

崔 虎, 王莉霞, 欧 洋, 等. 生物炭-化肥配施对稻田土壤氮磷迁移转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(2): 412-421.

CUI Hu, WANG Li-xia, OU Yang, et al. Effect of the combined application of biochar and chemical fertilizer on the migration and transformation of nitrogen and phosphorus in paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(2): 412-421.

生物炭-化肥配施对稻田土壤氮磷迁移转化的影响

崔 虎^{1,2}, 王莉霞^{1*}, 欧 洋¹, 阎百兴¹, 韩 露³, 李迎新^{1,2}, 姜 珊⁴

(1. 中国科学院湿地生态与环境重点实验室, 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130102; 2. 中国科学院大学, 北京 101408; 3. 吉林大学地球科学学院, 长春 130061; 4. 齐齐哈尔大学理学院, 黑龙江 齐齐哈尔 161006)

摘要:在控制外源氮输入量相同的前提下,通过设置不同梯度生物炭配施量[N₁+B₀(磷酸氢二铵 750 kg·hm⁻²); N₂+B₅(磷酸氢二铵 583 kg·hm⁻²+生物炭 5000 kg·hm⁻²); N₃+B₁₀(磷酸氢二铵 416 kg·hm⁻²+生物炭 10 000 kg·hm⁻²); N₀+B₂₀(生物炭 20 000 kg·hm⁻²)],探讨无机肥减量配施生物炭对土壤氮、磷动态变化的影响。结果表明:4种处理土壤NH₄⁺-N和TP浓度均呈单峰变化趋势,分别于施肥后第9 d(NH₄⁺-N)、25 d(TP: N₀+B₂₀、N₁+B₀)和55 d(TP: N₂+B₅、N₃+B₁₀)达到峰值;N₂+B₅和N₃+B₁₀处理土壤NO₃⁻-N浓度呈双峰变化趋势,于施肥后第10 d和55 d达到峰值,而N₀+B₂₀和N₁+B₀处理土壤NO₃⁻-N浓度施肥初期(1~10 d)基本保持稳定状态,之后缓慢下降至稳定水平;N₁+B₀处理土壤TN浓度在施肥后1~55 d内缓慢下降,此后呈单峰变化趋势,于施肥后第85 d达到峰值;N₂+B₅、N₃+B₁₀和N₀+B₂₀处理土壤TN浓度呈双峰变化趋势,分别于施肥后的第9 d和85 d达到峰值。与单施无机肥N₁+B₀处理比较,配施生物炭N₂+B₅、N₃+B₁₀和N₀+B₂₀处理土壤TN和TP浓度分别提高了11.1%、33.3%、11.1%和40.0%、40.0%、40.0%,土壤脲酶和磷酸酶活性分别提高了25.0%、30.0%、10.0%和9.76%、18.3%、15.9%,表明生物炭较化肥具有更持久肥效。施肥初期,配施生物炭可提高土壤氮磷比;水稻成熟期,配施生物炭处理田面水氮磷比显著高于单施无机肥处理,能够持续地给水稻提供营养。N₃+B₁₀处理下水田面源污染物NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、TN和TP的输出负荷分别降低了29.6%、48.1%、49.7%和50.0%,是较适合东北黑土区水田的施肥方式。

关键词:生物炭;氮;磷;脲酶;磷酸酶;输出负荷

中图分类号:S153.6 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2019)02-0412-10 doi:10.11654/jaes.2018-0515

Effect of the combined application of biochar and chemical fertilizer on the migration and transformation of nitrogen and phosphorus in paddy soil

CUI Hu^{1,2}, WANG Li-xia^{1*}, OU Yang¹, YAN Bai-xing¹, HAN Lu³, LI Ying-xin^{1,2}, JIANG Shan⁴

(1. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China; 3. College of Earth Sciences, Jilin University, Changchun 130061, China; 4. College of Science, Qiqihar University, Qiqihar 161006, China)

Abstract: The aim of this study is to investigate the effect of the application of a combination of biochar and diammonium phosphate [(NH₄)₂HPO₄] on the migration and transformation of nitrogen and phosphorus in paddy soil when the same amount of nitrogen was added. The treatments conducted for this study were N₁+B₀ [(NH₄)₂HPO₄ 750 kg·hm⁻²], N₂+B₅ [(NH₄)₂HPO₄ 583 kg·hm⁻² + biochar 5000 kg·hm⁻²], N₃+B₁₀ [(NH₄)₂HPO₄ 416 kg·hm⁻² + biochar 10 000 kg·hm⁻²], and N₀+B₂₀ (biochar 20 000 kg·hm⁻²). The results showed that the concentration of NH₄⁺-N in soil for all four treatments peaked on day 9, and the total phosphorus (TP) concentration peaked on day 25 for the N₀+B₂₀ and N₁+B₀ treatments and on day 55 for the N₂+B₅ and N₃+B₁₀ treatments after fertilization. The concentration of NO₃⁻-N in soil with the N₂+B₅ and N₃+B₁₀ treatments presented a bimodal variation, peaking on days 10 and 55, whereas that with the N₀+B₂₀ and N₁+B₀ treat-

