

玉米秸秆生物炭对土壤无机氮素淋失风险的影响研究

盖霞普, 刘宏斌, 翟丽梅, 王洪媛*

(中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 农业部面源污染控制重点实验室, 北京 100081)

摘要:采用室内土柱模拟淋溶方法, 研究生物炭对不同土层土壤淋溶液体体积以及铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)淋失量的影响。实验所用的生物炭以玉米秸秆(炭化温度 500 °C)为原料制成, 分别按照炭土质量比 0(T1)、1%(T2)、2%(T3)和 4%(T4)施用于褐潮土中。结果表明:淋溶实验过程中, 淋溶初期生物炭对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的固持作用比较明显, 且对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的固持主要发生在 0~10 cm 土层, 而对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的固持主要发生在 10~40 cm; 生物炭能够有效增加土壤的持水能力, 与不添加生物炭处理(T1)相比, T2、T3、T4 处理的土柱累积淋溶液体体积分别减少了 10%、20%、26%, 无机氮素淋失量显著降低, 分别减少 27%、48%、61%; 无机氮素淋失量的减少主要来自 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 相对于不添加生物炭处理, T2、T3、T4 处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积淋失量分别为 62.4、44.4、34.5 mg, 分别减少了 28%、49%、58%。总的来说, 土壤中添加玉米秸秆生物炭能够有效降低土壤无机氮素的淋失风险。

关键词:生物炭; 铵态氮; 硝态氮; 氮淋失; 土柱淋溶

中图分类号:X705 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2015)02-0310-09 doi:10.11654/jaes.2015.02.015

Effects of Corn-Stalk Biochar on Inorganic Nitrogen Leaching from Soil

GAi Xia-pu, LIU Hong-bin, ZHAI Li-mei, WANG Hong-yuan*

(Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Key Laboratory of Nonpoint Source Pollution Control, Ministry of Agriculture, Beijing 100081, China)

Abstract: Biochars have showed to decrease nutrient leaching losses from soils. In this study, a laboratory column study was conducted to examine the effects of biochar applications on leachate volume and leaching of ammonium nitrogen($\text{NH}_4^+\text{-N}$) and nitrate nitrogen($\text{NO}_3^-\text{-N}$) at different depths of soil. Corn-stalk biochar, obtained at 500 °C, was applied to a Haplic Luvisol soil at rates of 0(T1), 1%(T2), 2%(T3) and 4%(T4) of soil mass. The results showed that biochar influenced $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ mainly at the initial leaching stage. The retention of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ largely occurred at 0~10 cm soil depth, whereas most of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ retained at 10~40 cm. Biochar effectively increased water holding capacity of the soil. As a result, addition of biochar reduced the leachate volume by 10% in T2, 20% in T3 and 26% in T4 compared with the control(T1). Inorganic N leaching was reduced by 27%, 48%, and 61% in T2, T3, and T4 treatments, respectively. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was the major form of leached inorganic N, amounting to 62.4 mg(T2), 44.4 mg(T3), and 34.5 mg(T4), with a reduction of 28%, 49% and 58% in comparison with the control, respectively. Overall, these results demonstrate that applications of biochar could effectively reduce $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ leaching from Haplic Luvisol soil.

Keywords: biochar; $\text{NH}_4^+\text{-N}$; $\text{NO}_3^-\text{-N}$; nitrogen leaching; soil column

科学界对生物炭的研究源于南美亚马逊盆地黑土(Terra Preta)的发现^[1]。生物炭(Biochar)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(≤ 700 °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,本质上属于

黑炭(Black carbon)的一种^[2]。生物炭孔隙结构发达,具有很强的吸附特性和高度的稳定性^[3]。生物炭添加到土壤中能促进作物对氮(N)和磷(P)的吸收,增加农作物产量^[4-5]。

农田土壤中氮淋溶是氮素损失的重要途径之一,也是导致地下水硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)污染的重要原因^[6]。近年来,将生物炭用作土壤改良剂来减少养分淋失的研究日益增多^[7-9]。生物炭能够减少土壤中氮素淋失已得到广泛认可^[10-12],但对不同形态无机氮素的固持能力及其作用机制仍不确定。因此,本研究拟通过

收稿日期:2014-08-25

基金项目:公益性行业(农业)科研专项经费项目(201303095-10);国家自然科学基金(41301311, 41203072)

作者简介:盖霞普(1987—),女,山东德州人,硕士研究生,主要从事生物炭对土壤氮素的影响研究。E-mail:happygaixapu@126.com

* 通信作者:王洪媛 E-mail:wanghongyuan@caas.cn

室内土柱模拟淋溶实验,研究不同比例生物炭对不同土层土壤淋溶液体体积以及铵态氮(NH₄⁺-N)和NO₃⁻-N淋失量的变化规律,分析生物炭对氮素淋失的影响机制,以阐明生物炭对氮肥淋失的控制机理,为生物炭在农业生产上的应用及防止养分淋失提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 生物炭的制备及理化特性表征

生物炭由地上部分的玉米秸秆热解炭化制成,玉米秸秆经水洗、烘干、粉碎后,装入坩埚中,加盖密封,置于马弗炉(SXZ-12-10)中热解炭化,热解温度为500℃,热解时间约2h,然后将热解炭化好的玉米秸秆生物炭保存在自封袋中备用。生物炭的基本理化性质见表1。生物炭产率的计算公式为:

产率(%)=(M_{生物炭}/M_{玉米秸秆})×100

式中:M_{生物炭}、M_{玉米秸秆}分别为生物炭、玉米秸秆质量。

表 1 生物炭和土壤的理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of biochar and soil sample

土壤样品 Soil sample	生物炭 Biochar
土壤容重/g·cm ⁻³	1.58
砂粒(<0.05)/%	36.2
粗粉粒(0.01~0.05)/%	28.7
细粘粒(<0.01)/%	35.1
田间持水量/%	24.8
pH	8.1
有机质/g·kg ⁻¹	16.4
全氮/g·kg ⁻¹	1.1
铵态氮/mg·kg ⁻¹	0.8
硝态氮/mg·kg ⁻¹	33.7
全磷/g·kg ⁻¹	0.9
阳离子交换量/cmol·kg ⁻¹	17.4
电导率/μS·cm ⁻¹	141.4
产率/%	30
pH	10.0
C/%	23.2
H/%	0.9
N/%	0.7
O/%	15.1
铵态氮/mg·kg ⁻¹	2.4
硝态氮/mg·kg ⁻¹	0.4
灰分/%	34.0
阳离子交换量/cmol·kg ⁻¹	23.8
电导率/μS·cm ⁻¹	1319
比表面积/m ² ·g ⁻¹	14.7

