

外源生物质炭对土壤中铵态氮素滞留效应的影响

刘玮晶, 刘 烨, 高晓荔, 杨 旻, 王英惠, 代静玉*

(南京农业大学资源与环境学院, 南京 210095)

摘 要:以生物质炭和黄棕壤为研究材料,通过阳离子交换量测定、铵态氮等温吸附实验以及模拟土柱淋溶,研究生物质炭对土壤铵态氮素滞留效应的影响。发现生物质炭以 1%、3%和 5%添加后,土壤 CEC 值分别增加 9.4%、14.7%和 19.7%,铵态氮素淋失量分别减少 22%、39%和 47%,氮素滞留量分别增加 15%、5%和 14%;同时影响氮素在土层中的分布,其中加生物质炭土壤的氮素集中在土柱上部 5~7 cm 处,而不加生物质炭土壤集中在中部偏下 9~11 cm 处。结果表明,生物质炭能够提高土壤对铵态氮素的吸附能力,显著降低土壤铵态氮素养分的淋失。

关键词:生物质炭;滞留效应;淋溶;铵态氮素

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2012)05-0962-07

Effects of Biomass Charcoals on Retention of Ammonium Nitrogen in Soils

LIU Wei-jing, LIU Ye, GAO Xiao-li, YANG Min, WANG Ying-hui, DAI Jing-yu*

(Department of Resource and Environment, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Application of biomass charcoals (BCs) to soils may affect physicochemical properties and composition structure of soils, and further change environmental behavior of nutrition in soils. The influence of BCs on the adsorption and leaching of ammonium nitrogen in soils was investigated with BCs through CEC determination, isothermal ammonium adsorption and the soils column leaching in yellow-brown soils. The results showed that for the addition of 1%, 3% and 5% BCs, the cation exchange capacity of soils increased by 9.4%, 14.7% and 19.7%; the ammonium nitrogen loss decreased by 22%, 39% and 47%, and the nitrogen retention increased by 15%, 5% and 14%, respectively. For the distribution of N in soils layers influenced by the addition of BCs, the nitrogen concentrated at top 5~7 cm in BC-added soils, whereas the nitrogen of the control concentrated at lower 9~11 cm. Therefore, it is indicated that the addition of BCs can enhance the adsorption of ammonium nitrogen onto soils, and reduce the loss of soils ammonium nitrogen by leaching.

Keywords: biomass charcoals; retention effect; leaching; ammonium nitrogen

生物质炭是由生物质如作物秸秆、木屑等,在完全或部分缺氧以及相对较低的温度($\leq 700\text{ }^{\circ}\text{C}$)条件下,经热解炭化形成的一种含碳量极其丰富的、性质稳定的产物,本质属于黑炭(black carbon)的一种^[1]。

由热解产生的生物质炭与原来的生物质相比,具有比表面积大、表面含有大量含氧基团如羰基、酚基和醌基^[2]等特点,这种特点使生物炭应用到水体中,具有良好的吸附水体中氮、磷物质的能力^[3]。应用到土壤

中,能够改变土壤理化性质,如能增加土壤有机物质含量,提高碳在土壤中的封存时间^[4],增加土壤 pH 值、电导率、盐基饱和度等^[5];与土壤混合后还可以吸附固定有机污染物^[6],从而减缓其生物有效性^[7-8];能够影响土壤微生态环境,通过改善微生物细胞附着性能、促进特殊类群土壤微生物的栖息生长^[9-11]和土壤团聚体的形成^[12],改变土壤固氮与硝化微生物菌群活性^[13-15]的作用。

氮素是作物生长必需的营养元素,也是农业生产可持续发展的根本要素。目前,我国主要以使用氮肥作为农业增产的主要措施。但是随着农业的发展,在大量施用氮肥给农业带来增收的同时,化肥氮素的损失也直接导致了地表水和地下水体污染等严重的环

收稿日期:2011-09-28

基金项目:公益性行业(农业)科研专项经费 201003016

作者简介:刘玮晶(1986—),女,江苏南京人,硕士研究生,主要从事土壤污染方面研究。E-mail:2009103071@njau.edu.cn

* 通讯作者:代静玉 E-mail:daijy@njau.edu.cn

境问题,并影响着农田土壤的肥力和土壤环境质量。当前,为了有效利用氮肥,改善土壤环境质量,人们将生物质炭作为土壤改良剂改善土壤环境,净化被污染的土壤,减少土壤氮素的流失,促进植物对养分的吸收,提高土壤肥力,以控制农田养分流失。Lehmann 等^[16]研究表明,生物质炭具有很强的吸附能力,可吸附铵根离子、硝酸盐,具有一定的保肥性能,施加到土壤中能够有效减少氮素的流失。

