

DOI: 10.11766/trxb201309230431

玉米秸秆及其黑炭添加对黄绵土氮素转化的影响*

刘 娇 高 健 赵 英[†]

(西北农林科技大学资源环境学院/农业部西北植物营养和农业环境重点实验室, 陕西杨凌 712100)

摘 要 采用室内培养试验, 研究在相同的土壤水分和施氮量条件下, 不同碳源(玉米秸秆及其黑炭)添加对土壤无机氮转化和 N₂O 排放的影响机制。结果表明, 不同碳源(玉米秸秆和黑炭)的施加对氮素净矿化量的影响差异极显著($p < 0.01$)。与直接施加玉米秸秆相比, 施加黑炭增加了土壤硝态氮和铵态氮的含量, 显著降低了土壤 N₂O 排放量; 施加黑炭后土壤无机氮浓度变化在整个培养期间较平缓, 而施加秸秆后土壤氮转化在前两周较为剧烈。相较于添加秸秆, 施加黑炭有利于减少温室气体 N₂O 的排放。

关键词 玉米秸秆; 黑炭; 氮素转化; N₂O 排放

中图分类号 S153.6⁺1; S141.4 **文献标识码** A

作物秸秆资源的利用对于农业可持续发展具有重要意义。大部分作物秸秆具有较高的碳氮比, 施入土壤后可以促进微生物固氮^[1], 从而减少氮的淋失^[2], 也有研究表明施加作物秸秆会造成大量的土壤温室气体(N₂O 和 CO₂)排放^[2]。近年来, 越来越多的研究者青睐于将秸秆施入农田之前转化为黑炭, 从而可以作为一种固碳减排措施。黑炭非常稳定、难以被分解^[3], 而且具有多孔性结构和巨大的比表面积, 可能会提高土壤肥力并改善土壤物理化学性状^[4-5], 因此可以作为一种长期的土壤固碳措施。然而要真正使之成为一项农田生态系统增汇减排措施并付诸实施, 仍面临很多科学和实际问题, 需要大量长期的试验研究来解答。

目前人们对黑炭的关注多聚焦于其固碳减排效应和改良土壤功能方面, 而较少有研究涉及黑炭施入农田后对土壤氮素转化的影响。众所周知, 氮是极其重要的营养元素, 黑炭施入土壤后必定会对

土壤氮素转化产生影响, 施加黑炭对氮素迁移转化过程的影响尚缺乏深入的认识。正如 Clough 和 Condron^[6]所指出的: 黑炭加入土壤后对土壤氮素的影响仍然有很多知识鸿沟需要弥补。鉴于此, 本研究采用室内恒温培养试验, 初步探讨施加秸秆及其黑炭对土壤氮素转化的影响。

1 材料与amp;方法

1.1 供试材料

供试土壤采自中国科学院长武农业生态实验站。该站位于西北黄土高原丘陵沟壑区, 陕西省长武县十里铺村(东经 107°45′、北纬 35°12′)。土壤类型为熟化黄绵土。在田间采集 0~40 cm 深度的土样, 去除杂质, 取一部分风干, 过 0.25 mm 筛, 测定土壤基本性质(表 1)。剩余土样置于 4℃ 条件下冷藏, 用于培养试验。

表 1 供试土壤基本性质

Table 1 Basic properties of the soil in the experiment

土壤 Soil	pH	容重 Bulk density (g cm ⁻³)	有机碳 Organic carbon (g kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen (g kg ⁻¹)	硝态氮 Nitrate nitrogen (mg kg ⁻¹)	铵态氮 Ammonium nitrogen (mg kg ⁻¹)
黄绵土 Loessal soil	7.68	1.32	6.49	0.67	7.72	6.41

* 国家自然科学基金项目(41001130, 41201279, 41301305)和陕西省科技计划项目(2013KW-19-02)资助

[†] 通讯作者, E-mail: yzhao@nwsuaf.edu.cn

作者简介: 刘 娇(1988—), 女, 甘肃省定西市人, 硕士研究生, 主要从事土壤碳氮循环方面研究。E-mail: liuxy0803@163.com

收稿日期: 2013-09-23; 收到修改稿日期: 2013-11-26

试验所用秸秆为 2011 年收获的大田玉米秸秆, 风干粉碎过 2 mm 筛后加入土壤中, 有机碳含量 484.4 g kg⁻¹, 全氮含量 5.61 g kg⁻¹; 黑炭为上述玉米秸秆在马弗炉中 350℃ 热解 3 h 制成, pH 为 8.91, 有机碳含量 584.6 g kg⁻¹, 全氮含量 3.81 g kg⁻¹。

1.2 试验方法

将水分含量、氮素施加量和玉米秸秆(黑炭)施加量分别根据田间实际设置 5 个不同的水平。采用

目前较少被研究者们运用的二次通用旋转组合设计^[7], 因为此设计可以有效减少试验处理数, 而且在获得试验数据后可以对其做回归分析, 不但能够得出自变量及其交互作用对因变量的影响程度大小, 还可以求得在自变量取值范围内因变量的阈值。试验因子编码值和实际值如表 2 所示。根据二次通用旋转组合设计原理, 共形成 20 个处理, 如表 3 所示。