收稿日期:2018-04-19 录用日期:2018-07-03

作者简介:崔 虎(1991—),男,河南永城人,硕士研究生,主要从事面源污染与防治研究。E-mail:cuihu@iga.ac.cn

*通信作者:王莉霞 E-mail:lxwang@iga.ac.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(41771505,41571480);吉林省科技发展计划项目(20150204046SF)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41771505,41571480); The Science and Technology Project of Jilin Province Development Plan(20150204046SF)

ments remained steady during the early stages, days 1~10, and then gradually decreased to a stable level. The concentration of total nitrogen (TN) with the N_1+B_0 treatment slowly decreased during days 1~55 after fertilization, and then showed a unimodal trend with a peak value on day 85, whereas that with the N_2+B_5 , N_3+B_{10} , and N_0+B_{20} treatments showed a double-peak trend, peaking on days 9 and 85. Compared with the N_1+B_0 treatment, the concentration of TN and TP, urease and phosphatase activity in soil treated with biochar application treatments of N_2+B_5 , N_3+B_{10} , and N_0+B_{20} increased by 11.1%, 33.3%, 11.1% and 40.0%, 40.0%, 40.0%; 25.0%, 30.0%, 10.0% and 9.76%, 18.3%, 15.9%, respectively, indicating that biochar had a more sustained fertilizer effect than chemical fertilizer alone. At the beginning of fertilization, application of biochar could increase the ratio of nitrogen to phosphorus (N/P) in soil and reduce the outputs of N and P from paddy fields. At the rice maturation stage, biochar application increased the ratio of N/P in the field surface water. The output loads of NO_3^- -N, NH_4^+ -N, TN, and TP in surface water with the N_3+B_{10} treatment decreased by 29.6%, 48.1%, 49.7%, and 50.0%, respectively, in comparison with the N_1+B_0 treatment, indicating that it is a suitable fertilization strategy for paddy fields in the black soil region of North-east China.

Keywords: biochar; nitrogen; phosphorus; urease; phosphatase; output load

生物炭(Biochar)是指生物质在低氧或缺氧的环境下,通过控制性高温裂解(400~700 °C)而产生的一类高度芳香化的难溶性固态高聚产物^[1-2]。生物炭具有巨大的比表面积、发达的孔隙结构、较强的吸附能力和丰富的碳含量^[3]。同时,也为土壤微生物的栖息和生长提供了良好的环境条件^[4]。自然条件下,生物炭呈碱性而被认为是酸性土壤的改良剂^[5]。生物炭在高温裂解过程中形成大量羧基官能团,使其表面具有较强的氧化能力和有机质吸附作用,从而使土壤阳离子交换量(CEC)提高53%~538%^[6-7]。目前,生物炭在治理农业面源污染、提高耕地质量、应对全球气候变化、维持和稳定农业生态系统功能及保障农业环境安全等方面具有重要意义^[8]。

国际生物炭协会(International Biochar Initiative)指出,无机肥减量配施生物炭具有农业经济价值和环境生态效益双重功能^[9]。目前,对于生物炭的研究多集中于其制备工艺和理化性质^[10]、对污染物环境行为和效应^[11]、土壤改良和产量及对某些元素的生物地球化学循环机制的影响^[12]等领域。相关研究表明,无机肥减量配施生物炭可降低土壤容重、改善土壤孔隙结构,提高土壤持水能力^[13],进而影响土壤氮、磷营养元素的转化过程^[14]。有机物包含的氨基酸和氨基糖等含氮物质在高温裂解过程中易凝聚形成杂环氮结构,从而提高土壤有机氮含量,且可通过改变氮素的持留和转化提高土壤氮素有效性^[15]。而生物质磷素在热解过程中基本被保留下来,且以可溶态存在,导致土壤有效磷含量显著增加^[16]。Brodowski等^[17]研究发现,生物炭可富集于土壤微团聚体(<53 μm)中。因而,受益于土壤团聚体的物理保护作用,生物炭中的氮、磷元素有利于长期固持。同时,生物炭因具有较高吸

附性能、阳离子交换量和化学反应特性,而常被视为肥料的缓释载体^[18],可降低氮、磷养分在土壤中的释放速率,从而降低其淋滤和固定损失量^[13]。Ding等^[19]和Laird等^[20]研究发现,生物炭-无机肥配施使土壤 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N和 PO_4^{3-} -P的淋滤量分别降低了15%、11%和69%,从而能够维持农作物生长期土壤的肥力。Mizuta等^[21]和Zeng等^[22]实验证明,无机肥减量配施生物炭(竹木)土壤对上覆水中 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N和 PO_4^{3-} -P的最大吸附量高达17.60、1.25 mg·kg⁻¹和4.96 mg·kg⁻¹,因此,能够降低其随农田退水的流失量。

东北地区作为我国重要的水稻生产基地,对国家粮食安全和保持黑土地生态平衡起着重要作用^[23]。目前,对于生物炭配施无机肥在黑土中的应用多集中在不同施用量的对比,而缺乏同等外源添加氮的对比^[6,9],因此,较难定量地区分生物炭对于土壤氮磷迁移转化的影响。本研究选取东北黑土区为研究对象,通过田间小区实验,采用生物炭部分替代无机肥的底肥处理方案,在保证外源氮输入量相同的前提下,探讨生物炭-无机肥配施对稻田土壤氮、磷迁移转化的影响,评估生物炭的应用对于土壤和水体氮、磷流失的风险,旨在为生物炭还田管理和农业可持续发展提供科学依据和实践指导。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验田设置在中国科学院东北地理与农业生态研究所吉林省长春农业综合试验站(125°23'56.30"E,43°59'51.46"N)。该试验站气候类型为北温带大陆性季风气候,土壤类型为黑土,自然条件和供试土壤基本理化性质如表1所示。

