

关键词: 黑土; 土地利用方式; 尿素; 磷酸二铵; 铵态氮; 硝态氮; 矿化速率; 硝化速率

中图分类号: X712 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2021)01-0236-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbxb.2021.01.034

Effects of Different Nitrogen Additions on Nitrogen Conversion Characteristics of Black Soil with Different Land Use Patterns

GUO Yuan¹, LI Yilian¹, GUO Ce¹, HE Xiujuan², ZHAO Xingmin¹, WANG Hongbin¹, SUI Biao¹

(1. College of Resources and Environment, Key Laboratory of Sustainable Utilization of Soil Resources in Jilin Commodity Grain Base, Jilin Agricultural University, Changchun 130118; 2. Urumqi Jingcheng Testing Technology Co. LTD., Urumqi 830022)

Abstract: The typical black soil areas of Jilin Province were studied under corn, paddy, orchard, forests and vegetable fields. We used the indoor cultivation method to study the morphological transformation characteristics of nitrogen in black soil with different land use patterns. The application of nitrogen fertilizer increased the contents of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen in black soil with different land use patterns. The difference of ammonium nitrogen contents was not significant, but the difference of nitrate nitrogen contents was significant. For the urea treatment, the contents of nitrate nitrogen S2 (129.82 mg/kg) and C2 (138.01 mg/kg) were significantly higher than those of G2 (111.89 mg/kg) and D2 (105.35 mg/kg). The nitrate nitrogen content of Y2 (126.92 mg/kg) was significantly higher than that of D2. The analysis of the treatment of diammonium phosphate showed: The order of the nitrate nitrogen content of each soil was C3 (160.23 mg/kg) > Y3(150.00 mg/kg) > S3(140.12 mg/kg) > G3(133.45 mg/kg) > D3(126.70 mg/kg). The nitrate nitrogen content of C3 and Y3 was significantly higher than those of G3 and D3. Moreover, soil net mineralization rate and net nitrification rate were significantly negatively correlated with soil C/N, soil microbial biomass carbon, and soil microbial biomass nitrogen. During the whole cultivation period, the order of the average NMR of Y, G, C and D soils were as follows treatment 1 > treatment 2 > treatment CK. The average NMR of S soils were in the order of treatment 2 > treatment 1 > treatment CK. The average NR of Y, G and D soils were in the order of treatment 1 > treatment 2 > CK treatment, and the

收稿日期: 2020-06-17
资助项目: 国家重点研发计划项目(2018YFD0300201); 吉林省重大科技专项(20200503004SF)
第一作者: 郭媛(1996—), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤面源污染调控研究。E-mail: guoyuanyb@163.com
通信作者: 赵兴敏(1980—), 女, 博士, 教授, 主要从事环境污染化学与防控研究。E-mail: zhaoxingmin0704@163.com

average NR of S and C soils were in the order of treatment 2 > treatment 1 > treatment CK. These results showed that the physical and chemical properties of the soil had an important influence on the characteristics of nitrogen conversion in black soil.

Keywords: black soil; land use; urea; diammonium phosphate; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen; net nitrogen mineralization rate; net nitrification rate

东北黑土地是我国重要的商品粮生产基地,对我国的粮食安全起着举足轻重的作用。但由于黑土多年受到自然侵蚀(风力、水力侵蚀等)和人为开垦的影响,导致水土流失日益严重,土地肥力下降,威胁国家粮食安全^[1]。氮素是植物生长的重要营养元素。虽然土壤中氮的来源有多种途径,但植物吸收利用的氮主要来自土壤和肥料。在东北黑土区,作物生长发育所需要的氮有 70% 来自土壤^[2]。土壤中的氮主要以有机态形式存在,大约占全氮量的 92%~98%,植物难以直接吸收利用,通过土壤动物和微生物作用转化为无机氮(主要为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$)才能被植物吸收利用,土壤氮素矿化作用和硝化作用是决定 2 种可利用氮含量和相对比例的关键过程^[3]。氮矿化特征决定了土壤中用于植物生长的氮素可利用性^[4],是生态系统氮素循环最重要的过程之一。氮矿化研究对于揭示生态系统功能、生物地球化学循环过程的本质和土壤氮素的供应有着重要的意义。

影响土壤氮素含量的因素有气候条件、土壤母质、土壤肥力等因素,而土地利用方式和管理方式也是影响土壤氮素含量及其转化的重要因素^[5]。土地利用方式一方面通过土壤水分管理、耕作方式等农艺措施的差异导致土壤氮素特征的差异;另一方面通过改变土壤理化性质而影响土壤氮素含量及硝化、反硝化过程,进而影响农田生态系统氮素循环^[6-7]。

目前,关于耕作和施肥对土壤有机氮组分的影响^[8-9]、温度和水分对土壤氮素矿化的影响^[10-11]报道相对较多。已有学者^[12-13]开始关注土地利用方式对土壤有机碳含量及碳矿化特性的影响,对剖面土壤物理性质的影响等方面的研究,而关于不同土地利用方式下黑土氮素转化特征的研究却鲜有报道。

本文以吉林省典型黑土区的玉米、果树、森林、水稻和菜地土壤为研究对象,分析不同土地利用方式土壤施加氮肥后,氮素在 5 种土地利用方式土壤中的形态转化特征,探讨不同土地利用方式对黑土氮素累积及其转化的影响,开展不同土地利用方式对土壤氮素矿化作用和硝化作用的影响研究,可为不同土地利用方式下黑土氮肥的合理施用,完善黑土氮素循环理论提供依据,保障黑土的可持续发展。为进一步研究吉林省黑土退化、防治耕地地力降低和黑土地合理开发利用提供基础理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