1.2 土壤样品的采集及理化性质

实验用土采自国家褐潮土土壤肥力与肥料效益长期监测基地,为代表性褐潮土耕作层(0~20 cm)土壤。将采集的土壤样品自然风干,剔除其中肉眼可见的细根和石块后过2 mm筛保存备用。耕层土壤理化性质见表1。

1.3 生物炭和土壤样品的测定项目及方法

生物炭比表面积的测定采用超低温液氮静态吸附-BET(Brunauer-Emmett-Teller equation)法(ASAP

2020 HD88,USA);生物炭形貌特征采用扫描电镜分析仪进行观测分析(SU8000,Hitachi,Tokyo,Japan)。生物炭元素组成采用元素分析仪(vario PYRO cube)测定;生物炭NH₄⁺-N、NO₃⁻-N采用蒸馏水浸提,流动分析仪(AA3)测定;生物炭灰分含量采用直接灰化法^[13];生物炭pH值采用pH计(Mettler Toledo Delta 320)测定(水/炭为10:1);生物炭电导率(EC)采用电导率仪(DDS-307A)测定(水/炭为10:1);生物炭阳离子交换量(CEC)采用1 mol·L⁻¹乙酸铵交换法。

土壤容重采用100 cm³环刀法测定;土壤机械组成采用激光粒度仪测定分析;土壤田间持水量的测定采用威尔科克斯法^[14]。土壤pH、有机质、全氮、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、全磷均采用常规分析方法^[15]。土壤pH采用pH计(型号同上)测定(水/土为5:1);土壤EC采用电导率仪(型号同上)测定(水/土为5:1);土壤有机质测定采用重铬酸钾-外加热容量法;土壤全氮采用浓H₂SO₄消煮-半微量开氏法,采用全自动开氏定氮仪(KDY-9830,Beijing)测定;土壤NH₄⁺-N、NO₃⁻-N采用0.01 mol·L⁻¹CaCl₂浸提,流动分析仪(型号同上)测定;土壤全磷采用NaOH熔融-钼锑抗比色法,紫外分光光度计(PerkinElmer UV 25)测定;土壤CEC采用1 mol·L⁻¹乙酸铵交换法。

1.4 土柱模拟淋溶实验

土柱实验装置如图1所示。实验装置为高52 cm、内径10 cm的PVC管,从顶部不同高度处有4个取样口,自上往下分别是第1、2、3、4个取样口,4个取样口间距为10 cm,最底层6 cm用于装石英砂,分别代表剖面中10 cm、20 cm、30 cm、40 cm 4个土层。每一土层的土柱侧面设置1个取样口,可以提取剖面

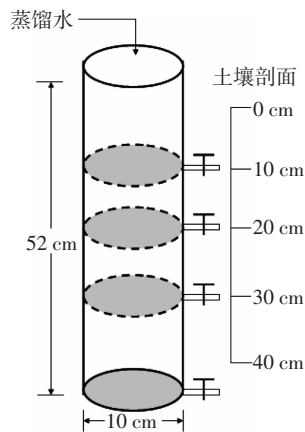


图 1 土柱模拟淋溶实验装置图

Figure 1 Schematic diagram of multi-layer soil column device used in experiment

中自然流出的渗滤液,采用量筒量取一定量蒸馏水,然后沿着土柱内壁缓慢加入,模拟淋溶。

在每个土柱的底部放置 6 cm 厚石英砂以过滤土壤渗滤液,根据田间耕层土壤容重,在土柱不同部分加入过 2 mm 筛的风干土样(约 4 kg),顶部垫一层滤纸以防止水分淋溶对表层土壤的扰动。安装土柱时,在土柱内壁涂抹凡士林并将土柱内壁边缘的土壤压实,以确保无边缘效应,在取样口内壁放一层尼龙网,以过滤渗滤液^[8]。0~10 cm 土层做如下处理:CK(空白)不混入尿素与生物炭;T1 单独混入尿素(450 kg·hm⁻²);T2 为尿素(同上)与 1% 比例的生物炭(炭/干土)混合;T3 为尿素(同上)与 2% 比例的生物炭(炭/干土)混合;T4 为尿素(同上)与 4% 比例的生物炭(炭/干土)混合,各处理重复 3 次。处理层内土壤、生物炭、尿素混合均匀。淋溶实验在(25±2)℃、相对湿度 65% 的人工温室中进行。氮素淋溶实验前 3 d,从顶部分次共计加入约 1350 mL 蒸馏水以饱和土柱。淋溶实验取样前,从每个土柱顶部加入 100 mL 蒸馏水模拟淋溶。实验前 2 周,每 3 d 从土柱不同高度的取样口自上而下收集自然流出的渗滤液;在随后的 3~6 周,每 7 d 取样一次。所有取样口在未取样时是封闭的。

在分析样品前,采用量筒量取渗滤液体积,然后过滤,渗滤液放置在 4℃ 冰箱中保存。采用连续流动分析仪测定土柱渗滤液的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度。NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 淋失量的计算公式:

$$q = C \times V$$

式中: q 为 NH₄⁺-N 或 NO₃⁻-N 淋失量,mg; C 为淋溶液 NH₄⁺-N 或 NO₃⁻-N 浓度,mg·L⁻¹; V 为淋溶液体积,L。

1.5 数据分析

利用 OriginLab 8.1 软件作图,所有数据采用 SAS 软件进行(Version 9.1)单因素方差分析(one-way ANOVA),多重比较采用 Duncan 法($P=0.05$),平均值在 $P<0.05$ 水平下的任何差异均具有统计学意义。