表1 试验区自然条件与供试土壤理化性质

Table 1 Natural condition of test area and soil physical and chemical properties

自然条件	数值	土壤理化性质	数值
最高温度/℃	39.5	有机质/g·kg ⁻¹	21.4
最低温度/℃	-39.8	TN/g·kg ⁻¹	1.5
年均气温/℃	4.8	NO ₃ -N/mg·kg ⁻¹	7.3
年日照时间/h	2688	NH ₄ ⁺ -N/mg·kg ⁻¹	7.9
年均降水量/mm	522~615	TP/g·kg ⁻¹	1.1

1.2 实验设计

以长期耕作的水田为研究对象,在保证各处理外源氮和钾肥输入量相同的前提下,根据生物炭和氮肥不同配施比例,设计4种底肥处理方案(表2),每个处理3次重复,共计12个实验小区(4 m×3 m)。各小区均用挡板隔开,以防养分侧渗、窜流。以当地施肥常用类型及用量为依据,底肥选用市售的磷酸氢二铵[(NH₄)₂HPO₄](N 18%; P₂O₅ 46%; 购自吉林福源化肥农药有限公司)和生物炭(原材料:花生壳;pH 8.7; N 0.59%; P₂O₅ 0.28%; 购自河南三利能源有限公司)。水稻种子选用吉粳88,购自长春福田种子有限公司。

表2 生物炭配施化肥量

Table 2 The application amount of fertilizer and biochar

处理	施肥量/kg·hm ⁻²	小区施肥实物量/kg		小区施肥折纯量/kg		
	(NH ₄) ₂ HPO ₄ +生物炭	(NH ₄) ₂ HPO ₄	生物炭	钾肥	氮	磷
N ₁ +B ₀	750+0	0.9	0	0.5	0.16	0.41
N ₂ +B ₅	583+5000	0.7	6	0.5	0.16	0.34
N ₃ +B ₁₀	416+10 000	0.5	12	0.5	0.16	0.26
N ₀ +B ₂₀	0+20 000	0	24	0.5	0.16	0.07

实验起始于2014年5月31日,至2014年9月25日结束。稻田各项管理均与本地农户采用的模式相同^[24]。具体实施时间如下:5月31日,施肥泡田,水位控制在田面以上10 cm;6月5日,初次排水(排水深约8 cm),打浆插秧;6月15日,田间除草(丁草胺);7月20日,追施钾肥(150 kg·hm⁻²);9月3日,二次排水(排水深约5 cm);9月25日,收割水稻。

1.3 样品采集与分析方法

1.3.1 土样采集

根据水稻不同生长期的养分需求和稻田施肥后土壤氮、磷动态变化特征。于施肥后的第1、10、25、55、85、115 d,采用5点采样法随机采集稻田表层(0~10 cm)土。自然风干,过100目筛用于测定土样NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN和TP含量;滴加2滴甲苯于冷藏(恒温

4℃)土样中,防止微生物生长,恒温水浴(37℃)培养2 h,测定土样脲酶和磷酸酶含量。

1.3.2 水样采集

根据稻田排水时间和施肥后田面水氮、磷动态变化特征,在田面水无扰动的条件下,于施肥后的第2、4、6、10、25、40、55、75、85 d,用医用注射器(100 mL)随机采取田面水(3次重复),注入聚乙烯塑料瓶,带回实验室。经定量滤纸过滤后,测定水样中TN和TP含量。

1.3.3 测试方法

土样NH₄⁺-N和NO₃⁻-N分别采用靛酚蓝比色法^[25]和镀铜镉还原-重氮化偶合比色法测定^[26];土样和水样TN分别采用半微量凯氏定氮法和硫酸脲还原法测定^[27];TP分别采用硫酸-高氯酸氧化和硫酸-过硫酸钾氧化钼锑抗比色法测定^[28];土样脲酶和磷酸酶分别采用苯酚钠比色法^[29]和磷酸苯二钠比色法测定^[30]。

1.3.4 数据分析

实验数据采用Excel 2007进行相关计算;采用SPSS 18.0进行单指数衰减方程(ExpDec1)拟合和单因素方差分析(One-way ANOVA);采用Origin 9.0进行绘图。