采样点位于吉林省德惠市,该地区属季风区,中温带半湿润地区,春季干燥多风,夏季炎热多雨,秋季温和凉爽,冬季寒冷漫长,全年平均气温为 4.4℃,无霜期 144 天左右。土壤类型为草甸黑土。采样时间为 2019 年 4 月,采集具有代表性的不同土地利用方式的土壤样品:玉米、果树、森林、水稻和菜地,种植年限均在 15 年以上。采样点分布见图 1,利用多点混合法采集 0—20 cm 表层土样,将新鲜样品装入塑料袋后迅速带回实验室,去除肉眼可见的植物残体和砂粒,取一部分新鲜土样用于测铵态氮和硝态氮含量,其余土样室温下、混匀、磨细过 2 mm 筛,4℃ 储存备用。土壤的基本理化性质见表 1。

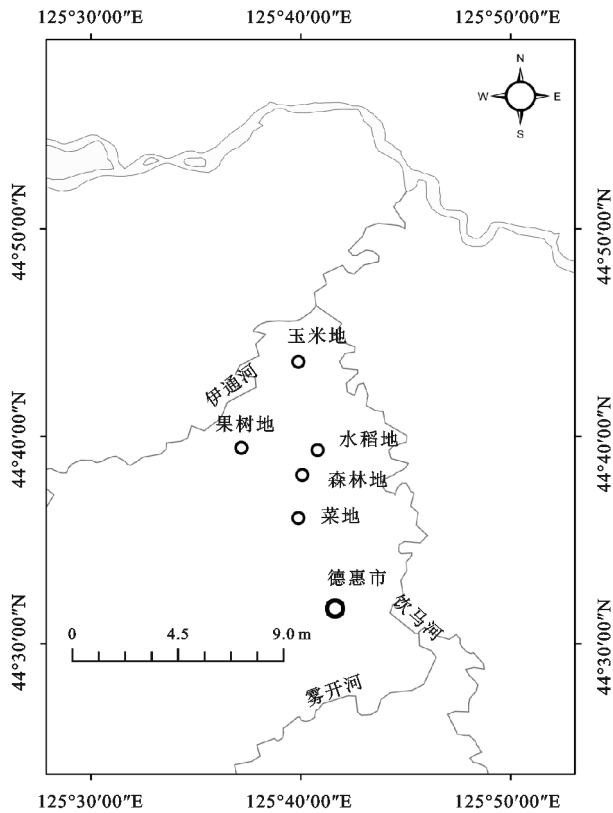


图 1 研究区域及采样点分布

1.2 试验方法

5 类土壤分别设置处理 1 不添加氮肥(CK 处理)、处理 2 添加尿素及处理 3 添加磷酸二铵,共 15 个处理,每个处理设 3 次重复。分别记为:玉米 Y1、Y2、Y3;果树 G1、G2、G3;森林 S1、S2、S3;水稻 D1、D2、D3;菜地 C1、C2、C3。按施氮肥 260 kg/km²,耕

作土层深度 20 cm 计算得到 100 cm³ 土壤的施肥量。为保证施加的氮素量一致,确定尿素用量为 250 mg/kg,磷酸二铵为 540 mg/kg。

称取 1 000 g 土壤样品,调节土壤至田间最大持水量(WHC)的 65%,分别装入 45 个规格为 20 cm×15 cm×8 cm 的塑料盒中,25 ℃下预培养 7 天以激活土壤微生物。预培养结束后,按试验设计加入各处理所需肥料粉末,将肥料和土壤搅拌均匀,加盖封口并在侧部穿孔保证氧气供给,然后将塑料盒置于恒温培养箱中,在 25 ℃下避光培养 89 天。培养期间每隔 3 天称重补水,保证土壤含水率恒定。

分别在第 0,1,4,7,14,21,28,42,89 天同一时间取样,取部分土壤放于 4 ℃以下的冰箱内,用于铵态氮、硝态氮等指标的测定,剩余样品自然风干,磨后过筛用于其他指标的测定。

1.3 分析方法

土壤 pH 采用水土比为 2.5 : 1 的电极法测定;土壤有机碳的测定用重铬酸钾容量法,土壤全氮的测定用半微量凯氏法^[14]测定;NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N 含量采用 CaCl₂溶液浸提-AA3 连续流动分析仪测定;土壤微生物量碳氮含量采用氯仿熏蒸-K₂SO₄浸提法^[15]测定。

1.4 数据处理与统计分析

土壤氮素净矿化(NMR, mg/(kg · d))和硝化(NR, mg/(kg · d))速率的计算公式为:

$$NMR = \frac{(NH_4^+ - N_t + NO_3^- - N_t) - (NH_4^+ - N_{t_0} + NO_3^- - N_{t_0})}{t - t_0}$$
$$NR = \frac{NO_3^- - N_t - NO_3^- - N_{t_0}}{t - t_0}$$

式中: t_0 和 t 分别是培养的起始和结束时间(d);NH₄⁺ - N₀和 NH₄⁺ - N_t分别为土壤中培养前和培养后的 NH₄⁺ - N 浓度(mg/kg);NO₃⁻ - N₀和 NO₃⁻ - N_t分别为土壤中培养前和培养后的 NO₃⁻ - N 浓度(mg/kg)。

土壤微生物量碳(C_M , mg/kg)和微生物量氮

(N_M , mg/kg)的计算公式为:

$$C_M = \frac{E_C}{k_{EC}}$$
$$N_M = \frac{E_N}{k_{EN}}$$

式中: E_C 和 E_N 分别为熏蒸和未熏蒸土样间碳、氮含量的差值(mg/kg)。 k_{EC} 和 k_{EN} 为转换系数,其中 k_{EC} 取值为 0.45, k_{EN} 取值为 0.54。