2 结果与讨论

2.1 生物炭的理化特征

由表 1 可以看出,玉米秸秆生物炭主要由 C(23.2%)、O(15.1%)、N、H 组成,并且含有较高的灰分(34%)。灰分中主要包括钾、钙、钠、镁、硅等,能够为植物生长提高必要的营养元素。本研究制备的玉米秸秆生物炭呈碱性,pH10.0。在 2500 倍下观察到的电镜扫描图表明,生物炭具有发达的孔隙结构(图 2),这些发达的孔隙结构可改善土壤的保水保肥性

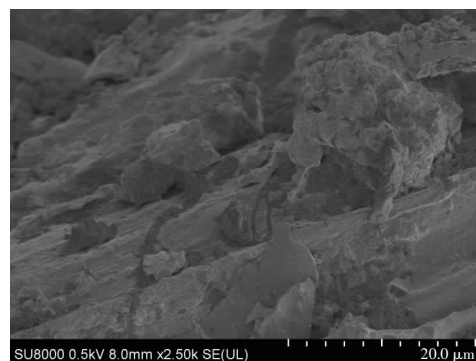


图 2 玉米秸秆生物炭电镜扫描图

Figure 2 Scanning electron microscopy (SEM) image of corn-stalk biochar

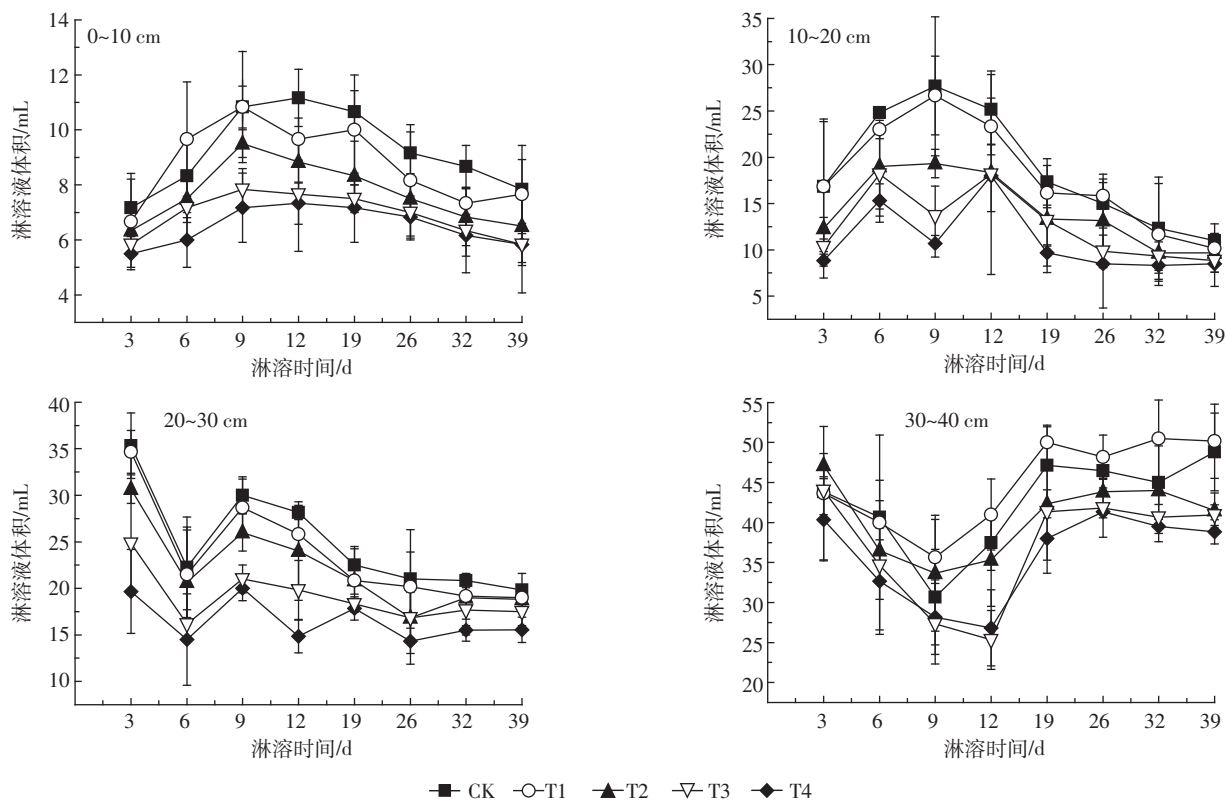
能^[9]。生物炭具有较大的 CEC,达 23.8 cmol·kg⁻¹。

2.2 生物炭对土壤持水能力的影响

生物炭对各土层淋溶液体积的影响如图 3 所示。随着淋溶时间的延长,在 0~10 cm 土层,淋溶液体积均表现为先增加后减少,并在淋溶 12 d 达到最大值,CK、T1、T2、T3、T4 处理的淋溶液体积分别为 11.2、9.7、8.9、7.7、7.3 mL。在 10~20 cm 土层,淋溶液体积变化趋势和 0~10 cm 相似,但 CK、T1、T2 处理在淋溶 9 d 达到峰值,淋溶液体积分别为 27.7、26.7、19.3 mL, T3、T4 处理在淋溶 12 d 达到峰值,淋溶液体积分别为 18.2、18.0 mL。在 20~30、30~40 cm 土层,各处理淋溶液体积变化为先减少后增加然后趋于恒定值,并且在淋溶 39 d,两个土层中的各处理淋溶液体积均差异不明显,分别为 15.3~19.8、38.8~50.2 mL。此外,在每一淋溶时间内,四个土层中淋溶液体积的变化也呈现一定的规律性,表现为:30~40 cm>20~30 cm>10~20 cm>0~10 cm。以淋溶 39 d 为例,各处理土柱最底层(30~40 cm)淋溶液体积大约是最顶层(0~10 cm)的 6~7 倍。

生物炭对各土层累积淋溶液体积的影响如图 4 所示。该淋溶实验每个处理进行 8 次淋溶,累计添加溶液量为 800 mL,T1 处理 8 次累计淋失量为 762 mL,占添加溶液的 95%。T2、T3、T4 处理的累积淋溶液体积分别比 T1 处理减少了 10%、20%、26%。由此可见,添加生物炭能降低土壤水分的淋失,且生物炭添加量越高,土壤持水能力越强,淋溶液体积越少。