表 2 试验因素及编码值水平

Table 2 Experimental factors and coding levels

编码值 Coding value	实际值 Actual value			
	$X_1^{1)}$	$X_2^{2)}$	$X_3^{3)}$	$X_4^{4)}$
1.682	79%	14.4	12.0	100
1	68%	11.6	9.6	80
0	53%	7.2	6.0	50
-1	36%	2.8	2.4	20
-1.682	26%	0	0	0

1) 土壤孔隙含水量 Water-filled pore space; 2) 秸秆施加量 Application rates of maize stalk (g kg⁻¹); 3) 黑炭施加量 Application rates of biochar (g kg⁻¹); 4) 氮素施加量 Application rates of nitrogen (mg kg⁻¹)

表 3 玉米秸秆和黑炭施加对土壤硝铵态氮的影响¹⁾

Table 3 Effects of application of maize stalk and biochar on NO₃⁻ and NH₄⁺ concentrations

处理编号 Treatment No.	二次通用旋转组合设计 Quadratic rotational combination design			硝态氮浓度变化量 NO ₃ ⁻ -N concentration variation (mg kg ⁻¹)		铵态氮浓度变化量 NH ₄ ⁺ -N concentration variation (mg kg ⁻¹)	
	$X_1^{2)}$	$X_2^{3)}$	$X_3^{4)}$	施加秸秆	施加黑炭	施加秸秆	施加黑炭
				Stalk applied	Biochar applied	Stalk applied	Biochar applied
1	1	1	1	7.91	38.73	28.78	28.92
2	1	1	-1	6.61	4.95	29.73	28.2
3	1	-1	1	39.43	83.12	29.29	27.84
4	1	-1	-1	16.53	35.47	24.57	31.00
5	-1	1	1	0.72	26.04	28.99	27.96
6	-1	1	-1	1.71	22.36	26.23	25.08
7	-1	-1	1	10.83	25.99	27.20	26.32
8	-1	-1	-1	6.50	12.54	24.38	24.91
9	1.682	0	0	23.39	49.16	30.34	26.85
10	-1.682	0	0	-0.60	7.41	28.16	26.13
11	0	1.682	0	4.88	33.13	22.03	30.45
12	0	-1.682	0	47.77	48.11	25.34	25.42
13	0	0	1.682	-0.47	52.51	25.73	30.13
14	0	0	-1.682	8.01	18.91	23.67	25.79
15	0	0	0	11.87	30.76	26.35	30.12
16	0	0	0	16.04	30.90	24.82	27.37
17	0	0	0	14.65	24.04	22.05	26.63
18	0	0	0	12.50	32.27	26.93	25.82
19	0	0	0	14.46	29.22	29.26	26.52
20	0	0	0	17.20	24.22	25.84	24.42

1) 表中硝态氮和铵态氮浓度变化量为整个培养期(90天)的变化量 The variation of nitrate nitrogen and ammonium nitrogen concentration are change in the whole cultivate period (90 days); 2) 水 Water; 3) 碳 Carbon; 4) 氮 Nitrogen

本研究由两部分组成,第一部分施加玉米秸秆,第二部分施加黑炭。两部分中加入的秸秆和黑炭均根据其含碳量换算成有机碳含量,保持加入的有机碳含量一致。

试验前先将冷藏的土样过 2 mm 筛,风干至 20% 以下土壤孔隙含水量(WFPS)。在 28℃ 下预培养 7 d。然后称取相当于 250 g 干土重量的土壤置于编好号的培养瓶(500 ml)中,按照二次通用旋转组合设计表(表 3),分别加入一定量的秸秆和黑炭混匀,参照田间土壤容重压实,再加入一定量的蒸馏水调节至设定的水分含量,尿素随水加入,置于培养箱在 28℃ 下恒温培养。在培养的第 1、3、6、10、15、22、33、40、55、90 天取土样及气体样, N₂O 气体取样前 24 h 密封培养瓶,取样后保持培养瓶通气状态,气体样品用 5 ml 针管抽取,并立刻用气相色谱仪(日立 663-30)测定;每天用称重法控制土壤含水量,用 2 mol L⁻¹ KCl 溶液浸提(水土比 10:1),连续流动分析仪测定土壤硝态氮和铵态氮的含量。

1.3 数据处理

培养期氮素净矿化量为培养后与培养前硝态氮和铵态氮的变化量之和。利用 SPSS 软件对氮素矿化量进行回归分析,用 Matlab 和 Excel 软件绘图。

2 结果

根据设计处理水平,在不同的水分条件和氮素条件下添加玉米秸秆和黑炭后土壤氮净矿化量测定结果如表 3 所示。

2.1 施加玉米秸秆和黑炭对氮素矿化量的影响

施加玉米秸秆和黑炭后土壤氮素净矿化量即

为培养期土壤硝态氮和铵态氮变化量之和。利用 SPSS 软件对所得结果进行回归分析,得出氮素矿化量的回归方程如下:

施加玉米秸秆:

Y₁ = 7.34X₁ - 8.84X₂ + 1.91X₃ - 3.19X₁X₂ + 2.38X₁X₃ - 4.08X₂X₃ + 0.01X₁² + 2.79X₂² - 4.29X₃² + 40.34 R² = 0.865

施加黑炭:

Y₂ = 11.60X₁ - 6.97X₂ + 12.02X₃ - 11.04X₁X₂ + 7.19X₁X₃ - 2.29X₂X₃ - 1.37X₁² + 4.91X₂² + 1.77X₃² + 55.56 R² = 0.926

式中,X₁为水分,X₂为有机碳,X₃为氮素,X₁、X₂、X₃的值均为编码值。回归方程的回归系数均达到 0.85 以上,说明所建立的回归模型精度高,可以很好地反映试验结果。在回归模拟计算过程中应用的是无量纲线性编码代换,所求得的偏回归系数已标准化,且一次项系数和交互项系数是独立的,因此可以由一次项和交互项的系数绝对值大小直接表征各变量及其交互效应对氮素矿化量的影响程度。

由方程 Y₁ 和 Y₂ 可以看出:施加秸秆处理水碳氮单因子对氮素矿化量的影响表现为有机碳 > 水分 > 氮素;而施加黑炭处理水碳氮单因子对氮素矿化量的影响正好相反,表现为氮素 > 水分 > 有机碳。

为了探讨各个因素间的交互效应,对回归方程 Y₁ 和 Y₂ 进行降维处理,即将三因素中任意一个因素设为零,可得其他两个因素对氮素净矿化量的影响。绘图如下:

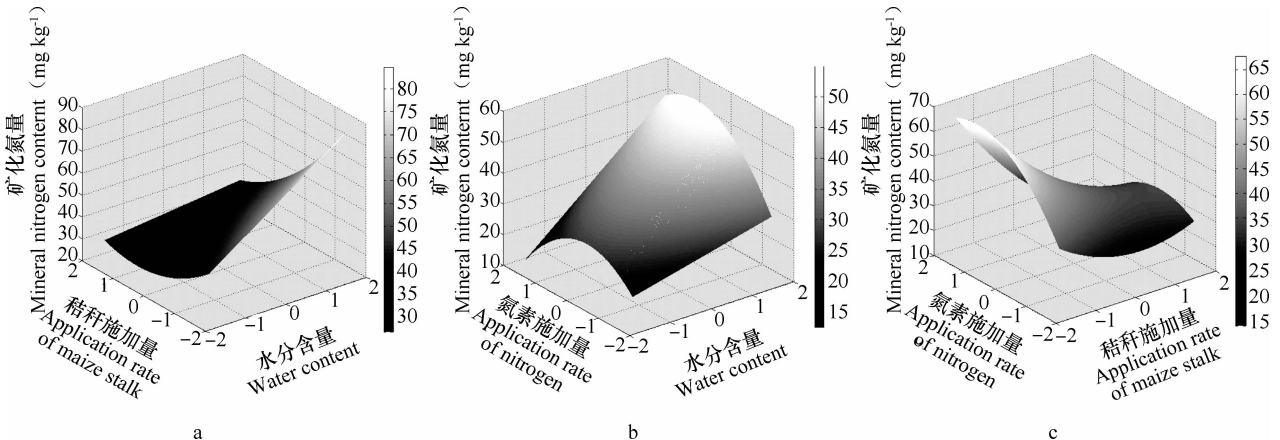


图 1 施加秸秆后水碳氮两两交互作用对氮素矿化量的影响

Fig. 1 Pairwise interactions of water, carbon and nitrogen on net nitrogen mineralization in the soil applied with maize stalk

由回归方程 Y_1 和图 1 可知,在试验设计的水平范围内,施加秸秆处理水碳氮交互作用对氮素矿化量的影响表现为碳氮 > 水碳 > 水氮。其中,水氮交互效应为正效应,两两相互促进,碳氮和水碳交互效应均为负效应,即两两相互抑制。由回归方程 Y_1 求出在试验因子水平设置范围内,当土壤水分含量为 26.0% WFPS、施加秸秆 14.4 g kg^{-1} 、施加氮素 100 mg kg^{-1} 时,氮素净矿化量取得最小值 2.87 mg kg^{-1} ;在土壤水分含量为 79.0% WFPS、不施加秸秆、施加氮素 94 mg kg^{-1} 时,氮素净矿化量取得最大值 94.01 mg kg^{-1} 。

不考虑施氮量情况下,氮素净矿化量随着水分含量的增加而增加,且增加趋势随着秸秆施加量的减少而增强;而氮素矿化量随秸秆施加量的增大而减小(图 1a)。不考虑秸秆施加量的情况下,氮素矿化量随着水分含量的增加而增加,随着氮素施加量的增加先增加后减少(图 1b)。不考虑水分含量的情况下,氮素净矿化量随着秸秆施加量的增加先减少后增大,随着氮素施加量的增加先增加后减少。