为了研究生物质炭对氮素在土壤中的运移影响程度,我们以添加不同量生物炭的土壤为研究对象,以土壤的阳离子交换性能、铵态氮吸附能力为分析指标,通过模拟土柱分析氮素在土壤中的垂直分布行为,为合理利用生物炭提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 材料

供试土壤为下蜀黄土母质发育的黄棕壤表层(0~20 cm),土壤 pH(1:2.5)为 5.32,有机质含量为 17.91 g·kg⁻¹,氮含量为 1.21 g·kg⁻¹,粘粒含量为 39.28%,粘粒矿物组成主要为 1.4 nm 矿物(24%)、水云母(62%)、高岭土(14%);经风干、粉碎、过 20 目筛后备用。生物质炭利用稻壳热解制成,阳离子交换量为 36.02 cmol·kg⁻¹,氮含量为 0.48 g·kg⁻¹,磷含量为 2.92 g·kg⁻¹,比表面积为 144.58 m²·g⁻¹,有机碳含量为 132.8 g·kg⁻¹;经水洗、烘干、粉碎,过 60 目筛后备用。

1.2 研究方法

1.2.1 添加生物质炭土壤的制备

称取一定量供试土壤,分别按照 1%、3%和 5%的比例添加生物质炭。混匀后,调解含水量至田间持水量,放置一周后作为添加生物质炭的供试土壤。

1.2.2 对铵态氮的吸附

取添加生物质炭的土壤样品 1 g 于塑料瓶中,分别加入浓度为 0、10、15、20、25、30、40 mg·L⁻¹ 的氯化铵溶液 30 mL(固:液=1:30),25℃下 270 r·min⁻¹ 振荡 24 h,离心过滤,测定滤液铵态氮含量。

1.2.3 模拟土柱

土柱实验用管为高 25 cm,内壁直径 4.5 cm 的 PVC 管,管下端使用尼龙网、滤纸、尼龙网依次包扎,并铺填 30 g 洁净石英砂;其中管 0~15 cm(记管底部为 0)装填部分混合土壤,15~20 cm 装填余下混合土壤与肥料(供试肥料为 500 mg 过 100 目筛的实验室用分析纯氯化铵)的混合物。4 种处理的混合土壤依次为:不加炭处理土柱装填 450 g 空白土壤,1%处理

装填 450 g 土与 4.5 g 生物质炭混合土壤,3%处理装填 450 g 土与 13.5 g 炭混合土壤,5%处理装填 450 g 土与 22.5 g 炭混合土壤。装填后压实并在顶部铺填 20 g 洁净石英砂粒,使注入的水均匀分布。

管柱组装后,注入去离子水 160 mL 并室温放置 3 d 后(预实验结果表明,缓慢注入 160 mL 去离子水,不仅可以完全饱和土柱,而且土柱下端无液体淋出),继续注水并保持水面高度约 5 cm(模拟水淹土壤),下端接收淋溶液,平均每 3 d 接 35 mL,每 35 mL 接一批,平均流速 11.7 mL·d⁻¹,共接 8 次,并冷藏待测。淋溶液接取完后,取出管中土柱,以 2 cm 为单位分割,风干过 100 目筛待测。

1.3 测定方法

土壤和生物质炭理化性质的测定参考常规分析方法,生物质炭比表面积测定采用乙二醇醚法。

阳离子交换量的测定采用 1 mol·L⁻¹ 乙酸铵交换法:用 1 mol·L⁻¹ 乙酸铵溶液(pH7.0)反复处理土壤,使土壤成为 NH₄⁺饱和土,用 950 mL·L⁻¹ 乙醇洗去多余乙酸铵后,用水将土壤洗入开氏瓶中,加固体氧化镁蒸馏,蒸馏出的氨用硼酸溶液吸收,然后用盐酸标准溶液滴定,根据 NH₄⁺的量计算土壤阳离子交换量,具体参考《土壤农化分析》。