淋溶结束后测定了不同处理不同土层含水量,结果表明,CK、T1、T2、T3、T4 各处理土柱中累积含水量分别为 95.7%、95.2%、98.4%、101.5%、105.0%,表明添加生物炭可增加土壤含水量,且添加量越大,土壤含水量越高,表现为土壤持水能力越强。这与淋溶液



CK: 不混入尿素与生物炭; T1: 单独混入尿素 ($450 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); T2: 尿素 (同上) 与 1% 比例的生物炭 (炭/干土) 混合; T3: 尿素 (同上) 与 2% 比例的生物炭 (炭/干土) 混合; T4: 尿素 (同上) 与 4% 比例的生物炭 (炭/干土) 混合, 下同
CK: no-fertilizer and no-biochar; T1: urea only ($450 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); T2: urea (the same above) + 1% biochar (biochar/soil); T3: urea (the same above) + 2% biochar (biochar/soil); T4: urea (the same above) + 4% biochar (biochar/soil). The same below

图 3 生物炭对各土层淋溶液体积的影响

Figure 3 Temporal changes of leachate volume of soil columns at different depths

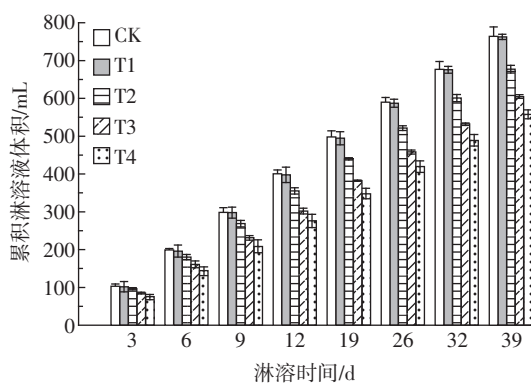


图 4 生物炭对各土层累积淋溶液体积的影响

Figure 4 Cumulative leachate volumes of soil columns

体积随生物炭添加量的增加而减少的结论一致。

生物炭增强土壤持水能力与其结构有关,生物炭孔隙多,且孔隙巨大,能够吸附更多的水分^[17-18]。另外,生物炭多微孔,密度较小,一般在 $0.1 \sim 0.5 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ^[19-20],远远小于土壤的密度(表 1),故将生物炭施入土壤可以降低土壤密度^[21],使土壤具有更大的孔隙度,保持

更多的水分^[22],进而影响土壤的含水量。也有研究^[23]认为,土壤表面积、密度、孔隙分布以及土壤团聚体等都会受到生物炭的影响,并且这些因素可能改变土壤溶液的渗滤模式、滞留时间和流动路径。

2.3 生物炭对不同土层土壤淋溶液中 NH_4^+-N 浓度及淋失量的影响

生物炭对各土层淋溶液 NH_4^+-N 浓度的影响如图 5 所示。随着淋溶时间的延长,在 0~10、10~20、20~30 cm 和 30~40 cm 土层中,淋溶液中 NH_4^+-N 浓度均呈现先升高后下降的趋势,在淋溶 12 d, NH_4^+-N 浓度均达到最高。对 0~10 cm 土层而言,CK、T1、T2、T3、T4 处理土柱淋溶液中 NH_4^+-N 浓度分别为 0.3 、 1.0 、 0.5 、 0.4 、 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 且 NH_4^+-N 浓度随着土层的加深而增大,在 10~20、20~30、30~40 cm 土层,CK、T1、T2、T3、T4 处理土柱淋溶液中 NH_4^+-N 浓度分别比 0~10 cm 土层增加了 116%~870%、27%~200%、49%~462%、87%~677%、104%~615%。在淋溶 12 d 以后,淋溶液中 NH_4^+-N 浓度迅速下降,最后 (26~39 d) 趋于稳定,

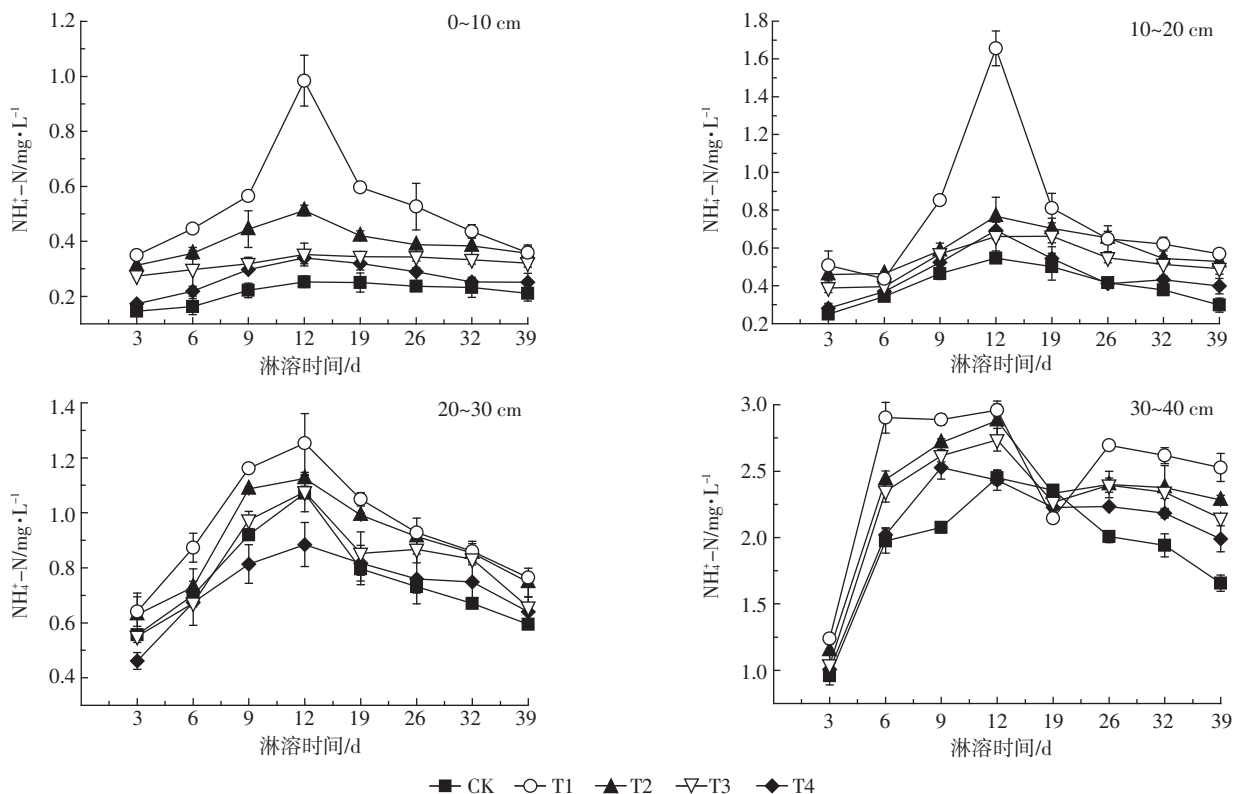


图5 生物炭对各土层淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的影响

Figure 5 Temporal changes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in leachate of soil columns at different depths