由方程 Y_2 和图 2 可知,在试验设计的水平范围内,施加黑炭处理水碳氮交互作用对氮素矿化量的

影响表现为水碳 > 水氮 > 碳氮。其中,水碳、碳氮的交互效应为负效应,即两两相互抑制,而水氮交互效应为正效应,即两两相互促进。由回归方程 Y_2 求出在试验因子水平设置范围内,当土壤水分含量为 69.0% WFPS、施加黑炭 3.1 g kg^{-1} 、不施加氮素时,氮素净矿化量取得最小值 13.06 mg kg^{-1} ;在土壤水分含量为 79.0% WFPS、不施加黑炭、施加氮素 100 mg kg^{-1} 时,氮素净矿化量取得最大值 180.1 mg kg^{-1} 。

不考虑施氮量情况下,氮素矿化量在低黑炭施加量下随着水分含量的增加而增加,但在黑炭施加量增加至一定程度时随着水分含量的增加而减小;氮素矿化量在低水分含量下随黑炭施加量的增大而增大,在高水分含量下反之(图 2a)。不考虑黑炭施加量的情况下,水氮耦合对氮素矿化量的影响呈现明显的正效应,氮素矿化量随着水分和施氮量的增加均增大(图 2b),这与不考虑秸秆施加量情况下的结果一致,更充分说明了水氮施加量对氮素矿化量的正效应。不考虑水分含量的情况下,氮素矿化量随着黑炭施加量的增加先减少后增大;随着氮素施加量的增加而增大(图 2c)。

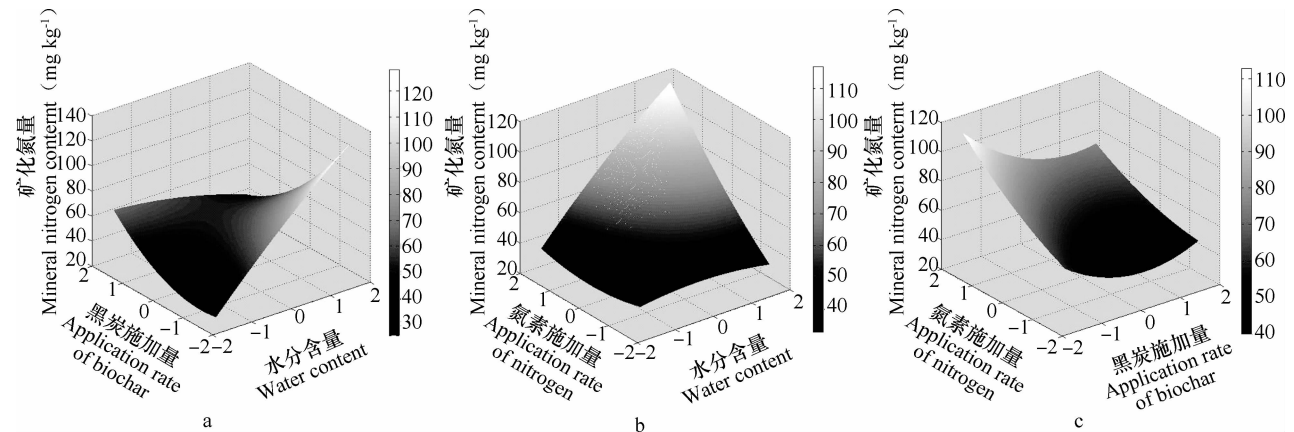


图 2 施加黑炭后水碳氮两两交互作用对氮素矿化量的影响

Fig. 2 Pairwise interactions of water, carbon and nitrogen on net nitrogen mineralization in the soil applied with biochar

2.2 施加玉米秸秆和黑炭对培养期土壤硝、铵态氮浓度的影响

为了便于比较施加玉米秸秆和黑炭对整个培养期土壤硝、铵态氮浓度变化影响的差异,从 20 个处理中选出 5 个具有代表性的处理,即处理 1、3、11、12、15(包含了所有的秸秆或黑炭施加水平,且水分含量和氮素施加量处于中间水平),施加秸秆处理分别表示为 $W_1 S_1 N_1$ 、 $W_1 S_{-1} N_1$ 、 $W_0 S_{1.7} N_0$ 、 $W_0 S_{-1.7} N_0$ 、 $W_0 S_0 N_0$, 施加黑炭处理分别表示为

$W_1 B_1 N_1$ 、 $W_1 B_{-1} N_1$ 、 $W_0 B_{1.7} N_0$ 、 $W_0 B_{-1.7} N_0$ 、 $W_0 B_0 N_0$ (下标为编码值水平),绘制整个培养期的硝、铵态氮浓度变化图。在两组试验中, $W_0 S_{-1.7} N_0$ 和 $W_0 B_{-1.7} N_0$ 均未施加秸秆和黑炭,是完全相同的,因此可以作为参照来对比施加秸秆和黑炭对硝、铵态氮浓度的影响。