淋溶液中铵态氮含量的测定,采用加碱蒸馏滴定法;土柱中土的全氮量(不包括全部硝态氮)的测定,采用半微量开式法,参考《土壤农化分析》。

1.4 数据分析

采用 SPSS 10.0 进行数据分析。

2 结果与分析

2.1 生物质炭对土壤 CEC 的影响

将生物质炭按照不同比例添加到供试土壤中,引起的土壤阳离子交换量(CEC)的变化见表 1。

表 1 土壤阳离子交换量

Table 1 The cation exchange capacity of soils

样品	CEC/cmol·kg ⁻¹	增长率/%(相对于空白土)
空白土	12.31 ± 0.81	0
土 + 1% BCs	13.47 ± 0.32	9.4 ± 4.3
土 + 3% BCs	14.12 ± 0.31	14.7 ± 4.7
土 + 5% BCs	14.74 ± 0.23	19.7 ± 5.6

4 种处理土壤 CEC 值在 12.31~14.74 cmol·kg⁻¹ 之间,通过 SPSS 分析,各处理 CEC 值差异显著($P < 0.05$),生物质炭加入后,对土壤的 CEC 有显著影响;

且随着生物质炭比例的增加,土壤阳离子交换量也在增加,表现为 5% BCs>3% BCs>1% BCs>CK。

这是由于生物质炭通过非生物方式被氧化后,可在其表面形成含氧基团如羰基、酚基和醌基等,从而增加了负电荷量和阳离子交换量;另外本实验中生物质炭 CEC 值($25.08 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)明显大于土壤 CEC 值($12.31 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$),所以两者混合增加了土壤阳离子交换量。同样,Glaser 等发现将硬木炭混入土壤,会显著影响阳离子交换量,能够增加土壤 CEC,提高土壤保肥性^[1-2,17]。因此,添加生物质炭的土壤具有交换铵根离子的能力,那么生物炭的添加量对土壤吸附铵根离子的能力以及对氮素在土壤中的分布影响如何,我们通过铵态氮吸附实验和模拟土柱淋溶来进一步探讨。

2.2 生物质炭对土壤吸附铵态氮性能的影响

生物质炭按照不同比例与土壤混合后,比较其对铵态氮的吸附量,结果见图 1。

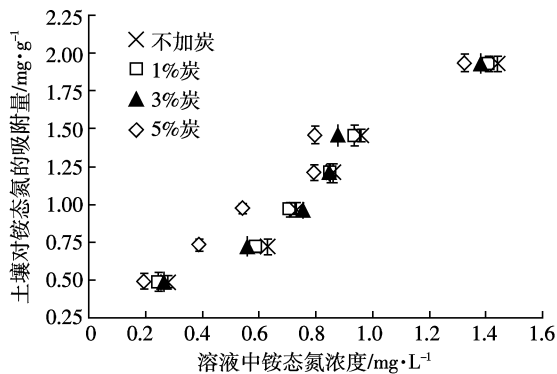


图 1 生物质炭对土壤吸附铵态氮效果的影响

Figure 1 Effects of the biomass charcoal on the adsorption of ammonium nitrogen

可以看出,随着溶液中铵态氮浓度的提高,土壤对铵离子的吸附量亦随之增加,4 种土壤样品(CK、1% BCs、3% BCs、5% BCs)在平衡液浓度 $< 1.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 下均呈线性相关;但添加生物质炭的土壤对铵离子的吸附量均高于未添加的土壤,表明生物质炭提高了土壤对 NH_4^+ 的吸附能力。这是由于生物质炭不仅多孔比表面积大,且具有大量的表面负电荷以及高电荷密度,能吸附固定水、土壤或沉积物中的阳离子^[18-22]。大量研究表明,生物质炭具有很强的吸附能力,表面不仅具有负电荷也具有正电荷^[23],而且具有巨大的比表面积,能够吸附 NH_4^+ 和 NO_3^- ^[23-24]。Mizuta 等发现竹炭可以有效吸附地表和地下水中的硝酸根^[26]。

2.3 生物质炭对铵态氮素在土壤中分布的影响

2.3.1 生物质炭对铵态氮淋出量的影响

利用添加不同量生物质炭的土壤为原料模拟土柱,铵态氮淋洗结果见图 2。

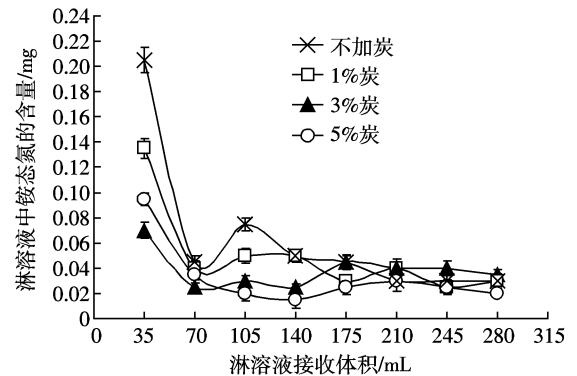


图 2 生物质炭对淋出液铵态氮素含量的影响

Figure 2 Effects of biomass charcoal on ammonium nitrogen concentration in leachate