单指数衰减方程(ExpDec1)是用于模拟指标非稳定变化的数学模型,方程衰减系数(A₁)常被视为监测指标浓度衰减速率的表征量。可用于分析稻田土壤中NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN和TP浓度动态变化趋势,为研究氮、磷素在土壤中的迁移转化规律及土-水界面交换机制提供科学方法。单指数衰减方程:

$$y=A_1\exp(-x/t)+y_0$$

式中: x 表示施肥后时间,d; y 表示分析指标浓度; A_1 表示衰减系数(分析指标浓度衰减速率表征量); y_0 、 t 表示单指数衰减方程常数。

2 结果与分析

2.1 生物炭-化肥配施对土壤氮、磷迁移转化的影响

生物炭、无机肥单施和混合配施稻田土壤NH₄⁺-N浓度均呈单峰变化趋势(图1a),且土壤NH₄⁺-N浓度升高趋势随着生物炭配施量的增加而减缓。各处理底肥施入水田后,稻田土壤NH₄⁺-N浓度迅速升高,以N₁+B₀处理增加最快,N₂+B₅、N₃+B₁₀处理次之,N₀+B₂₀处理最慢。4种处理土壤NH₄⁺-N浓度均在施肥后第10 d达到峰值,以N₁+B₀处理最高,为240.1 mg·kg⁻¹;N₂+B₅、N₃+B₁₀处理次之,分别为178.2、168.6 mg·kg⁻¹;N₀+B₂₀处理最低,为119.4 mg·kg⁻¹,且N₀+B₂₀和N₁+B₀

处理之间存在显著差异($P<0.05$)。水稻成熟期, N_1+B_0 处理土壤 NH_4^+-N 浓度分别是 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理的1.57、1.61倍和1.14倍。

土壤 NO_3^-N 浓度变化趋势和 NH_4^+-N 不同,呈双峰波动(图1b)。 N_2+B_5 和 N_3+B_{10} 处理土壤 NO_3^-N 浓度于施肥后第10 d首次达到峰值,分别为 $11.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $12.4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;而 N_0+B_{20} 和 N_1+B_0 处理在施肥后10 d内土壤 NO_3^-N 浓度基本保持稳定状态。施肥后第55 d,4种处理土壤 NO_3^-N 浓度第二次达到峰值,其中 N_1+B_0 、 N_2+B_5 和 N_3+B_{10} 处理土壤 NO_3^-N 浓度无显著差异,但均高于 N_0+B_{20} 处理,分别是 N_0+B_{20} 处理的1.41、1.57倍和1.50倍。因此,无机肥减量配施生物炭可提高土壤对 NO_3^-N 的滞留能力。

土壤TN浓度变化趋势和 NO_3^-N 相同,呈双峰波动,但第二次峰值出现时间较 NO_3^-N 晚30 d(图1c)。 N_1+B_0 处理土壤TN浓度施肥后即呈下降趋势; N_0+B_{20} 、 N_2+B_5 和 N_3+B_{10} 处理土壤TN浓度于施肥后第10 d首次达到峰值,但浓度差异不明显,分别为 2.5 、 $2.4\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2.3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。由于土壤反硝化能力的增强和生物炭中氮素的释放,施肥后第55 d,各处理土壤TN浓度开始升高,至施肥后第85 d第二次达到峰值。水稻

成熟期,单施无机肥 N_1+B_0 处理土壤TN浓度水平均低于配施生物炭 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理。表明生物炭较无机肥具有更持久肥效。

施用不同配比的底肥后,土壤TP浓度变化差异较为明显(图1d)。 N_1+B_0 和 N_0+B_{20} 处理土壤TP浓度基本呈先略有升高后缓慢下降趋势,分别在 $0.5\sim 1.5\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.7\sim 2.2\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围之间变化。 N_2+B_5 和 N_3+B_{10} 处理土壤TP浓度于施肥后第55 d达到峰值,依次为 $5.7\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $7.1\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,之后迅速下降。待土壤TP浓度趋于稳定时,配施生物炭 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理土壤TP浓度处于同一水平,均为 $0.7\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,且与单施无机肥 N_1+B_0 处理无明显差异。综合而言,生物炭、无机肥单施对土壤TP的影响程度较混合配施低。

各处理土壤 NH_4^+-N 和TP单指数衰减方程拟合结果均达极显著水平($0.8\leq R^2\leq 1$);TN拟合结果处于显著水平($0.5\leq R^2\leq 0.8$);除 N_1+B_0 处理 NO_3^-N 拟合结果达极显著水平外,其余各处理拟合结果均处于显著水平(表3)。 N_0+B_{20} 、 N_2+B_5 和 N_3+B_{10} 处理土壤 NH_4^+-N 浓度衰减系数无明显差异,但显著低于 N_1+B_0 处理($P<0.05$)。表明生物炭对土壤 NH_4^+-N 的吸附固持作用明显优于无机肥。各处理土壤 NO_3^-N 浓度衰减系数虽