2.2.1 施加秸秆和黑炭对土壤硝态氮浓度的影响

通过图 3a 和图 3b 对比可知,施加黑炭后硝态氮浓度明显要高于施加秸秆。图 3a 中各个处理的

硝态氮浓度变化趋势不一致, $W_0C_{-1.7}N_0$ 处理的硝态氮浓度在整个培养期间始终保持最大;图 3b 中各个处理硝态氮浓度变化趋势基本一致。

2.2.2 施加秸秆和黑炭对土壤铵态氮浓度的影响

图 4a 和图 4b 分别是不同处理施加玉米秸秆和黑炭后土壤铵态氮浓度变化图。施加秸秆处理土壤铵态氮浓度在培养的前 22 d 逐渐减小,但施加黑炭处理土壤铵态氮浓度在培养的前 15 d 无明显变化趋势,在 15 d 至 22 d 逐渐降低。无论是施加秸秆还是黑炭,土壤铵态氮浓度在 22 d 至 33 d 快速增

加,在 40 d 左右达到峰值后又逐渐减少。

2.3 施加玉米秸秆和黑炭对土壤 N_2O 排放的影响

图 5a 和图 5b 是不同处理施加玉米秸秆和黑炭后 N_2O 排放速率图。对比两图可以看出,施加秸秆后 N_2O 排放速率明显高于施加黑炭。土壤 N_2O 排放速率在施加秸秆后前 3d 急剧增大,后又逐渐减小趋于平稳,但是在施加黑炭后逐渐减小趋于平稳。对于所有处理,无论是施加黑炭还是秸秆, N_2O 的大量排放均集中在前 10 d 左右。

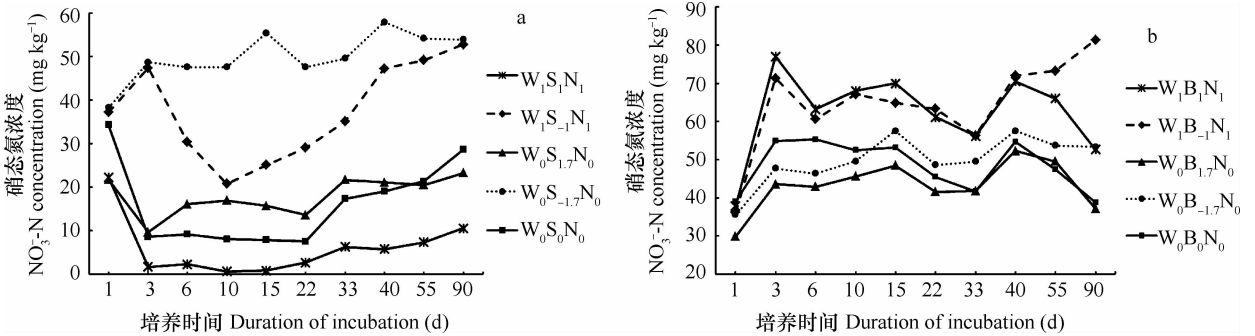


图 3 施加秸秆 (a) 和黑炭 (b) 后土壤硝态氮浓度随时间的变化

Fig. 3 Temporal variations of nitrate nitrogen concentration in the soils applied with maize stalk (a) and biochar (b)

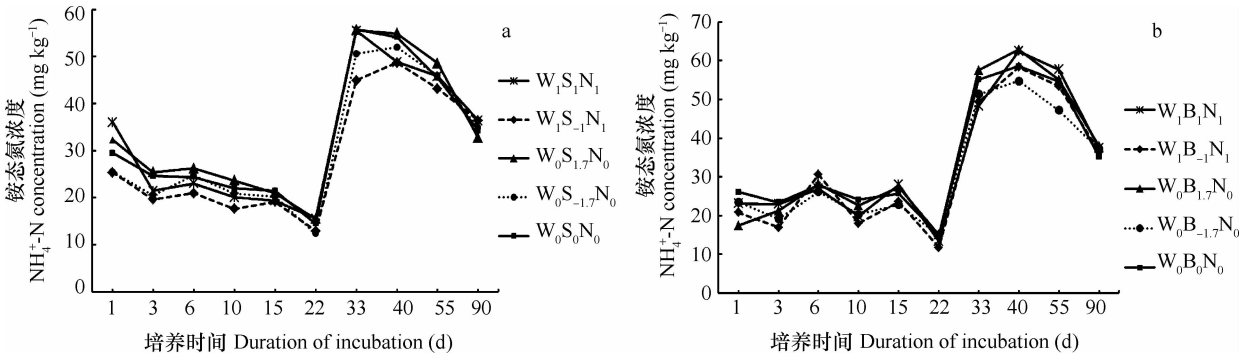


图 4 施加秸秆 (a) 和黑炭 (b) 后土壤铵态氮浓度随时间的变化

Fig. 4 Temporal variations of ammonium nitrogen concentration in the soil applied with maize stalk (a) and biochar (b)