CK、T1、T2、T3、T4 处理各土柱淋溶液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度基本趋于一致,在4个土层的浓度变化范围分别为 $0.2\sim 2.0$ 、 $0.4\sim 2.6$ 、 $0.4\sim 2.4$ 、 $0.3\sim 2.2$ 、 $0.3\sim 2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由此可见,在淋溶初期,添加生物炭可显著降低不同土层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 ($P<0.05$),且对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的固持作用主要发生在 $0\sim 10\text{ cm}$ 土层;但在淋溶后期,添加生物炭对不同土层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度影响不明显。

生物炭对各土层淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积淋失量的影响如图6所示。随着淋溶时间的延长, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积淋失量逐渐增加。到淋溶39 d,各处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累计淋失量为: T1 (1.2 mg) > T2 (1.0 mg) > CK (0.9 mg) > T3 (0.8 mg) > T4 (0.7 mg), T2、T3、T4 处理的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积淋失量分别比 T1 处理减少了18%、31%、39%。可见,添加生物炭可以显著减少 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的累积淋失量 ($P<0.05$),而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积淋失量降低速率随着生物炭添加比例的升高而降低。此外,虽然同一淋溶时间内,各土层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积淋失量所占比例差异不明显,但其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积淋失量的贡献率呈现一定的规律性,表现为: $30\sim 40\text{ cm} > 20\sim 30\text{ cm} > 10\sim 20\text{ cm} > 0\sim 10\text{ cm}$ 。以淋溶39 d为例,各处理 $0\sim 10\text{ cm}$ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋失量占累计淋失量的1.9%~3.1%, $10\sim 20\text{ cm}$ 为5.7%~9.5%,

$20\sim 30\text{ cm}$ 为13.0%~17.3%, $30\sim 40\text{ cm}$ 为72.8%~79.3%,表现为底层 ($30\sim 40\text{ cm}$) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋失量对累积淋失量的贡献率最大。主要归因于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随着土层的加深而增大,一方面可能是表层土壤通透性较好, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 较易被硝化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,而底层土壤水分含量较高,土壤环境几乎成还原状况,硝化细菌受到抑制, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 难以被氧化或硝化得以保留下来^[24]。另一方面可能是表层土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度极高,在生物炭对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附接近饱和的情况下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会发生

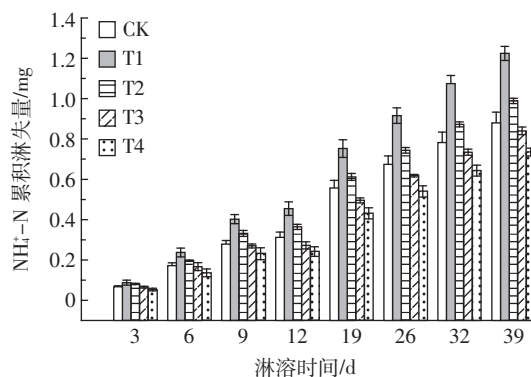


图6 生物炭对各土层淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积淋失量的影响

Figure 6 Cumulative $\text{NH}_4^+\text{-N}$ leaching of soil columns

小部分迁移淋溶,从而造成 NH_4^+-N 浓度随着土层的加深而增大^[25]。Lehmann 等^[14]研究表明,加入生物炭,在作物生长期能显著降低土壤中 NH_4^+-N 的淋溶,提高作物的生物量以及对氮肥的吸收率;刘玮晶等^[26]发现生物炭以 1%、3% 和 5% 添加后, NH_4^+-N 淋失量分别减少 22%、39% 和 47%。这与本研究结果是一致的。

淋溶初期,淋溶液中 NH_4^+-N 浓度随着淋溶时间的延长而逐渐升高;淋溶后期,淋溶液中 NH_4^+-N 浓度逐渐降低。主要是由于淋溶初期尿素分解产生 NH_4^+-N ,同时,生物炭能够为微生物的生长提供较好的栖息环境,提高微生物呼吸强度,激发土壤有机氮的矿化作用^[11,27]。淋溶后期土壤中硝化反应速率增强,尿素分解产生的 NH_4^+-N 被快速氧化为 NO_3^--N ,从而导致淋溶液中 NH_4^+-N 浓度随生物炭比例的增加而降低^[11,28]。另外,生物炭能够通过提高土壤微生物活性来增强微生物对无机氮的固持能力,进而降低淋溶液中 NH_4^+-N 浓度^[14,29]。也有研究认为,生物炭具有较大的 CEC,可以增大土壤的 CEC,以一种类似于阳离子交换色谱柱的方式增加碱金属阳离子,同样可表现为减少 NH_4^+-N 的淋失^[9,26]。一般来说,较高的 pH 值以及较

高浓度的 NH_4^+-N 容易导致农田土壤氨挥发^[30],有研究表明,添加生物炭会引起土壤 pH 值的升高^[31],从而引起土壤中氨挥发现象^[32]。淋溶实验过程中,0~10 cm 土层各处理土壤和淋溶液 pH 值为 7.8~8.5,具有一定的氨挥发风险。

总的来说,生物炭可以通过吸附 NH_4^+-N 、提高土壤硝化作用等方式,增加其在土壤中的滞留,进而减少土壤中 NH_4^+-N 损失。另外,由于本研究没有考虑氨挥发,淋溶过程是否发生氨挥发还需要进一步研究。