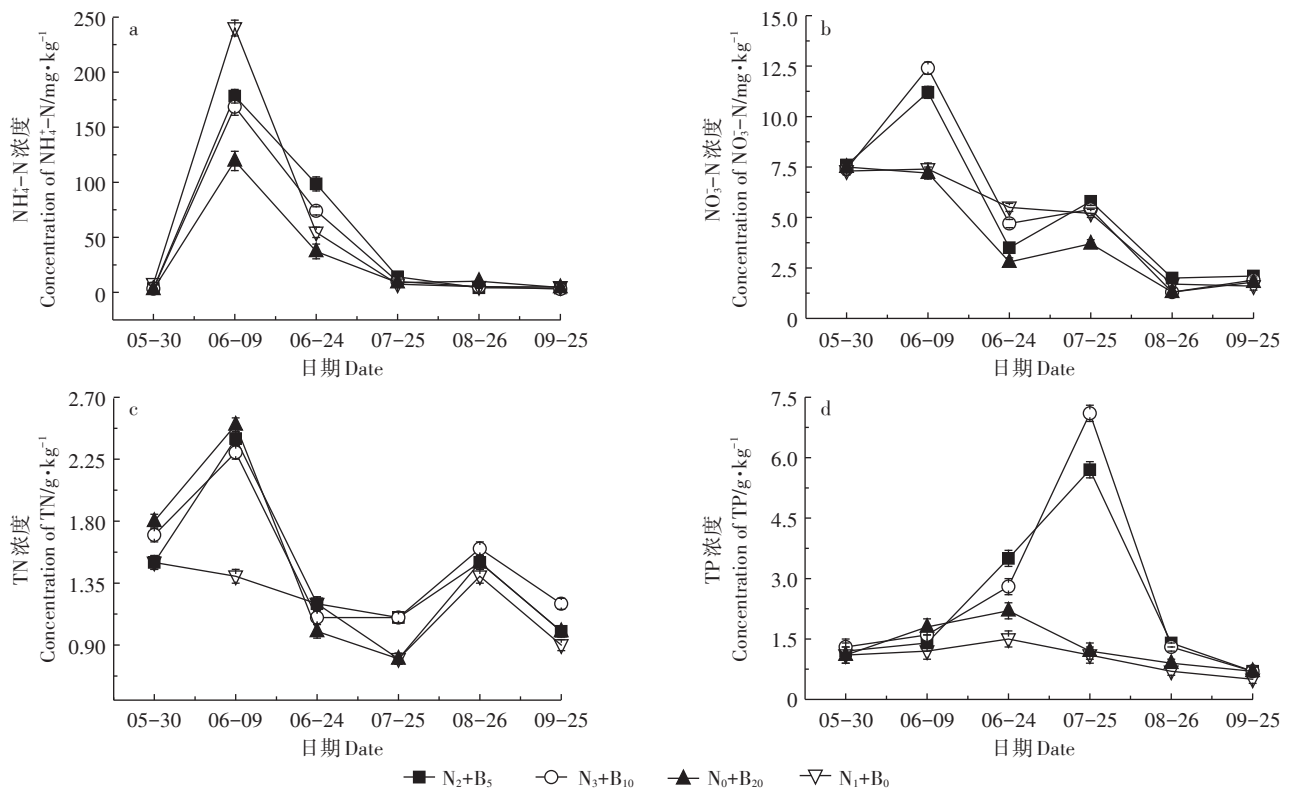


图1 稻田土壤 NH_4^+-N 、 NO_3^-N 、TN和TP浓度变化

Figure 1 Changes in concentrations of NH_4^+-N , NO_3^-N , TN and TP in paddy soil

有差异,但不明显。由于单施无机肥处理土壤TN浓度下降起始水平低(图1c),导致 N_1+B_0 处理土壤TN浓度衰减系数较小,仅为0.94。因生物炭呈碱性,降低了 NH_4^+-N 稳定性,易形成 NH_3 挥发散失,从而导致 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理土壤TN浓度衰减系数较大,以 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理最为明显,分别为3 370.05和2 508.53。生物炭、无机肥单施 N_0+B_{20} 和 N_1+B_0 处理在水稻生长期内TP浓度水平低,降幅小(图1d),因而土壤TP浓度衰减系数显著低于生物炭-无机肥配施 N_2+B_5 和 N_3+B_{10} 处理。

2.2 生物炭-化肥配施对稻田土壤和田面水氮磷比的影响

各处理中稻田土壤与田面水氮磷比随时间的变化情况如图2所示。施肥后第1 d,单施无机肥 N_1+B_0 处理和生物炭-无机肥混合配施 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 处理土壤氮磷比显著($P<0.05$)高于单施生物炭 N_0+B_{20} 处理,分别是 N_0+B_{20} 处理的8.50、7.81倍和8.19倍。施肥后第9 d,配施生物炭 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理土壤氮磷比显著($P<0.05$)高于单施无机肥 N_1+B_0 处理,分别是 N_1+B_0 处理的1.46、1.23倍和1.19倍。水稻生长中期和成熟期(25~115 d),4种处理土壤氮磷比基本呈升高趋势,且配施生物炭 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理土壤氮磷比均低于单施无机肥 N_1+B_0 处理。综合而言,生物炭能够有效调节土壤氮磷比,施肥初期表现

为促进作用;而中后期表现为抑制作用。

施肥初期(1~3 d), N_2+B_5 处理田面水氮磷比升高了41.68%。而 N_3+B_{10} 、 N_0+B_{20} 和 N_1+B_0 处理田面水氮磷比分别降低了35.41%、32.31%和21.99%。水稻生长旺盛期(6~40 d),4种处理田面水氮磷比分别在3.20~8.61(N_2+B_5)、1.42~8.85(N_3+B_{10})、2.35~10.92(N_0+B_{20})和2.14~10.16(N_1+B_0)范围之间波动。施肥后第55~70 d间(日期:07-25和08-11), N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理田面水氮磷比显著高于 N_1+B_0 处理,分别是 N_1+B_0 处理的5.70、3.54、2.73倍和2.37、2.35、8.13倍。水稻成熟期(85 d),4种处理田面水氮磷比介于8.71~11.10之间。