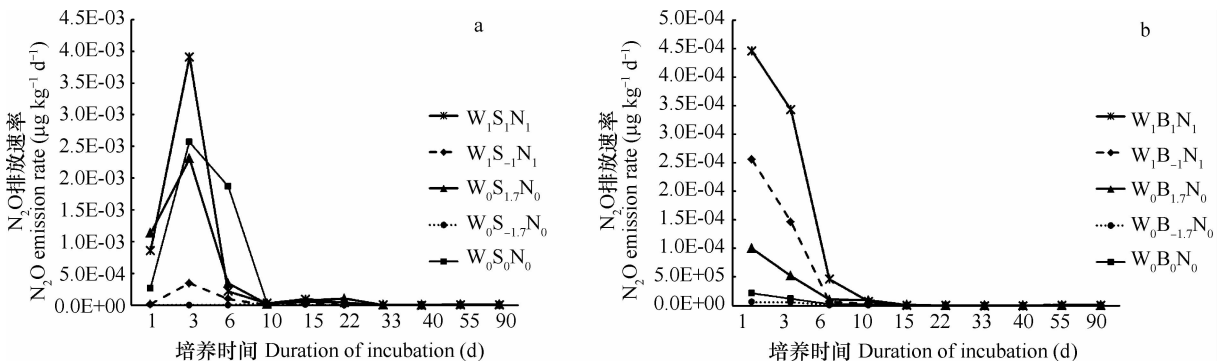


图 5 施加秸秆 (a) 和黑炭 (b) 后土壤 N_2O 排放速率变化

Fig. 5 Change in N_2O emission rate in soils applied with maize stalk (a) and biochar (b)

由图 6 可以看出,在相同的土壤条件下,与施加秸秆相比,施加黑炭可以有效减少土壤 N_2O 排放量。在两组试验中,处理 12 没有施加任何碳源,其他处理均施加了黑炭或秸秆。在施加秸秆的试验中,所有施加秸秆的处理 N_2O 排放量均比未施加秸秆的处理 12 明显增加,但是在施加黑炭的试验中,处理 12 的 N_2O 排放量并不是最少的。

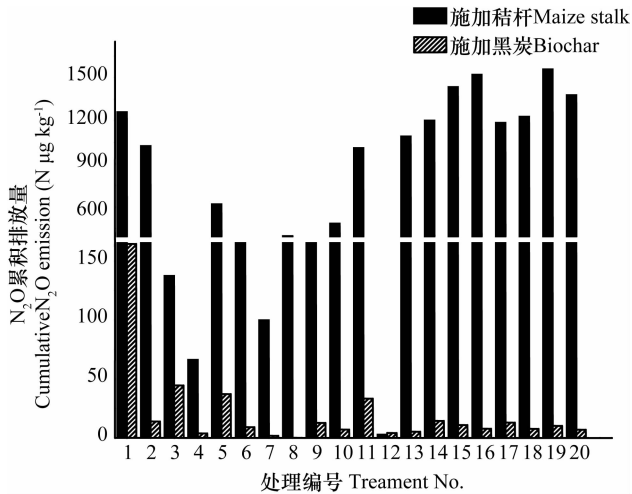


图 6 施加秸秆和黑炭对土壤 N_2O 累积排放量的影响

Fig. 6 Effects of application of maize stalk and biochar on cumulative N_2O emissions during 90 days of incubation

3 讨论

3.1 氮素矿化量的单因素分析

水、碳、氮单因子对氮素矿化量的影响为施加秸秆处理与施加黑炭处理正好相反。施加秸秆后氮净矿化量主要受秸秆施加的影响,而施加黑炭后主要受氮施加的影响。这可能是因为氮素矿化主要是微生物作用的结果,而微生物活动的最佳碳氮比为 25~30:1^[8],玉米秸秆碳氮比高,施加秸秆增加了土壤微生物可利用的碳^[9],增强了微生物活性,促进了氮的矿化,所以碳成为影响氮素矿化的最关键因素^[10-11],这与李贵桐等^[12]的研究一致。黑炭虽然碳氮比也高,但是由于其本身具有很强的稳定性和吸附性,施入土壤后可供微生物利用的有机碳很少,而且可能对土壤中的无机氮进行了吸附固定,因此氮素成为主要的影响因素。

3.2 水碳氮交互作用对氮素净矿化量的影响

不考虑施氮量情况下,氮素净矿化量随着水分含量的增加而增加,且增加趋势随着秸秆施加量的减少而增强;而氮素矿化量随秸秆施加量的增大而

减小(图 1a)。不考虑秸秆施加量的情况下,氮素矿化量随着水分含量的增加而增加,随着氮素施加量的增加先增加后减少(图 1b)。不考虑水分含量的情况下,氮素净矿化量随着秸秆施加量的增加先减少后增大,随着氮素施加量的增加先增加后减少。这可能与土壤碳氮比有关,氮的施入调整了土壤碳氮比,使其更加有利于微生物活动,因此增加了氮素矿化(图 1c)。

总体而言,无论施加秸秆还是黑炭,对于氮素矿化量的影响,水碳、碳氮的交互效应均为负效应;水氮交互效应均为正效应。但是施加秸秆时碳氮耦合起主导作用,施加黑炭时水碳耦合起主导作用,这主要是由于秸秆和黑炭所含碳的活性不同所致。