试验数据采用 Origin 2018 和 SPSS 24.0 统计分析软件进行图表处理和数据处理。5 种不同土地利用方式土壤中的 NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N 含量的差异性采用 one-way ANOVA 分析,并用 LSD 多重比较法进行差异显著性分析;NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N 与土壤理化性质的相关性采用 Pearson 检验法,以 $P < 0.05$ 差异显著。

2 结果与分析

2.1 不同土地利用方式黑土的主要理化指标

5 种土地利用方式黑土的 pH 在 6.11~7.90,其中玉米土壤 pH 最低,森林土壤 pH 最高,除了玉米土,所有供试土壤均呈碱性(表 1),分析其原因,除了自然酸化和大气酸性物质沉降外,主要还是来自于集约化农业生产中化学肥料的大量投入^[16]。已有研究^[17]表明,长期大量施用化学氮肥将导致农田土壤发生显著的酸化,且酸化程度会随施氮量的增加而明显提高。森林土壤有机碳含量(42.15 g/kg)显著高于其他 4 种利用方式的,果树土壤有机碳含量最低(14.48 g/kg)。黑土全氮含量在 1.39~2.48 g/kg,森林土壤全氮含量最大,显著高于其他土壤的。供试黑土的 C/N 在 10.42~16.96,其中森林土壤 C/N 最高,果树土壤 C/N 最低。土壤 NH₄⁺ - N 含量在 1.96~6.83 mg/kg,果树和菜地土壤 NH₄⁺ - N 含量显著高于其他土壤的。所有供试土壤 NO₃⁻ - N 含量都大于 NH₄⁺ - N。其中水稻土壤的 NO₃⁻ - N 含量显著高于其他土壤的,森林土壤 NO₃⁻ - N 含量最低。

表 1 不同利用方式黑土的主要理化指标

土地类型	pH	有机碳/ (g · kg ⁻¹)	全氮/ (g · kg ⁻¹)	C/N	土壤容重/ (g · cm ⁻³)	碱解氮/ (mg · kg ⁻¹)	速效磷/ (mg · kg ⁻¹)	速效钾/ (mg · kg ⁻¹)	铵态氮/ (mg · kg ⁻¹)	硝态氮/ (mg · kg ⁻¹)
玉米	6.11	18.95	1.55	12.32	1.29	129.36	19.81	255	2.74	15.94
果树	7.21	14.48	1.39	10.42	1.25	115.07	12.67	245	6.83	9.87
森林	7.90	42.15	2.48	16.96	0.75	183.50	17.19	300	1.96	4.23
水稻	7.81	23.81	1.86	12.79	1.18	130.11	21.89	161	2.98	23.15
菜地	7.55	18.81	1.68	11.28	1.37	102.28	18.15	255	5.75	12.68

2.2 外源氮素施入黑土后铵态氮含量的变化

可矿化氮(NH₄⁺ - N 和 NO₃⁻ - N)含量的高低是评价土壤供氮能力的重要指标,其供应速率常常受控于土壤氮矿化过程。由图 2 可知,随着培养时间的延长,黑土 NH₄⁺ - N 含量整体表现为前期上升,之后下降至达到平稳的状态。

对于不施氮肥处理(图 2a),G1、Y1 和 D1 土壤的 NH₄⁺ - N 含量在培养后的第 1 日均达到峰值,S1 和 C1 土壤的 NH₄⁺ - N 含量在培养后的第 4 天达到峰值,其大小顺序为 G1(4.74 mg/kg) > D1(4.21 mg/kg) > Y1(3.37 mg/kg) > S1(2.78 mg/kg) > C1(2.48 mg/kg)。各黑土 NH₄⁺ - N 含量随培养时间的

增加逐渐下降,其中,Y1、G1 和 D1 土壤的 NH_4^+-N 含量在 1~14 天内迅速下降,Y1 和 S1 土壤的 NH_4^+-N 含量在 7~14 天内迅速下降,其余时间内均缓慢下降,28 天后趋于稳定。第 0 天 G1(4.01 mg/kg)和 D1(3.57 mg/kg)土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于其他土壤的($P<0.05$)。0~1 天内 S1 土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于 Y1 土壤的,4~7 天内无显著差异,14~21 天内 Y1 土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于 S1 土壤的。这可能是由于 S1 土壤表层具有丰富的有机质含量,对黑土中微生物活性有很大的影响,有利于矿化作用的进行,导致培养初期 S1 土壤矿化势明显高于 Y1 土壤的。0~14 天内,G1 土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于其他土壤的($P<0.05$)。0~21 天内,D1 和 C1 土壤的 NH_4^+-N 含量显著低于其他土壤的($P<0.05$),其中,D1 土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于 C1 土壤的($P<0.05$),这可能是由于 D1 土壤中水分对矿化作用有一定的影响。28~89 天内,Y1 土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于 C1 土壤的,其他土壤间并无显著性差异。