2.4 生物炭对不同土层土壤淋溶液中 NO_3^--N 浓度及淋失量的影响

生物炭对各土层淋溶液中 NO_3^--N 浓度的影响如图 7 所示。在模拟淋溶 12 d 时,4 个土层中,各处理土柱淋溶液中 NO_3^--N 浓度均达到峰值,且 NO_3^--N 浓度随生物炭含量的增加而降低。对 0~10 cm 土层而言,CK、T1、T2、T3、T4 处理土柱淋溶液中 NO_3^--N 浓度分别为 0.4、43.5、17.6、5.5、3.9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; NO_3^--N 浓度随着土层的加深而增大,在 10~20、20~30、30~40 cm 土层,CK、T1、T2、T3、T4 处理土柱淋溶液中 NO_3^--N 浓度分别是 0~10 cm 土层的 1.0~460.9、1.2~8.9、1.7~18.6、4.7~50.0、3.9~46.4 倍。在模拟淋溶 12 d 后,0~10、

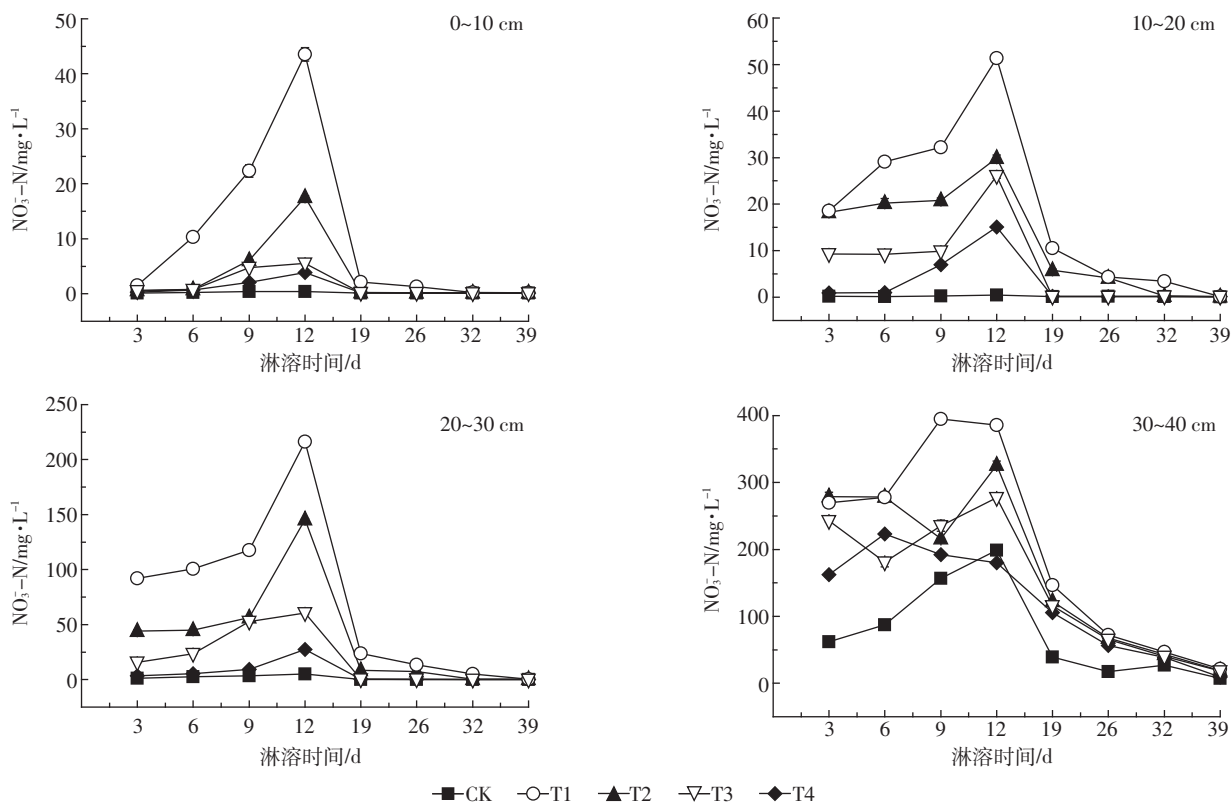


图 7 生物炭对各土层淋溶液 NO_3^--N 浓度的影响

Figure 7 Temporal changes of NO_3^--N in leachate of soil columns at different depths

10~20、20~30 cm 和 30~40 cm 土层中 NO_3^- -N 浓度瞬间降低,处理间差异不明显;在淋溶的 39 d,0~10、10~20、20~30 cm 土层各处理 NO_3^- -N 浓度基本一致,趋近于 0,但 30~40 cm 土层的各处理 NO_3^- -N 浓度在 $7.5\sim 18.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,处理间差异不明显。由此可见,添加生物炭对不同土层 NO_3^- -N 的固持作用主要发生在淋溶初期,且主要发生在 10~40 cm 土层。

生物炭对各土层淋溶液 NO_3^- -N 累积淋失量的影响如图 8 所示。淋溶初期,随着淋溶时间的延长(3~19 d),土柱 NO_3^- -N 累积淋失量逐渐增加,19 d 后,各处理 NO_3^- -N 累积淋失量趋于稳定。淋溶 59 d,CK、T1、T2、T3、T4 处理的土柱淋溶液中 NO_3^- -N 累积淋失量分别为 23.2、86.3、62.4、44.4、33.5 mg。可见,添加生物炭可以显著($P<0.05$)减少淋溶液中 NO_3^- -N 损失,且 NO_3^- -N 淋失量随着生物炭比例的增加而减少。例如,T2、T3、T4 处理的 NO_3^- -N 累积淋失量分别比 T1 减少了 28%、49%、58%。此外,四个土层中对 NO_3^- -N 累积淋失量的贡献率与 NH_4^+ -N 相似,表现为底层(30~40 cm) NO_3^- -N 淋失量对累积淋失量的贡献率最大。以淋溶 39 d 为例,各处理 0~10 cm NO_3^- -N 淋失量占累计淋失量的 0.1%~0.9%,10~20 cm 占 1.1%~3.8%,20~30 cm 占 1.6%~17.6%,30~40 cm 占 77.6%~98.2%。添加生物炭处理初期, NO_3^- -N 累积淋失量有增加的趋势,主要是由于添加生物炭可延长 NO_3^- -N 在土壤表层(0~40 cm)的滞留时间,进而延缓 NO_3^- -N 的淋失。这与高德才等^[33]的研究结论是一致的,认为随着生物炭添加量的增加, NO_3^- 达到峰值的时间逐渐推迟,达到了一种缓释的作用。有研究表明,生物炭对 NO_3^- -N 不具有吸附作用^[34],且在淋溶后期,添加生物炭对淋溶液中 NO_3^- -N 浓度影响不明显,而表现为添加生物炭可显著降低淋溶液体积,生物炭对土壤淋溶