3.3 施加玉米秸秆和黑炭对培养期土壤硝、铵态氮浓度的影响

施加黑炭后硝态氮浓度明显要高于施加秸秆,表明施加黑炭促进了土壤硝态氮累积。可能是由于黑炭的施加增加了土壤通气性能,抑制了土壤反硝化作用。图 3a 中各个处理的硝态氮变化趋势不一致,可能是施加的秸秆和氮素的比例不一样所致。处理 $W_1S_{-1}N_1$ 和处理 $W_0S_{-1}N_0$ 的 C/N 比较低,适合微生物活动,因此更加有利于氮矿化,而其他处理的 C/N 比高,增加了土壤微生物对氮的同化,因此在培养前期硝态氮浓度较低。图 3b 的各个处理硝态氮浓度变化趋势基本一致,可能是由于黑炭所含碳较稳定,且具有较强吸附性,施入土壤后土壤 C/N 比较稳定。

所有处理施加黑炭后第 1~3 天硝态氮浓度急剧变化,这和 Cheng 等^[13]的短期培养试验结果一致;第 33~40 天,硝态氮浓度逐渐上升,可能是因为在此期间,铵态氮浓度也逐渐上升(图 4), NH_4^+ 通过硝化作用转化为 NO_3^- 。所有处理施加秸秆后硝态氮浓度有着相似的变化过程,在前一周内浓度逐渐降低,降低至一定浓度后保持一定时间,然后再逐渐上升到一定浓度保持稳定。Nishio 等^[14]也发现小麦秸秆的应用增加了 NO_3^- 的同化,因为有更多的可用性碳支持更多的活跃微生物种群,增加了微生物对 N 的需求,从而促进了微生物对 NO_3^- 的同化。

无论施加秸秆还是黑炭,在培养的前 22 d 土壤铵态氮浓度变化幅度较小,在 22 d 至 33 d 快速增加,在 40 d 左右达到峰值后又逐渐减少。在培养初期,施加秸秆后土壤铵态氮浓度逐渐下降,这主要是由于秸秆分解过程中微生物对 NH_4^+ 同化的原因;

施加黑炭后土壤铵态氮浓度变化较为平缓,存在滞留效应,这与刘玮晶等^[15]的研究结果一致,这可能是由于黑炭具有较高的 CEC,可以吸附^[16]并短期固定^[17]土壤中的铵态氮。培养后期土壤铵态氮浓度增加,应该是由于随着培养进行,土壤易分解利用的碳源减少,导致土壤微生物生长维持稳定,前期被土壤微生物固定的氮又重新被释放出来^[18]。

3.4 施加玉米秸秆和黑炭对土壤 N₂O 排放的影响

对于所有处理,无论是施加黑炭还是秸秆,N₂O 的大量排放均集中在前 10 天左右,这与闫德智等^[18]的研究结果相一致。这可能是由于培养前期秸秆及氮源施入土壤后,极大地促进了土壤微生物的活性,且秸秆快速分解消耗氧气,更加有利于 N₂O 排放,随着培养时间的增加,秸秆中易分解利用的碳逐渐减少,因此 N₂O 排放速率趋于平稳,黑炭施入土壤后供微生物利用的有效碳少,而且其具有很强的吸附性能,因此施加黑炭后土壤 N₂O 排放速率逐渐减小趋于平稳。

目前人们对于黑炭施用是否能减少土壤 N₂O 排放还存在争议,Yanai^[19]、van Zwieten^[20]、Singh^[21]等人的研究均表明施加黑炭可以减少 N₂O 的排放,但 Clough 等^[22]的研究表明施加黑炭会增加土壤 N₂O 排放。图 6 结果表明无论外界水分和氮肥施加量条件如何,施加玉米秸秆均能促进 N₂O 排放。有机物质作为反硝化微生物的电子供体和细胞能源,其生物有效性及含量会直接和间接影响反硝化速率^[23],施加秸秆增加了土壤中微生物可利用的碳源,且秸秆分解过程中消耗土壤中的氧气形成厌氧环境,因此增加了 N₂O 排放。但是在施加黑炭的试验中,处理 12 的 N₂O 排放量并不是最少的,这可能是由于黑炭对土壤 N₂O 生成的影响还受到土壤水分条件^[20]及施加量等的限制^[22]。

4 结 论

本研究结果表明,土壤中施加玉米秸秆会造成氧化亚氮的大量排放,但也会减少硝态氮的累积,从而减少硝态氮的淋失;将玉米秸秆制成黑炭后施入到土壤中,会明显减少氧化亚氮的排放,却增加了硝态氮的累积,可能造成硝态氮的淋失。由于本试验是室内培养试验,与实际的大田情况存在差异,因此评价秸秆和黑炭施加对土壤氮素转化还需要更系统的研究。