对于施尿素处理(图 2b),第 0 天各黑土 NH_4^+-N 含量差异显著,表现为 $\text{S2}>\text{Y2}>\text{G2}>\text{D2}>\text{C2}$ ($P<0.05$),各黑土 NH_4^+-N 含量在培养后的第 1 天均达到峰值,其大小比较为 $\text{S2}(56.84 \text{ mg/kg})>\text{Y2}(32.80 \text{ mg/kg})>\text{G2}(30.04 \text{ mg/kg})>\text{D2}(26.19 \text{ mg/kg})>\text{C2}(19.55 \text{ mg/kg})$ 。随时间增加逐渐下降,其中,1~14 天内 S2 土壤的 NH_4^+-N 含量下降速率最快,D2 土壤的 NH_4^+-N 含量在 1~21 天迅速下降,Y2 和 G2 土壤的 NH_4^+-N 含量在 1~28 天内迅速下降,其余时间内均缓慢下降,28 天后趋于稳定。C2 土壤的 NH_4^+-N 含量在 1~7 天内迅速下降,7 天后趋于稳定。在 7~28 天内,Y2、G2 和 S2 土壤的 NH_4^+-N 含量差异表现为 $\text{Y2}>\text{G2}>\text{S2}$ ($P<0.05$)。在 0~14 天内,D2 土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于 C2 土壤的($P<0.05$)。至培养结束,各土壤间 NH_4^+-N 含量均没有显著差异。

对于施磷酸二铵处理(图 2c),黑土 NH_4^+-N 含量在第 0 天均达到峰值,其大小比较为 $\text{S3}(45.25 \text{ mg/kg})>\text{Y3}(38.37 \text{ mg/kg})>\text{G3}(32.45 \text{ mg/kg})>\text{D3}(30.45 \text{ mg/kg})>\text{C3}(30.02 \text{ mg/kg})$ 。随时间增加逐渐下降,第 0 天,S3 土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于其他土壤的($P<0.05$),其次是 Y3 土壤($P<0.05$),G3、D3 和 C3 土壤间的 NH_4^+-N 含量并无显著性差异。S3 和 C3 土壤的 NH_4^+-N 含量在培养后的第 4 天至培养结束无显著性差异。S3 和 C3 土壤的 NH_4^+-N 含量在 0~7 天内迅速下降,其余时间内均缓慢下降,28 天后趋于稳定。G3 和 D3 土壤的 NH_4^+-N 含量在 1~14 天

迅速下降,Y3 土壤的 NH_4^+-N 含量在 14~28 天内迅速下降,其余时间内均缓慢下降。在 7~21 天内各土壤 NH_4^+-N 含量差异显著,表现为 $\text{Y3}>\text{G3}>\text{D3}>\text{S3}$ ($P<0.05$)。在培养结束时,表现为 Y3 土壤的 NH_4^+-N 含量显著高于其他土壤的($P<0.05$),其次是 G3 土壤($P<0.05$),S3、D3 和 C3 土壤间的 NH_4^+-N 含量并无显著性差异。

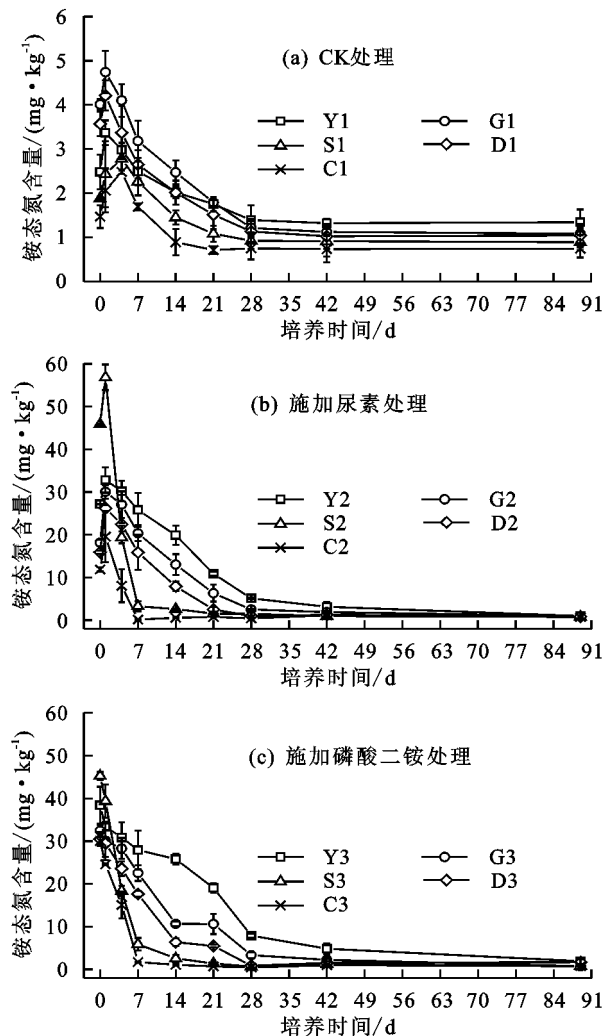


图 2 不同施肥处理下黑土铵态氮含量的动态变化

2.3 外源氮素施入黑土后硝态氮含量的变化

氮矿化过程是土壤有效氮库的主要来源,净氮矿化速率是衡量土壤氮有效性的重要指标^[18]。由图 3 可知,随着培养时间的延长,不同施肥措施下黑土 NO_3^--N 含量整体表现为先上升后平稳的趋势。

对于不施氮肥处理,各黑土 NO_3^--N 含量随培养的进行逐渐上升(图 3a)。其中,Y1、S1、D1 和 C1 土壤的 NO_3^--N 含量在 1~28 天内迅速上升,G1 土壤的 NO_3^--N 含量在 1~7、14~28 天内迅速上升,其余时间均缓慢变化,28 天后趋于稳定。第 0 天各土壤的 NO_3^--N 含量差异显著,表现为 $\text{Y1}>\text{C1}>\text{G1}>\text{D1}$ ($P<0.05$),G1 和 S1 土壤无显著差异。