2.3 生物炭-化肥配施对田面水氮、磷输出负荷的影响

参考三江平原氮、磷输出负荷计算方法^[31]。相对单施无机肥 N_1+B_0 处理而言,配施生物炭 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理水田面源污染物 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 、TN和TP的单位面积输出负荷分别降低了42.3%、48.13%、65.24%; 55.56%、29.63%、57.41%; 39.29%、49.68%、61.69%和38.24%、50.00%、5.88%。表明无机肥减量配施生物炭可有效降低水田面源污染物 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 、TN和TP的单位面积输出负荷。水田面源污染物 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 和TN的单位面积输出负荷随生物炭配施量的增加基本呈降低趋势(图3a、图3b、图3c),而TP的单位面积输出负荷随生物炭配施量的增

表3 土壤氮、磷浓度单指数衰减方程拟合结果

Table 3 The result of N and P concentration change fitted by single exponential decay equation

指标	处理	拟合方程	y_0	A_1	R^2	P
NH_4^+-N	N_2+B_5	$y=283.74e^{-x/22.73}-2.43$	-2.43	283.74	0.988 3**	0.005 0
	N_3+B_{10}	$y=298.43e^{-x/17.35}+1.42$	1.42	298.43	0.997 6**	0.001 1
	N_0+B_{20}	$y=269.93e^{-x/11.41}+7.02$	7.02	269.93	0.996 7**	0.001 5
	N_1+B_0	$y=664.37e^{-x/9.62}+5.06$	5.06	664.37	1.000 0**	$7.453 3 \times 10^{-7}$
$NO_3^- -N$	N_2+B_5	$y=89.62e^{-x/4.12}+3.30$	3.30	89.62	0.680 5*	0.076 3
	N_3+B_{10}	$y=23.60e^{-x/11.18}+2.67$	2.67	23.60	0.762 3*	0.064 9
	N_0+B_{20}	$y=19.67e^{-x/7.25}+2.24$	2.24	19.67	0.708 6*	0.059 8
	N_1+B_0	$y=13.01e^{-x/159.01}-5.02$	-5.02	13.01	0.819 6**	0.029 5
TN	N_2+B_5	$y=196.21e^{-x/1.96}+1.02$	1.02	196.21	0.783 3*	0.017 9
	N_3+B_{10}	$y=3 370.05e^{-x/1.24}+1.25$	1.25	3 370.05	0.676 8*	0.021 6
	N_0+B_{20}	$y=2 508.53e^{-x/1.34}+1.08$	1.08	2 508.53	0.717 2*	0.035 6
	N_1+B_0	$y=0.94e^{-x/21.26}+0.84$	0.84	0.94	0.723 4*	0.080 5
TP	N_2+B_5	$y=143.21e^{-x/16.53}+0.56$	0.56	143.21	0.945 6**	0.008 5
	N_3+B_{10}	$y=414.18e^{-x/13.22}+0.63$	0.63	414.18	0.832 8**	0.034 7
	N_0+B_{20}	$y=3.54e^{-x/30.30}+0.64$	0.64	3.54	0.993 8**	0.002 7
	N_1+B_0	$y=2.28e^{-x/107.77}-0.30$	-0.30	2.28	0.986 8**	0.030 4

注:** $P<0.01(0.8 \leq R^2 \leq 1)$; * $P<0.05(0.5 \leq R^2 < 0.8)$

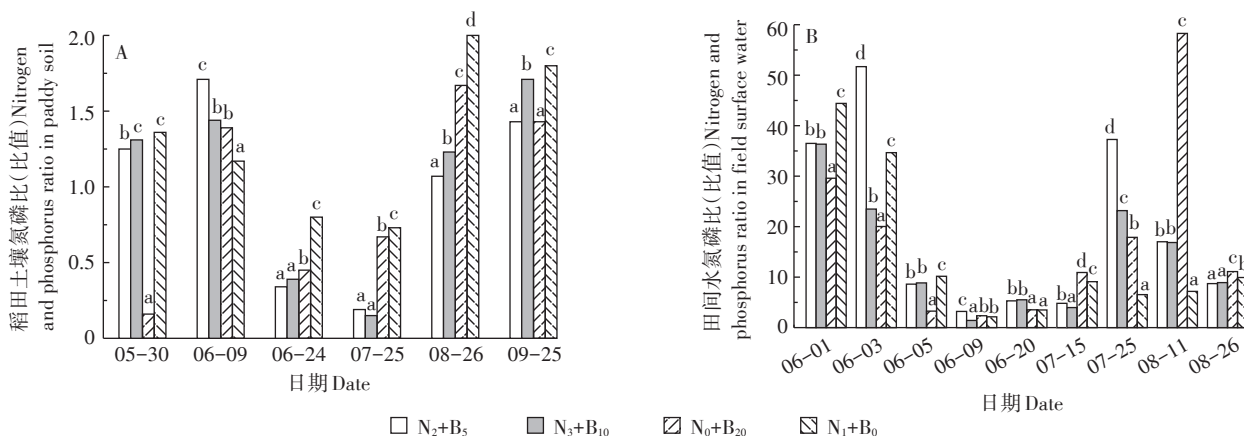


图2 稻田土壤和田间水氮磷比随施肥时间变化趋势

Figure 2 The changes in ratio of TN to TP in paddy soil and field surface water after fertilization