4 种处理土壤中铵态氮素的淋出量趋势大体表现相同,即:淋洗初期铵态氮淋出量大,然后降低,在降低过程中出现铵态氮的淋失量高峰,最后逐渐下降至稳定。

淋洗初期淋洗液中铵态氮含量较高,主要是由于加水平衡期间过量的铵态氮素向下移动,这部分铵态氮素主要是分布在水相中的铵态氮素,因此可以随水体向下迁移;而后续淋出的可能是水与土壤交换态铵态氮。

从铵态氮素在不同处理土壤中的淋洗过程来看:淋洗初期(淋出液接收至 70 mL 时),添加生物炭的土壤其铵态氮淋出量均小于空白土壤,并且表现出 1% BCs>5% BCs>3% BCs 的现象,其中由于生物质炭的孔隙结构发达,具有多孔性,且孔隙大小不一,加入土壤引起土壤孔隙发生变化,通透性变化,造成短期内土柱土层疏松,使得铵态氮素更易淋失,因此造成 5% BCs 土壤铵态氮淋失较 3% BCs 大;淋洗中期,5% BCs 土壤铵态氮淋失逐渐较 3% BCs 降低,这是由于生物质炭的强吸附能力在发挥主要作用,生物炭的增多使得土壤对铵态氮素的吸附能力随之增强。

生物质炭添加后,铵态氮素淋失量出现明显降低,而且铵态氮的向下淋失同样得到明显延缓;铵态氮素的淋失峰值随生物炭添加量的增大而延后,不加生物炭的土壤峰值出现最早。

通过土柱中铵态氮的累计淋出曲线(图 3),可以更直观地表征生物质炭添加到土壤后对铵态氮素淋

出行为的影响。

从累计淋出曲线可以明显看出,每接收 35 mL 淋出液直至 280 mL,4 种土壤土柱均有一定量铵态氮淋出,且随生物炭添加量的变化,铵态氮淋出量也发生变化。即加生物质炭土柱铵态氮累计淋出量均明显小于空白土壤土柱淋出量,表明生物炭能明显减少铵态氮的淋溶流失。

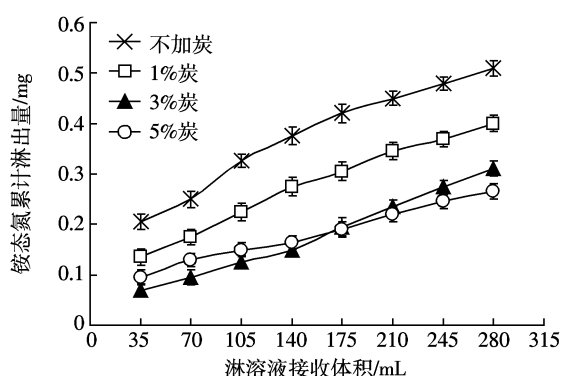


图 3 生物质炭对铵态氮素累计淋出量的影响

Figure 3 Effects of biomass charcoal on ammonium nitrogen cumulative concentration in leachate

统计 4 种处理土壤铵态氮累计淋出总量发现:CK $[(0.51\pm0.02)\text{mg}]>1\%$ BCs $[(0.40\pm0.01)\text{mg}]>3\%$ BCs $[(0.31\pm0.01)\text{mg}]>5\%$ BCs $[(0.27\pm0.02)\text{mg}]$ 。加生物质炭处理土壤铵态氮淋出总量较空白土壤均降低:5% BCs 降低 47%,3% BCs 降低 39%,1% BCs 降低 22%。表明随生物质炭添加量的增加,铵态氮的淋失量逐渐降低,土壤对铵态氮的吸附能力明显增强。

2.3.2 生物质炭对土柱中氮素垂直分布的影响

添加生物质炭不仅影响了淋出液中铵态氮的动态分布和铵态氮累计淋出总量,同时也对土层中氮的垂直分布产生了影响,结果见图 4。

添加生物炭处理土壤,氮素主要分布在 5~7 cm 之间,约占全土柱的 36%;而未添加生物炭处理的土壤,分布在土柱中部偏下 9~11 cm 之间。可以看出,生物质炭对氮素在土层中的垂直分布影响显著。添加生物炭后,氮素被截留在土柱上端,向下淋失被明显延缓,在土层中的滞留量明显大于不加炭土柱。因此,外源生物质炭在减少铵态氮从土壤中淋出的同时,也可明显增强土壤对氮的保持能力。