在 7~28 天内,各土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量差异表现为 $\text{C1} > \text{Y1} > \text{S1} > \text{G1}$ ($P < 0.05$)。整个培养期间,Y1 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于 D1 土壤的,这可能是由于 D1 土壤含水量高,导致土壤通气状况较差,土壤硝化作用随之下降。S1 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量在 7~21 天迅速升高,第 21 天时,S1 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于 Y1、G1 和 D1 土壤的 ($P < 0.05$),之后缓慢下降。这可能是由于 S1 土壤的有机质含量丰富、微生物活动旺盛有关。培养结束时各黑土的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量差异表现为 $\text{C1}(60.44 \text{ mg/kg}) > \text{Y1}(56.13 \text{ mg/kg}) > \text{S1}(52.16 \text{ mg/kg}) > \text{D1}(45.32 \text{ mg/kg}) > \text{G1}(38.42 \text{ mg/kg})$ ($P < 0.05$)。

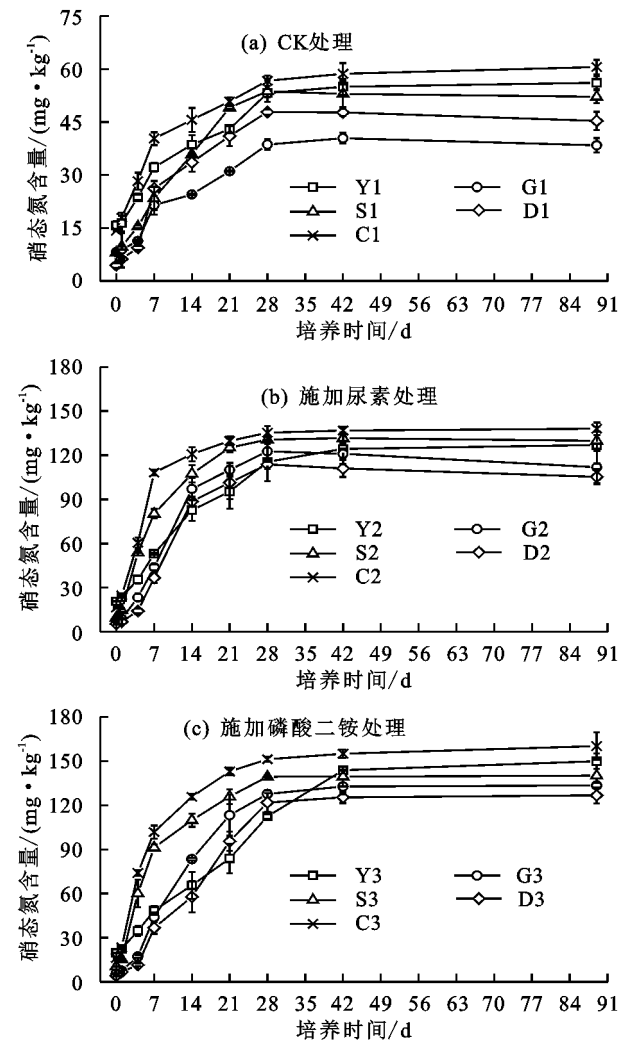


图 3 不同施肥处理下黑土硝态氮含量的动态变化

对于施尿素处理,各黑土 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量随培养的进行逐渐上升(图 3b)。其中,S2 和 C2 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量在 1~21 天迅速上升,G2 和 D2 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量在 4~28 天内迅速上升,Y2 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量在 7~14,21~28 天内迅速上升,其余时间均缓慢变化,28 天后均趋于稳定。从第 4 天开始至培养结束,C2 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于其他土地利用方式

的 ($P < 0.05$)。在 4~21 天内各土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量差异显著,表现为 $\text{C2} > \text{S2} > \text{Y2}$ ($P < 0.05$)。整个培养期间,G2 和 D2 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著低于 C2 的。培养结束时各土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量差异表现为 $\text{S2}(129.82 \text{ mg/kg})$ 和 $\text{C2}(138.01 \text{ mg/kg})$ 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于 $\text{G2}(111.89 \text{ mg/kg})$ 和 $\text{D2}(105.35 \text{ mg/kg})$ 土壤的,且 $\text{Y2}(126.92 \text{ mg/kg})$ 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于 D2 土壤的 ($P < 0.05$)。

对于施磷酸二铵处理,各黑土 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量随培养的进行逐渐上升(图 3c)。其中,G3 和 S3 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量在第 1~28 天内迅速上升,D3 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量在第 4~28 天内迅速上升,Y3 和 C3 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量在第 1~42 天内迅速上升,其余时间逐渐平稳。从第 0 天至培养结束,C3 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于其他黑土的 ($P < 0.05$),0~28 天内各土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量差异显著,表现为 $\text{C3} > \text{S3} > \text{Y3}$ ($P < 0.05$),在 7~21 天内各土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量表现为 $\text{G3} > \text{D3}$ ($P < 0.05$)。培养结束时各土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量表现为 $\text{C3}(160.23 \text{ mg/kg}) > \text{Y3}(150.00 \text{ mg/kg}) > \text{S3}(140.12 \text{ mg/kg}) > \text{G3}(133.45 \text{ mg/kg}) > \text{D3}(126.70 \text{ mg/kg})$,且 Y3 和 C3 土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于 G3 和 D3 土壤的。