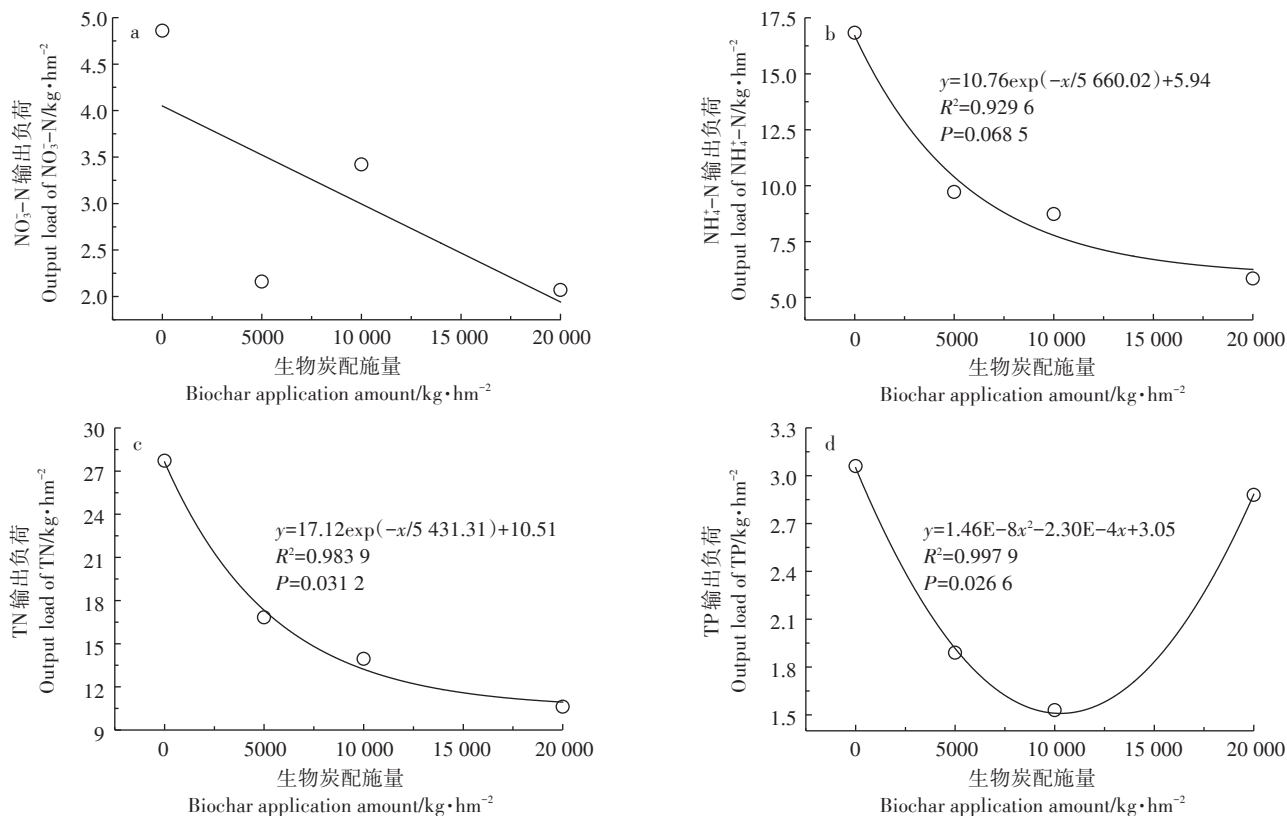


图3 单位面积水田NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、TN和TP输出负荷与生物炭配施量的拟合关系

Figure 3 The fitting relationships between NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, TN and TP output load in paddy field and biochar application amount

加呈先下降后上升趋势(图3d)。考虑到肥效和污染物消减总体效果,N₃+B₁₀处理是较适合东北黑土区水田的施肥方式。

2.4 生物炭-化肥配施对土壤脲酶、磷酸酶活性的影响

磷酸酶是土壤磷素变化的主导者,可反映其代谢旺盛程度^[32]。N₀+B₂₀和N₃+B₁₀处理土壤磷酸酶活性分别在0.81~0.95 g·kg⁻¹和0.95~1.10 g·kg⁻¹范围之间波

动(图4a);N₂+B₅和N₁+B₀处理土壤磷酸酶浓度基本呈先下降后上升趋势。水稻生长周期内,配施生物炭N₂+B₅、N₃+B₁₀和N₀+B₂₀处理土壤磷酸酶浓度均高于单施无机肥N₁+B₀处理。表明生物炭施入农田后,可显著提高土壤磷酸酶活性,特别到后期更为明显。