2.3.3 生物质炭对氮素损失的影响

在实验过程中,由于储蓄时间较长,铵态氮素可能发生硝化-反硝化作用引起损失,分析实验过程中氮的损失量计算方式如下。

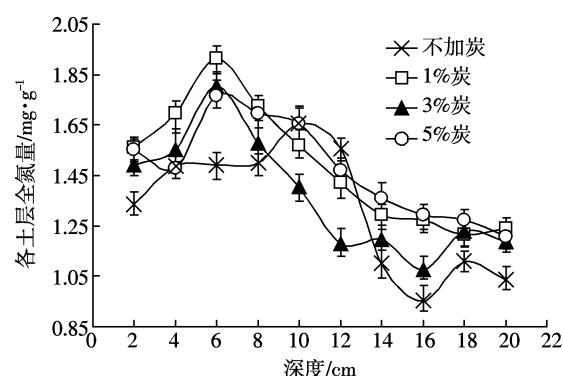


图 4 各土层全氮的垂直分布

Figure 4 The total nitrogen vertical distribution in each soil layer

氮损失量 ΔN =初始氮含量 $N_{(C)}$ -土柱氮滞留量 $N_{(Z)}$ -铵态氮淋失量 $N_{(L)}$

其中初始氮素量: $N_{(C)}=N+130$

式中 $N_{(C)}$ 为淋溶实验初始土柱氮持有量,mg; N 为按 1%、3%、5%比例添加生物质炭的混合土含氮量,mg;130 为淋溶实验最初氮添加量,mg,500 mg (NH_4Cl) $\times 26\%=130$ mg。

N (不加炭土壤): $1.21\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\times 450\text{ g}+130\text{ mg}=674.5\text{ mg}$

N (1%炭处理土壤): $674.5\text{ mg}+0.48\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\times 4.5\text{ g}=676.66\text{ mg}$

N (3%炭处理土壤): $674.5\text{ mg}+0.48\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\times 13.5\text{ g}=680.98\text{ mg}$

N (5%炭处理土壤): $674.5\text{ mg}+0.48\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}\times 22.5\text{ g}=685.30\text{ mg}$ 。

氮滞留量: $N_{(Z)}=\sum mi(i=1\sim 10)\times 45$

式中 $N_{(Z)}$ 为淋溶实验最后不同土柱的氮滞留量,mg; mi 为土柱每 2 cm 土含氮量, $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, $i=1\sim 10$;45 为土柱每 2 cm 土量。

氮损失量: $\Delta N=N_{(C)}-N_{(Z)}-N_{(L)}$

式中 ΔN 为淋溶实验过程中氮累计损失量,mg; $N_{(C)}$ 为淋溶实验初始土柱氮持有量,mg; $N_{(Z)}$ 为淋溶实验最后不同土柱的氮滞留量,mg; $N_{(L)}$ 为铵态氮累计淋出量,mg。

氮损失率: $S=(\Delta N/N_{(C)})\times 100\%$

计算结果列于表 2 中。4 种处理土壤 NH_4^+-N 累计淋失量在 0.27~0.51 mg 之间,通过 SPSS 分析得各处理之间差异显著($P<0.05$);氮滞留量在 585~666 mg 之间,通过 SPSS 分析得各处理之间差异显著($P<0.05$);施加生物质炭后, NH_4^+-N 累计淋失量和氮滞留量变化显著。

表 2 生物质炭对淋溶实验前后氮含量(mg)的影响

Table 2 Effects of biomass charcoals on the change of nitrogen amounts(mg) in leaching experiment

混合土壤类型	初始氮量 N_0	NH_4^+-N 淋失量 N_L	氮滞留量 N_R	氮损失量 ΔN	氮损失率/%
不加炭	674.50	0.51 ± 0.05	585.00 ± 0.51	88.99 ± 0.56	13.2 ± 0.1
1%炭	676.66	0.40 ± 0.04	670.50 ± 0.47	5.76 ± 0.51	0.9 ± 0.1
3%炭	680.98	0.31 ± 0.03	616.50 ± 0.57	64.17 ± 0.60	9.4 ± 0.1
5%炭	685.30	0.27 ± 0.03	666.00 ± 0.49	19.03 ± 0.52	2.8 ± 0.1