2.4 施肥处理下不同土地利用方式黑土的净矿化速率、净硝化速率

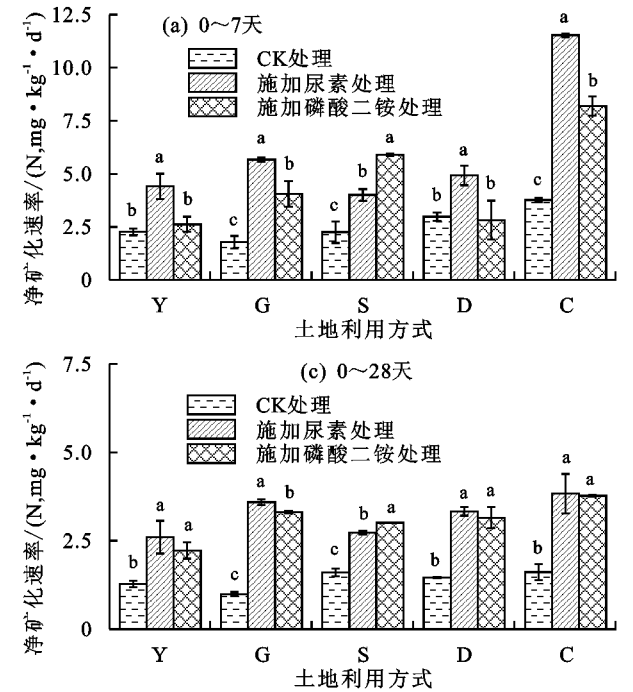
2.4.1 净矿化速率 本研究计算了 0~7,0~14,0~28,0~89 天 4 个时间段的氮素净矿化和净硝化速率。由图 4 可知,各黑土的 NMR 均随培养时间增长而降低。与 CK 处理相比,施加尿素和磷酸二铵显著促进了矿化作用的进行。0~7,0~14,0~28 天 Y、G、D 和 C 各施肥处理土壤的 NMR 大小顺序均为处理 2>处理 3>CK 处理,0~7,0~14,0~28 天 S 各施肥处理土壤的 NMR 大小顺序为处理 3>处理 2>CK 处理。0~89 天 5 种土地利用方式土壤各施肥处理的 NMR 大小顺序均为处理 3>处理 2>CK 处理。0~7,0~14 天 C 各处理土壤的 NMR 均大于其他土地利用方式的。

0~7 天,CK 处理各土地利用方式土壤的 NMR 大小顺序为 $\text{C} > \text{D} > \text{Y} > \text{S} > \text{G}$,处理 2 各土地利用方式土壤的 NMR 大小顺序为 $\text{C} > \text{G} > \text{D} > \text{Y} > \text{S}$,处理 3 各土地利用方式土壤的 NMR 大小顺序为 $\text{C} > \text{S} > \text{G} > \text{D} > \text{Y}$ 。在 0~28 天期间,处理 2 和处理 3 各土地利用方式土壤的 NMR 大小顺序均为 $\text{C} > \text{G} > \text{D} > \text{S} > \text{Y}$ 。在 0~89 天期间,各土地利用方式土壤的 NMR 差距变小。

2.4.2 净硝化速率 由图 5 可知,与净矿化速率一致,各黑土的氮素净硝化速率均随培养时间增长而降低。与 CK 处理相比,施加尿素和磷酸二铵显著促进了硝化

作用的进行。0~7,0~14 天 C 各处理土壤的 NR 均大于其他土地利用方式的,5 种土地利用方式土壤的 NR 大小顺序为 C>S>G>D>Y。随着培养的进行,0~28,0~89 天各土地利用方式土壤的 NR 差距变小。

4 个时间段内,S 土壤各施肥处理的 NR 大小顺序均为处理 3>处理 2>CK 处理。0~7 天 C 土壤各施肥处理的 NR 大小顺序均为处理 2>处理 3>CK 处理。



注:图柱上方不同小写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

图 4 施肥处理下不同土地利用方式土壤的净矿化速率

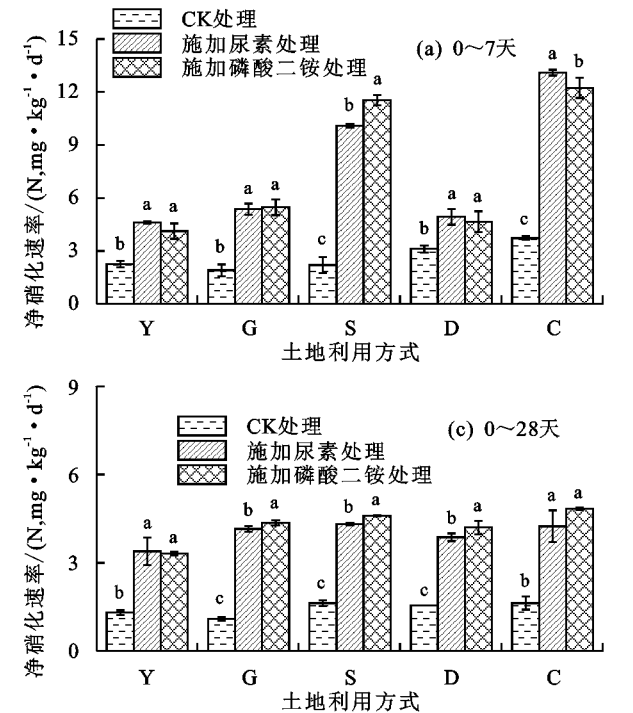


图 5 施肥处理下不同土地利用方式土壤的净硝化速率

2.5 黑土氮素动态变化的影响因子

土壤净矿化速率分别与土壤 C/N、 C_M 和 N_M 显

著负相关,与土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著正相关。土壤硝化速率分别和土壤 C/N、 C_M 和 N_M 显著负相关,与

著负相关,与土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著正相关。土壤硝化速率分别和土壤 C/N、 C_M 和 N_M 显著负相关,与