液中 NO_3^- -N 淋失量的影响可能是由于生物炭的添加增强了土壤的持水能力,进而提高了 NO_3^- -N 的固持作用。因此,添加生物炭可以通过增加 NO_3^- -N 在土壤表层的固持时间,提高土壤氮素利用率。

T1、T2、T3、T4 处理的土柱中总无机氮淋失量分别为 87.5、63.4、45.2、34.2 mg N,其中以 NO_3^- -N 形态累积淋失的纯氮量分别为 86.3、62.4、44.4、33.5 mg N,占淋失总量的 96.3%~98.6%。因此,生物炭对无机氮素的固持作用主要是对 NO_3^- -N 的贡献。另外,生物炭对降低氮肥淋溶损失的贡献作用随着生物炭用量增加而减少,表现为与 T1 处理相比,T2、T3、T4 处理可分别减少无机氮素淋失量 27%、48%和 61%。近年来也有越来越多的学者发现生物炭能够减少土壤中的氮素损失。Laird 等^[9]对施入猪粪的美国中西部土壤研究发现,施入 2%的橡木生物炭减少了 11%的氮素损失;Ding 等^[8]研究发现,0.5%竹炭减少了砂土中 15.2%的 NH_4Cl 损失;Yao 等^[35]研究也发现,利用砂土土柱模拟了 2 种生物炭(花生壳、巴西加州州桂,600 °C 热解)对硝酸盐(NO_3^- $34.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)淋溶的影响,结果表明 2 种生物炭(2%添加量)对硝酸盐的淋溶削减量可达 34%。这些研究均表明,生物炭可以通过降低氮的净矿化、减少 NO_3^- 淋失、抑制 N_2O 排放等不同途径影响农业生态系统中的氮循环^[32,36-37]。生物炭减少氮素淋溶的原因可能是由于高含量生物炭添加到土壤中,能够改善土壤的物理性质,增大土壤颗粒的孔隙度,这有利于土壤中氮的固定,减少了氮素流失^[11,38]。何绪生等^[39]认为,生物炭减少土壤中养分损失的作用机制,是通过提高土壤有机碳含量来改善土壤保水、保肥性能。也有研究^[40]表明,高温产生的木炭具有较大孔结构和表面吸附特性,可吸附大量的多酚化合物,而这种吸附可导致可溶性碳的积累,从而为微生物提供食物来源,提高微生物活性,促进矿化。微生物将多酚化合物作为碳源,这增加了对氮的需求,从而促进了氮的固定^[41]。更多的研究认为,生物炭具有一定的吸附特性,可以通过在微、中观土壤毛孔中滞留水分而实现养分的保留,从而使土壤中的氮素得以保持^[4,42-43]。本研究淋溶实验的周期较短,因而实验结果有一定的局限性,有必要进一步开展长期淋溶实验以优化实验结果。另外,土壤中施用生物炭能否促进作物对 N 的利用,也需进一步开展田间试验进行验证。

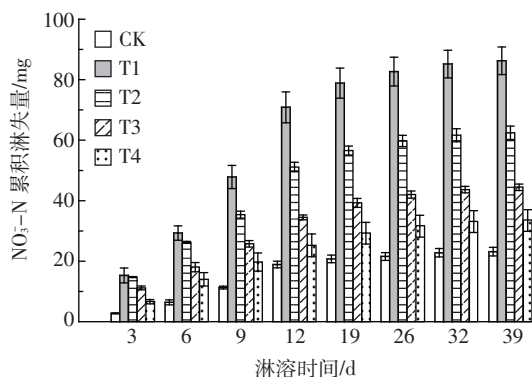


图 8 生物炭对各土层淋溶液 NO_3^- -N 累积淋失量的影响

Figure 8 Cumulative NO_3^- -N leaching of soil columns

3 结论

(1)500 °C 热解温度下制备的玉米秸秆生物炭呈

碱性,具有灰分含量高、阳离子交换能力大、能够显著提高土壤持水能力等特征。

(2)玉米秸秆生物炭能够有效减少土柱中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的淋失,淋溶初期生物炭对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的固持作用比较明显,且对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的固持主要发生在0~10 cm土层,而对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的固持主要发生在10~40 cm。

(3)本结论仅是由玉米秸秆生物炭在室内模拟淋溶实验条件下得到的,至于这种作用是否与生物炭种类及热解温度有关,尚需进行更多的实验研究才可判定。

参考文献:

- [1] Sombroek W. Amazon soils: A reconnaissance of the soils of the Brazilian Amazon region[R]. Wageningen: Center for Agricultural Publications and Documentation, 1966.
- [2] Lehmann J, Joseph S. Biochar for environmental management: An introduction[M]//Lehmann J, Joseph S. Biochar for environmental management: Science and technology. London: Earthscan Publication Ltd, 2009: 1-9.
- [3] Rebecca R. Rethinking biochar[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(17): 5932-5933.
- [4] 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.
- [5] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70: 1719-1730.
- [6] 串丽敏, 赵同科, 安志装, 等. 土壤硝态氮淋溶及氮素利用研究进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(11): 200-205.
CHUAN Li-min, ZHAO Tong-ke, AN Zhi-zhuang, et al. Research advancement in nitrate leaching and nitrogen use in soils[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(11): 200-205.
- [7] Galvez A, Sinicco T, Cayuela M L, et al. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2012, 160: 3-14.
- [8] Ding Y, Liu Y X, Wu W X, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2010, 213(1): 47-55.
- [9] Laird D, Fleming P, Wang B, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 158(3-4): 436-442.
- [10] 刘玉学. 生物质炭输入对土壤氮素流失及温室气体排放特性的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2011.
LIU Yu-xue. Effect of biochar on the characteristic of nitrogen loss and greenhouse gas emission from soil[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011.
- [11] 邢英, 李心清, 王兵, 等. 生物炭对黄壤中氮淋溶影响: 室内土柱模拟[J]. 生态学报, 2011, 30(11): 2483-2488.
XING Ying, LI Xin-qing, WANG Bing, et al. Effects of biochar on soil nitrogen leaching: A laboratory simulation test with yellow soil column[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(11): 2483-2488.
- [12] Dempster D N, Jones D L, Murphy D V. Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil[J]. *Soil Research*, 2012, 50(3): 216-221.
- [13] Yuan J H, Xu R K, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(3): 3488-3497.
- [14] 江培福, 雷廷武, 刘晓辉, 等. 用毛细吸渗原理快速测量土壤田间持水量的研究[J]. 农业工程学报, 2006, 22(7): 1-5.
JIANG Pei-fu, LEI Ting-wu, LIU Xiao-hui, et al. Principles and experimental verification of capillary suction method for fast measurement of field capacity[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2006, 22(7): 1-5.
- [15] 鲁如坤. 土壤和农业化学分析法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
LU Ru-kun. The analytic method of soil and agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [16] 花莉, 张成, 马宏瑞, 等. 秸秆生物质炭土地利用的环境效益研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(10): 2489-2492.
HUA Li, ZHANG Cheng, MA Hong-rui et al. Environmental benefits of biochar made by agricultural straw when applied to soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(10): 2489-2492.
- [17] Asai H, Samson B K, Stephan H M, et al. Biochar amendment techniques for upland rice production in northern Laos: Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield[J]. *Field Crops Research*, 2009, 111(1-2): 81-84.
- [18] Karhu K, Mattila T, Bergstrom I, et al. Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity—results from a short-term pilot field study[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2011, 140(1-2): 309-313.
- [19] Karaosmanoglu F, Isigigur-Ergudenler A, Sever A. Biochar from the straw-stalk of rapeseed plant[J]. *Energy and Fuels*, 2000, 14(2): 336-339.
- [20] Ozcimen D, Karaosmanoglu F. Production and characterization of bio-oil and biochar from rapeseed cake[J]. *Renewable Energy*, 2004, 29(5): 779-787.
- [21] Major J, Rondon M, Molina D, et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol[J]. *Plant and Soil*, 2010, 333(1-2): 117-128.
- [22] Downie A, Crosky A, Munroe P. Physical properties of biochar[M]. London: Earthscan, 2009.
- [23] Zheng H, Wang Z Y, Deng X, et al. Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2013, 206: 32-39.
- [24] 赵斌, 王红, 周大迈, 等. 片麻岩新成土中氮素淋溶迁移的模拟研究[J]. 水土保持学报, 2013, 27(1): 17-21, 71.
ZHAO Bin, WANG Hong, ZHOU Da-mai, et al. Simulation studies on

- nitrogen transport and leaching in the gneiss entisol[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27(1):17–21, 71.
- [25] 俞巧钢, 陈英旭, 张秋玲, 等. DMPP 对氮素垂直迁移转化及淋溶损失的影响[J]. *环境科学*, 2007, 28(4):813–818.
YU Qiao-gang, CHEN Ying-xu, ZHANG Qiu-ling, et al. Effect of DMPP on inorganic nitrogen transformation and leaching in vertical flow of simulated soil column[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(4):813–818.
- [26] 刘玮晶, 刘 焱, 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[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(5):962–968.
LIU Wei-jing, LIU Ye, GAO Xiao-li, et al. Effects of biomass charcoals on retention of ammonium nitrogen in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(5):962–968.
- [27] Steiner C, de Arruda M R, Teixeira W G, et al. Soil respiration curves as soil fertility indicators in perennial central Amazonian plantations treated with charcoal, and mineral or organic fertilizers[J]. *Tropical Science*, 2008, 47(4):218–230.
- [28] Luo Y M, Qiao X L, Song J, et al. Use of a multi-layer column device for study on leachability of nitrate in sludge-amended soils[J]. *Chemosphere*, 2003, 52(9):1483–1488.
- [29] 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.
- [30] Robertson G, Groffman P. Nitrogen transformations[M]//Paul E A, Clark F E. *Soil Microbiology and Biochemistry*. New York:Springer, 2007:341–364.
- [31] Zheng H, Wang Z Y, Deng X, et al. Characteristics and nutrient values of biochars produced from giant reed at different temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 130:463–471.
- [32] DeLuca T H, MacKenzie M D, Gundale M J. Bio-char effects on soil nutrient transformation[M]//Lehmann J, Joseph S. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. London: Earthscan Publications Ltd., 2009:251–327.
- [33] 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.
- [34] Hollister C C, Bisogni J J, Lehmann J. Ammonium, nitrate, and phosphate sorption to and solute leaching from biochars prepared from corn stover(*Zea mays* L.) and oak wood(*Quercus* spp.)[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 42(1):137–144.
- [35] Yao Y, Gao B, Zhang M, et al. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil[J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11):1467–1471.
- [36] 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.
- [37] 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.
- [38] 张千丰, 元 野, 刘居东, 等. 室内模拟: 生物炭对白浆土和黑土中氮素淋溶的影响[J]. *土壤与作物*, 2013, 6(2):88–96.
ZHANG Qian-feng, YUAN Ye, LIU Ju-dong, et al. Effects of a biochar on nitrogen leaching in an Albic soil and Black soil: A simulating lab experiment[J]. *Soil and Crop*, 2013, 6(2):88–96.
- [39] 何绪生, 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.
- [40] Zackrisson O, Nilsson M C, Wardle D A. Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest[J]. *Oikos*, 1996, 77(1):10–19.
- [41] Berglund L M, DeLuca T H, Zackrisson O. Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(12):2067–2073.
- [42] Mohan S V, Karthikeyan J. Removal of lignin and tannin color from aqueous solution by adsorption onto activated charcoal[J]. *Environmental Pollution*, 1997, 97(1–2):183–187.
- [43] Sudhakar Y, Dikshit A K. Kinetics of endosulfan sorption onto wood charcoal[J]. *Journal of Environment Science and Health, Part B*, 1999, 34(4):587–615.