实验过程中,各土柱上端均保持约 5 cm 高度水面以模拟水淹土壤,一定程度上抑制了氮的硝化作用;但是从表 2 可以看出,各处理(土柱)土壤均出现不同程度的氮损失现象,这可能由于淋溶实验过程中仍存在铵态氮的硝化与反硝化作用,造成损失。

但是加生物质炭土壤均较不加的氮损失率低,表明生物质炭具有一定的抑制土壤中铵态氮硝化、反硝化作用的能力。Lehmann 等^[27]研究表明,生物质炭施入土壤后,通过改善土壤通气状况抑制微生物的反硝化作用,以抑制氮氧化物的排放,进而使得土壤中全氮储量增加。Zhang 等^[28]基于稻田试验也发现,单一施用生物质炭使得 N_2O 的排放量减少了 21%~28%,而生物质炭与氮肥的配合施用使 N_2O 的排放减少了 40%~51%。

另外,加生物质炭后铵态氮淋失量减少,氮滞留量增加。表明生物质炭可以通过吸附铵态氮,增加其在土壤中的滞留,进而减少土壤中铵态氮的淋失,提高土壤的氮储量。Lehmann 等^[16,23]研究发现,生物质炭对 NH_4^+ 和 NO_3^- 具有相当强的吸附特性,可有效降低农田土壤氮的挥发,显著减少土壤养分淋失,提高作物产量。郭伟等^[29]通过 3 年华北高产农田定位试验发现,0~15 cm 耕层土壤中的全氮储量在生物质炭施用 3 年后均有大幅提升。

对于添加不同量生物质炭的土壤,氮素的滞留量不同,且并非随生物质炭量的增加而呈线性增加。本实验表现出 1% BCs 与 5% BCs 处理较好,而 3% BCs 处理较差,与不加炭处理相比差异不明显。分析各处理土壤的铵态氮淋失量,发现铵态氮因淋失作用损失的比例很小,主要通过其他途径损失,例如可能是氮的挥发、硝化与反硝化作用。因此,我们认为生物质炭添加到土壤中,通过增强土壤吸附铵态氮性能和调节土壤孔隙度来影响土壤微环境,并且这种影响可能随土壤质地、生物质炭性质与添加量不同而不同;但是从施加外源生物质炭的土壤对铵态氮的保持效果来看,合理的生物质炭添加量有助于减少铵态氮素的损失。

3 讨论

生物质炭具有比表面积大,外表凹凸不平,存在各种大小孔隙的特点,能够通过物理吸附作用吸附铵态氮素;另一方面其表面具有大量负电荷以及高电荷密度的特性^[30],不仅具有负电荷也具有正电荷,能够吸附固定水、土壤或沉积物中的极性或非极性有机化合物^[7,31]以及无机离子如 NH_4^+ 和 NO_3^- 等。不同的生物质炭添加量对土壤理化性质会产生不同的影响。

模拟土柱实验结果表明:生物炭对土壤氮素的分布影响大致存在两方面原因:生物质炭通过较强的吸附能力达到对土壤中 NH_4^+ 和 NO_3^- 的吸附,从而改变氮素的运移能力;生物炭比表面积大,具有大小不一的孔隙,加入土壤引起土壤孔隙度的变化,改变了土壤微环境,对铵态氮的淋失和硝化反硝化作用造成影响。这两方面共同作用,使得添加生物质炭土壤中氮的分布发生相应的变化。相关研究结果也预示这种猜测的可能性,Liu 等^[24]通过多层土柱实验发现,土柱表层土壤施加 0.5% 竹炭后可以阻碍铵态氮的向下传输,可减少铵态氮 15.2% 的淋失量。傅秋华等^[32]认为粒径 <3 mm 的竹炭对土壤改良效果好于大的颗粒,并且竹炭施用量以 $200 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 为最佳。

通过铵态氮吸附实验和模拟土柱淋溶发现,土壤因生物质炭施用量不同,对氮素的吸持能力不同:3% BCs 处理土壤,表现出的对氮的吸持能力较 1% 和 5% 处理小,可能是因为生物质炭特有的强吸附能力,和其产生的土壤孔隙度的增大共同引起的作用;即 3% BCs 处理土壤对氮吸持作用的影响,小于因土壤孔隙变大造成的氮损失。

针对本实验所用黄棕壤,施加 1% 生物质炭至土壤中对降低氮的损失较好。但不同性状的生物质炭添加到不同质地的土壤中,引起土壤对氮的吸持作用也会不同;因此,有必要开展根据不同理化性质的土壤和生物质炭,来确定合理的生物质炭施用量的