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著正相关(表 2)。

表 2 土壤氮素净矿化、硝化速率与土壤理化性质间的 Pearson 相关关系

指标	净矿化速率	硝化速率
硝态氮	0.903 **	0.915 **
铵态氮	-0.621 *	-0.607 *
有机碳	-0.172	-0.017
总氮	0.047	0.225
pH	-0.065	-0.121
C/N	-0.605 *	-0.557 *
微生物生物量碳	-0.717 **	-0.685 **
微生物生物量氮	-0.632 *	-0.659 **
硝化速率	0.955 **	—

注: * 表示 $P < 0.05$; ** 表示 $P < 0.01$ 。

3 讨论

3.1 氮素添加对不同土地利用方式黑土矿化作用的影响

施加氮肥可以促进各土地利用方式黑土的矿化作用。本研究表明,施加尿素和磷酸二铵后,5 种土地利用方式黑土 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量均有不同程度的提高, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 增加趋势排序均为 $\text{S} > \text{Y} > \text{G} > \text{D} > \text{C}$ 。培养结束时,玉米和森林土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量显著高于菜地的,其他土壤间并无显著差异(图 2)。

施加尿素处理下,5 种土地利用方式黑土的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量整体表现为前期上升,之后下降至达到平稳的状态。这是由于添加的尿素本身就是小分子易分解的 SON,进入土壤后在硝化细菌等作用下快速转化成矿质氮,导致土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量在 0~4 天呈现上升趋势,通常在 3~7 天内完全水解^[19]。而施加磷酸二铵处理下,5 种土地利用方式黑土的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量均随培养时间的增长而降低。这是由于添加的磷酸二铵进入土壤后产生水溶性磷和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,能直接被植物和微生物吸收利用,致使各土壤的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量在培养初期就达到峰值。但土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 如果不能被作物和微生物在短期内完全吸收利用,过量的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在土壤硝化作用下转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。因此随着培养的进行, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量逐渐下降至平稳状态。

本研究还发现,施用不同肥料可能影响土壤有机质含量、微生物活性和养分循环。土壤净矿化速率分别与土壤 C/N、 C_M 和 N_M 显著负相关(表 2)。施加尿素处理对黑土氮素净矿化速率的影响与施加磷酸二铵处理有所不同(图 4)。在 0~7,0~14,0~28 天这 3 个时间段内玉米、果树、水稻和菜地土壤施加尿素处理下各黑土的氮素净矿化速率要高于施加磷酸二铵处理的,森林土壤则正好相反。这是由于森林土壤

有机碳的含量显著高于其他 4 种土壤的,土壤微生物活动所需要的 C/N 值相对固定,所对应的微生物活动所需要的矿质氮含量比较高。与尿素相比,磷酸二铵的输入正好给微生物提供了可直接利用的矿质氮,增加了土壤及凋零物的矿质氮含量,显著提高微生物的活性,促使原来被微生物固定的有机氮的矿化和释放,使其充分利用森林土壤底物,显著提高了森林土无机氮累积量和土壤净矿化速率的潜力^[20-21]。

3.2 氮素添加对不同土地利用方式黑土硝化作用的影响

硝化作用是土壤氮素转化的主要过程之一,土地利用方式对黑土氮素硝化作用有一定影响。本研究中,5 种利用方式黑土有机碳、全氮、C/N、pH、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量都有很大的差异(表 1),这些因素会进一步影响氮素转化速率。施用氮肥的各处理土壤的硝化作用能力显著大于未施用氮肥的处理,且因土地利用方式不同而异。本研究中,Y、G 和 D 土壤平均 NR 由大到小的顺序均为处理 2>处理 3>CK 处理,S 和 C 土壤平均 NR 由大到小的顺序为处理 3>处理 2>CK 处理。结果表明,黑土硝化速率分别和土壤 C/N、 C_M 和 N_M 显著负相关(表 2)。施加氮肥使得不同土地利用方式黑土 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量均有不同程度的提高, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 增加趋势排序均为 $\text{C} > \text{S} > \text{G} > \text{D} > \text{Y}$ 。菜地土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量与其他土地利用方式有显著差异,这与已有的研究^[22] 结果一致,反映出施用化肥、耕作方式等人类活动增加了菜地土壤中无机氮的输入,对土壤理化性质产生明显的影响。森林土的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于其他 3 种土壤的,是由于 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 是森林无机氮库的主要存在形式^[23],森林表层土壤具有丰富的有机质含量及微生物活性,土壤养分越丰富,底物含量越高,微生物活性越强,有利于氮素转化。水稻与果树土壤间 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量的差异性可能是由于 C/N 值对黑土中氮素转化的影响存在一定差异。玉米土壤的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量最低,可能是由于土壤本身的 pH 是影响土壤有机氮素矿化的重要影响因素。已有研究^[24] 表明,硝化速率与土壤 pH 呈显著正相关。

不同土地利用方式黑土的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量均随培养时间的增加而增加,黑土的氮素硝化速率均高于矿化速率,这与已有的研究^[25-26] 结果一致。这是由于土壤硝化作用消耗了土壤和外源肥料中的铵态氮,减少了氨挥发损失,但导致土壤中累积了更多的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。已有研究^[27] 表明,土壤和所施入的氮肥形态有多种,但向下淋失的氮化合物总是以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为主。由图 3 可知,施加氮肥后,菜地土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量最高,其次是玉米和森林。 NO_3^- 呈电负性,土壤吸附固定利用率极低,绝