参 考 文 献

- [1] Shindo H, Nishio T. Immobilization and remineralization of N following addition of wheat straw into soil: Determination of gross N transformation rates by ¹⁵N-ammonium isotope dilution technique. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37(3): 425—432
- [2] Huang Y, Zou J W, Zheng X H, et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C: N ratios. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(6): 973—981
- [3] Tenenbaum D J. Biochar: Carbon mitigation from the ground up. *Environmental Health Perspectives*, 2009, 117(2): A70—A73
- [4] Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—A review. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35(4): 219—230
- [5] Lehmann J, da Silva J P, Steiner C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon Basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 2003, 249(2): 343—357
- [6] Clough T J, Condon L M. Biochar and the nitrogen cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4): 1218—1223
- [7] 刘作新, 郑昭佩, 王建. 辽西半干旱区小麦、玉米水肥耦合效应研究. *应用生态学报*, 2000, 11(4): 540—544. Liu Z X, Zheng Z P, Wang J. Effect of interaction between water and fertilizer on wheat and maize semiarid region of western Liaoning (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2000, 11(4): 540—544
- [8] 韩鲁佳, 闫巧娟, 刘向阳, 等. 中国农作物秸秆资源及其利用现状. *农业工程学报*, 2002, 18(3): 87—91. Han L J, Yan Q J, Liu X Y, et al. Straw resources and their utilization in China (In Chinese). *Transactions of the CSAE*, 2002, 18(3): 87—91
- [9] 卢萍, 单玉华, 杨林章, 等. 秸秆还田对稻田土壤溶液中溶解性有机质的影响. *土壤学报*, 2006, 43(5): 736—741. Lu P, Shan Y H, Yang L Z, et al. Effect of wheat straw incorporation into paddy soil on dissolved organic matter in soil solution (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(5): 736—741
- [10] Recous S, Aita C, Mary B. In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw. *Soil Biology & Biochemistry*, 1998, 31(1): 119—133
- [11] Mary B, Recous S, Darwis D, et al. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil*, 1996, 181(1): 71—82
- [12] 李贵桐, 李保国, 黄元仿. 碳源与底物对不同层次土壤产生 N₂O 能力的影响. *土壤与环境*, 2002, 11(3): 227—231. Li G T, Li B G, Huang Y F. Effects of carbon and substrate on the N₂O productivity of different soil layers (In Chinese). *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(3): 227—231
- [13] Cheng Y, Cai Z C, Chang S X, et al. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N₂O

- production in a cultivated Black Chernozem. *Biology and Fertility of Soils*, 2012, 48(8): 941—946
- [14] Nishio T, Komada M, Arai T, et al. Simultaneous determination of transformation rates of nitrate in soil. *Japan Agricultural Research Quarterly*, 2001, 35(1): 11—17
- [15] 刘玮晶, 刘焯, 高晓荔, 等. 外源生物质炭对土壤中铵态氮素滞留效应的影响. *农业环境科学学报*, 2012, 31(5): 962—968. Liu W J, Liu Y, Gao X L, et al. Effects of biomass charcoals on retention of ammonium nitrogen in soils (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(5): 962—968
- [16] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(5): 1719—1730
- [17] Lehmann J, Da Silva J P, Rondon M, et al. Slash-and-char: A feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon//Proceeding of the 17th World Congress of Soil Science. Bangkok, Thailand, 2002: 449
- [18] 闫德智, 王德建. 添加秸秆对土壤矿质氮量、微生物氮量和氮总矿化速率的影响. *土壤通报*, 2012, 43(3): 631—636. Yan D Z, Wang D J. Nitrogen mineralization of ^{15}N labeled straw added into the paddy soils in Tai-hu region (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2012, 43(3): 631—636
- [19] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of charcoal addition on N_2O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiment. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2007, 53(2): 181—188
- [20] van Zwieten L, Singh B P, Joseph S, et al. Biochar and emissions of non- CO_2 greenhouse gases from soil//Lehmann J, Joseph S. *Biochar for environmental management: science and technology*. London: Earthscan, 2009: 227—249
- [21] Singh B P, Hatton B J, Balwant S, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4): 1224—1235
- [22] Clough T J, Bertram J E, Ray J L, et al. Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 74(3): 852—860
- [23] 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中的硝化-反硝化作用. *土壤通报*, 2002, 33(5): 385—391. Fan X H, Zhu Z L. Nitrification and denitrification in upland soils (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(5): 385—391

EFFECTS OF ADDITION OF BOTH MAIZE STALK AND ITS BIOCHAR TO LOESS SOIL ON N TRANSFORMATIONS

Liu Jiao Gao Jian Zhao Ying[†]

(Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agri-environment in Northwest China, Ministry of Agriculture; College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract Applying biochar to soils may cause a win-win situation resulting in C sequestration and improvement of soil fertility and soil physical quality, depending on soil moisture condition, soil temperature and soil C/N ratio. An in-lab incubation experiment, laid out in quadratic general spinning design, was conducted to investigate effects of application of maize stalk and biochar made from maize stalk on N transformation in and N_2O emission from Loessal soil. Results show that in the soil applied with maize stalk, net nitrogen mineralization was influenced mainly by content of organic carbon, and then by contents of water and nitrogen, but in the soil applied with biochar, it was mainly by content of nitrogen and then by contents of water and organic carbon. The difference between the two carbon sources in effect on net N mineralization was extremely significant ($p < 0.01$). Compared with maize stalk, biochar increased soil NO_3^- -N and NH_4^+ -N concentrations, and significantly decreased N_2O emission. In the soil applied with biochar, the concentration of inorganic nitrogen changed slowly during the entire incubation period, while in the soil applied with maize stalk, it did drastically in the first two weeks of the incubation. Hence, it is obvious that application of biochar is conducive to reduction of emission of the greenhouse gas, N_2O .

Key words Maize stalk; Biochar; N transformations; N_2O emissions

(责任编辑: 卢 萍)