研究。

4 结论

(1) 生物质炭施加到土壤中能够改变土壤阳离子交换性能, 本实验中土壤的 CEC 随着生物质炭添加量的增加而增大; 也能够提高土壤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附, 增加土壤中氮储量。

(2) 生物质炭能够显著影响氮在土层中的分布, 相对于不加炭处理土壤, 添加生物质炭后土壤中氮的垂直分布得到有效地减缓。

(3) 添加生物质炭的土壤还能够有效减少土壤中氮通过硝化、反硝化作用引起的损失。

参考文献:

- [1] 宋延静, 龚 骏. 施用生物质炭对土壤生态系统功能的影响[J]. 鲁东大学学报(自然科学版), 2010, 26(4): 361–365.
SONG Yan-jing, GONG Jun. Effects of biochar application on soil ecosystem functions[J]. *Ludong University Journal(Natural Science Edition)*, 2010, 26(4): 361–365.
- [2] Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G, et al. Black carbon in soils: The use of benzene carboxylic acids as specific markers[J]. *Organic Geochemistry*, 1998, 29(4): 811–819.
- [3] 张 慧, 代静玉, 李辉信. 炭化秸秆对水体中氨氮和磷的吸附性能及其与粉煤灰和炉渣的对比[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(11): 2389–2394.
ZHANG Hui, DAI Jing-yu, LI Hui-xin. Analysis of carbonization straw absorption function for $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and PO_4^{3-} and contrast with fly ash and slag[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(11): 2389–2394.
- [4] 张文玲, 李桂花, 高卫东. 生物质炭对土壤性状和作物产量的影响[J]. 中国农学通报, 2009, 25(17): 153–157.
ZHANG Wen-Ling, LI Gui-hua, GAO Wei-dong. Effect of biomass charcoal on soil character and crop yield[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(17): 153–157.
- [5] Glaser B. Manioc peel and charcoal: A potential organic amendment for sustainable soil fertility in the tropics[J]. *Biol Fertil Soils*, 2005, 41(3): 15–21.
- [6] 史 明, 胡林潮, 黄兆琴, 等. 生物质炭的加入对土壤吸附菲能力以及玉米幼苗菲吸收量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(5): 912–916.
SHI Ming, HU Lin-chao, HUANG Zhao-qin, et al. The influence of bio-char inputting on the adsorption of phenanthrene by soils and the absorption by maize seedlings[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(5): 912–916.
- [7] Smernik R J, Kookana R S, Skjemstad J O. NMR characterization of ^{13}C -benzene sorbed to natural and prepared charcoals[J]. *Environmental Science and Technology*, 2006, 40(6): 1764–1769.
- [8] Armitage J M, Cousins Ian T Persson, N Johan, et al. Black carbon-inclusive modeling approaches for estimating the aquatic fate of dibenzop-dioxins and dibenzofurans[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(10): 3697–3703.
- [9] Xiao B H, Yu Z Q, Huang W L, et al. Black carbon and kerogen in soils and sediments; 2. Their roles in equilibrium sorption of less-polar organic pollutants[J]. *Environmental Science and Technology*, 2004, 38: 5842–5852.
- [10] Pietikainen J, Kiikkila O, Fritze H. Charcoal as a habitat for microbes and its effects on the microbial community of the underlying humus[J]. *Oikos*, 2000, 89: 231–242.
- [11] Saito M, Marumoto T. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi: The status quo in Japan and the future prospects[J]. *Plant and Soil*, 2002, 244: 273–279.
- [12] Brodowski S, Amelung W, Haumaier L, et al. Morphological and chemical properties of black carbon in physical soil fractions as revealed by scanning electron microscopy and energy-dispersive X-ray spectroscopy[J]. *Geoderma*, 2005, 128: 116–129.
- [13] DeLuca T H, MacKenzie M D, Gundale M J, et al. Wild-fire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in Ponderosa pine forests[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70: 448–453.
- [14] Rondon M, Lehmann J, Ramirez J, et al. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with biochar additions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 43: 699–708.
- [15] 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[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(4): 977–982.
- [16] Lehmann J, Da Silva J P, Rondon M, et al. Slash-and-char: A feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon[C]. Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand, 2002.
- [17] Glaser B, Guggenberger G, Haumaier L, et al. Black carbon in Terra Preta soils of the Brazilian Amazon region[R]. LPI Contribution, Report, 1999: 100.
- [18] 陈旭超, 胡志彪, 陈杰斌, 等. 竹炭对铜(II)离子的吸附[J]. 龙岩学院学报, 2007, 25(6): 78–80.
CHEN Xu-chao, HU Zhi-biao, CHEN Jie-bin, et al. Adsorption properties of bamboo charcoal on copper(II) ion[J]. *Journal of Longyan University*, 2007, 25(6): 78–80.
- [19] 王桂仙, 张启伟. 竹炭对溶液中 Zn^{2+} 的吸附行为研究[J]. 生物质化学工程, 2006, 40(3): 17–20.
WANG Gui-xian, ZHANG Qi-wei. Adsorption behavior of the bamboo-charcoal for Zn^{2+} [J]. *Biomass Chemical Engineering*, 2006, 40(3): 17–20.
- [20] 陈国青, 周靖平, 高 琦, 等. 超细竹炭对水中 Pb^{2+} 的吸附效果[J]. 解放军预防医学杂志, 2006, 24(6): 405–407.
CHEN Guo-qing, ZHOU Jing-ping, GAO Qi, et al. Adsorption behavior of the bamboo-carbon for lead(II) ion[J]. *Journal of Preventive Medicine of Chinese People's Liberation Army*, 2006, 24(6): 405–407.
- [21] 张启伟, 王桂仙. 竹炭对溶液中汞(II)离子的吸附行为研究[J]. 林