大部分 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 始终与土壤溶液混合而没有被利用,残留在土壤中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 易随水移动,在一定的灌溉和降雨条件下可被淋溶至深层,进而导致地下水氮的污染问题,或者发生反硝化作用导致氮素的大量损失和温室气体的排放,对环境及人畜健康造成危害。由此可以看出,施加铵态氮肥和尿素后,可以促进硝化作用,增加了 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋溶或径流损失的风险,而且硝化作用还会导致酸化作用。

4 结 论

施加氮肥对各土地利用方式黑土的氮素转化率均有不同程度的提高,且对硝化作用的促进高于矿化作用。因不同土地利用方式而异,Y、G、C 和 D 土壤平均 NMR 大小顺序表现为处理 2>处理 3>CK 处理,S 土壤表现为处理 3>处理 2>CK 处理;Y、G 和 D 土壤平均 NR 大小顺序表现为处理 2>处理 3>CK 处理,S 和 C 土壤表现为处理 3>处理 2>CK 处理。不同土地利用方式黑土的土壤理化性质显著影响土壤氮素转化过程。土壤 NMR 和 NR 分别与土壤 C/N、 C_M 和 N_M 显著负相关,与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著正相关。培养结束时,土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量差异表现为 C>Y>S>D>G,菜地和玉米土壤硝化作用能力的提高增加了氮肥以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 形态淋失的风险。

参考文献:

[1] 田立生,谷伟,王帅.东北黑土区水土流失与耕地退化现状 & 修复措施[J].现代农业科技,2011(21):308,311.

[2] 郎漫,李平,李森,等.浅层淹水条件下不同施肥处理对黑土氮素净转化的影响[J].中国土壤与肥料,2018(2):42-48.

[3] 陈书信,王国兵,阮宏华,等.苏北沿海不同土地利用方式土壤氮矿化季节变化特征[J].生态学杂志,2014,33(2):276-282.

[4] Kolberg R L, Rouppet B, Westfall D G, et al. Evaluation of an in situ net soil nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems [J].Soil Science Society of America Journal,1997,61(2):504-508.

[5] 朱兆良.中国土壤氮素研究[J].土壤学报,2008,45(5):778-783.

[6] Zhang Y C, Zhang J B, Meng T Z, et al. Heterotrophic nitrification is the predominant NO_3^- production pathway in acid coniferous forest soil in subtropical China [J].Biology and Fertility of Soils,2013,49(7):955-957.

[7] 李亚娟,王亚亚,曹广民,等.三江源区土地利用方式对土壤氮素特征的影响[J].干旱地区农业研究,2017,35(3):272-277.

[8] 余砾,高明,慈恩,等.不同耕作方式下土壤氮素矿化和硝化特征研究[J].生态环境学报,2010,19(3):733-738.

[9] 王乐云,田飞飞,能惠,等.不同施肥处理对农田土壤有机氮组分及其矿化的影响[J].中国海洋大学学报(自然科学版),2019,49(4):117-127.

[10] 高真真,段卫东,胡坤,等.温度和水分对典型香型烟区植烟土壤氮素矿化的影响[J].土壤,2019,51(3):442-450.

[11] Sleutel S, Moeskops B, Huybrechts W, et al. Modeling soil moisture effects on net nitrogen mineralization in loamy wetland soils [J].Wetlands,2008,28(3):724-734.

[12] 刘晶,田耀武,张巧明.豫西黄土丘陵区不同土地利用方式土壤团聚体有机碳含量及其矿化特征[J].水土保持学报,2016,30(3):255-261.

[13] 邹建华,赵凤亮,单颖.典型红壤区不同土地利用方式下氮素垂直分布及其影响因素[J].生态与农村环境学报,2019,35(5):644-650.

[14] 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,1999:1-145.

[15] 吴金水,林启美,黄巧云,等.土壤微生物生物量测定方法及其应用[M].北京:气象出版社,2006:54-78.

[16] 王寅,张馨月,高强,等.吉林省农田耕层土壤 pH 的时空变化特征[J].土壤通报,2017,48(2):387-391.

[17] 金修宽.农田水氮碳调控土壤酸化及其作用效应研究[D].河北保定:河北农业大学,2018.

[18] Iii F S C, Cleve V K V. The nature of nutrient limitation in plant communities [J].American Naturalist,1986,127(1):48-58.

[19] 赵斌,朱四喜,程谊,等.贵州草海地区不同土地利用方式土壤中尿素氮转化对 3 种硝化抑制剂的响应[J].西北农业学报,2019,28(7):1169-1178.

[20] 李阳,徐小惠,孙伟,等.不同形态和水平的氮添加对内蒙古草甸草原土壤净氮矿化潜力的影响[J].植物生态学报,2019,43(2):174-184.

[21] 韩雪.土壤中的氮对温带森林植物—微生物竞争氮素的影响[D].北京:北京林业大学,2015.

[22] 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.

[23] 李铭,朱利川,张全发,等.不同土地利用类型对丹江口库区土壤氮矿化的影响[J].植物生态学报,2012,36(6):530-538.

[24] 油伦成,李东坡,武志杰,等.稳定性铵态氮肥在黑土和褐土中的氮素转化特征[J].应用生态学报,2019,30(4):1079-1087.

[25] 张泽彦,魏红义,马建文,等.不同土地利用类型对土壤氮素的影响[J].林业科技,2019,44(2):28-30.

[26] 李凤霞,王长军,刘丽丹,等.土地利用方式对宁夏平原土壤氮素含量及其硝化作用的影响[J].河南农业科学,2019,48(2):77-82.

[27] 代文才,高明,王子芳,等.施氮对砖红壤铵态氮淋失特征的影响[J].西南师范大学学报(自然科学版),2015,40(9):162-167.