- 业科学, 2006, 42(9):102-105.
- ZHANG Qi-wei, WANG Gui-xian. Adsorption behavior of the bamboo-charcoal for mercury (II) in aqueous solution[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2006, 42(9):102-105.
- [22] Kei M, Toshitatsu M, Yasuo H, et al. Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal[J]. *Bioresource Technology*, 2004, 95:255-257.
- [23] 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 [J]. *Plant and soil*, 2003, 249(2):343-357.
- [24] Ding Ying, Liu Yu-xue, Wu Wei-xiang, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns [J]. *Water Air Soil Pollut*, 2010, 213:47-55.
- [25] 何旭生, 张树清, 余 雕, 等. 生物炭对土壤肥料的作用及未来研究 [J]. 中国农学通报, 2011, 27(15):16-25.
- HE Xu-sheng, ZHANG Shu-qing, SHE diao, et al. Effects of biochar on soil and fertilizer and future research [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2011, 27(15):16-25.
- [26] Kei Mizuta, Toshitatsu Matsumoto, Yasuo Hatate, et al. Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal [J]. *Bioresource Technology*, 2004, 95:255-257.
- [27] 曾曙才, 吴启堂, 陈水莲, 等. 肥料混施对赤红壤氮磷淋失特征的影响 [J]. 水土保持学报, 2008, 22(3):82-86.
- ZENG Shu-cai, WU Qi-tang, CHEN Shui-lian, et al. Effects of combined fertilization on the leaching regimes of nitrogen and phosphorus in letosolic red soil [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 22(3), 82-86.
- [28] Zhang A F, Cui L Q, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxid emissions from a rice paddy from Tai Lake Plain, China [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 139:469-475.
- [29] 郭 伟, 陈红霞, 张庆忠, 等. 华北高产农田施用生物质炭对耕层土壤总氮和碱解氮含量的影响 [J]. 生态环境学报, 2011, 20(3):425-428.
- GUO Wei, CHEN Hong-xia, ZHANG Qing-zhong, et al. Effects of biochar application on total nitrogen and alkali-hydrolyzable nitrogen content in the topsoil of the high-yield cropland in North China Plain [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(3):425-428.
- [30] Mizuta K, Mastumoto T, Hatate K, et al. Removal of nitrate nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal [J]. *Bioresource Technology*, 2004, 95(3):255-257.
- [31] Kwon S, Pignatello J J. Effect of natural organics substances on the surface and adsorptive properties of environmental black carbon (char): Pseudo pore block age by modellipid components and its implications for N₂-probed surface properties of natural sorbents [J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(20):7932-7939.
- [32] 傅秋华, 张文标, 钟泰林, 等. 竹炭对土壤性质和高羊茅生长的影响 [J]. 浙江林学院学报, 2004, 21(2):159-163.
- FU Qiu-hua, ZHANG Wen-biao, ZHONG Tai-lin, et al. Bamboo charcoal's effect on the soil characteristics and *Fescue arundinacea* growth [J]. *Journal of Zhejiang Forestry College*, 2004, 21(2):159-163.