脲酶是一种重要的土壤水解酶,其活性与土壤肥力指标显著相关^[33]。施肥后25 d内,N₃+B₁₀处理土壤

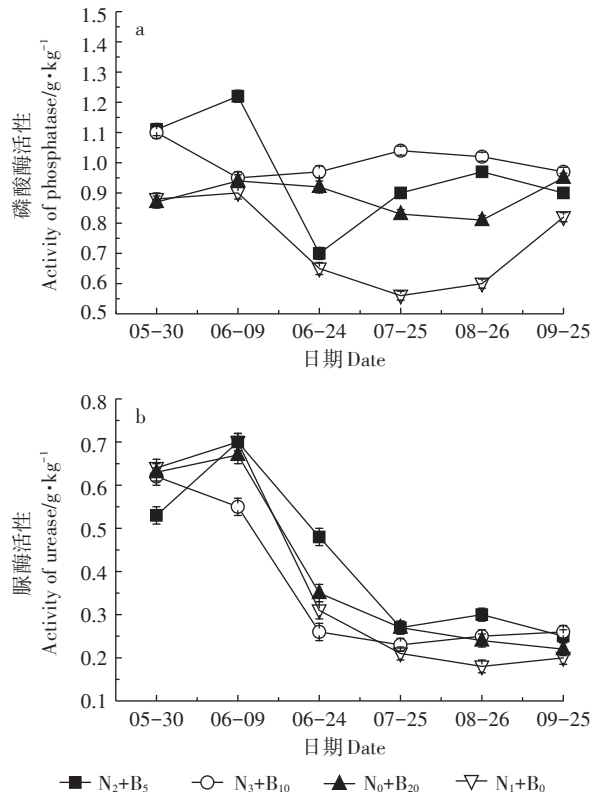


图4 稻田土壤磷酸酶和脲酶活性变化

Figure 4 Changes of soil phosphatase and urease activity in paddy soil

脲酶活性即开始下降,之后基本处于稳定水平(图4b);N₁+B₀、N₂+B₅和N₀+B₂₀处理土壤脲酶浓度均呈单峰变化趋势,于施肥后第10 d达到峰值,但浓度差异不明显。水稻成熟期,所有配施生物炭处理土壤脲酶活性均高于单施无机肥处理。因此,生物炭施入农田后可显著提高土壤脲酶活性。

3 讨论

生物炭对土壤中氮、磷元素具有较高的固持容量(表3),从而减弱NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和PO₄³⁻-P在土-水界面的迁移能力,提高肥效的同时,降低其随农田退水流失的风险(图4)。因为生物炭具有发达的孔隙结构^[34]、巨大的比表面积^[35]和丰富的含氧官能团^[36],可通过范德华力与土壤中NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和PO₄³⁻-P发生等离子交换作用^[37],甚至能够通过稳定的化学键对NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和PO₄³⁻-P产生不可逆吸附^[35,38]。同时,生物炭小孔隙结构(<0.9 nm)能够降低NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和PO₄³⁻-P的淋溶损失量、延缓水溶性离子的迁移转化时间。Chan等^[39]研究发现,无机肥减量配施生物炭使土壤中NH₄⁺-N、NO₃⁻-N浓度分别提高了

38.0%和4.3%。陈心想等^[31]实验证明,生物炭(5~20 t·hm⁻²)-无机肥配施,土壤TP含量提高了3.8%~38.5%。冯轲等^[24]通过田间小区实验,探讨生物炭-无机肥配施对稻田田面水氮、磷流失风险的影响,结果表明,相对单施无机肥而言,配施5000、10 000 kg·hm⁻²和20 000 kg·hm⁻²的生物炭田面水NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN和TP的输出负荷分别降低了7.11、8.10、10.98 kg·hm⁻²;2.70、1.44、2.79 kg·hm⁻²;10.89、13.77、17.10 kg·hm⁻²和1.17、1.53、0.18 kg·hm⁻²。然而,生物炭的施用量对磷的迁移转化能力影响不一,Steiner等^[40]研究发现,高配比(1:5.52)混施生物炭能够促使土壤中有效性较低的闭蓄态磷向有效磷转化,提高了PO₄³⁻-P向田面水迁移的风险。该结论与本研究N₀+B₂₀处理结果一致。因此,考虑到肥效和污染物消减的总体效果,N₃+B₁₀处理是较适合东北黑土区水田的施肥方式,该施肥方式下水田面源污染物NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、TN和TP随农田退水的输出负荷分别降低了29.63%、48.13%、49.68%和50.00%。

生物炭的应用还通过改变土壤酶的活性进而提高土壤肥力和作物产量。土壤酶可作为有机质分解和养分物质循环等生物化学反应的催化剂^[41-42],因而被视为土壤生态系统中物质和能量转化联系的纽带。生物炭可通过影响微生物结构变化进而影响土壤各种酶的活性。生物炭丰富的孔隙结构和巨大的比表面积可有效吸附土壤微生物和水溶性有机物,从而为微生物的生长提供了良好的栖息环境^[43];生物炭可为微生物的生长提供碳源,且其中的Na、Mo等微量元素也为微生物的繁殖提供了有利的养分条件^[44-45];生物炭可促进土壤团聚体的形成,改善土壤通透性,进而加深土壤颜色,提高土壤温度,增强土壤微生物的新陈代谢能力^[46-47]。黄剑^[48]研究发现,施用生物炭(4500 kg·hm⁻²)对土壤酶影响显著($P<0.05$)。其中土壤脲酶和碱性磷酸酶活性分别提高了15.6%~248.2%和52.2%~296.0%。周震峰等^[49]实验证明,在配施5.0%和1.0%生物炭的条件下,土壤脲酶含量分别是对照的1.10倍和1.52倍。相关研究表明,生物炭可通过改变农田生态系统微生物的丰度和群落结构,进而改善土壤持水性和孔隙度,从而促进植物根系的生长^[40]。张伟明等^[50]研究发现,生物炭和土壤质量不同配比梯度(生物炭:土壤=1:100、1:150和1:200)下,配施生物炭能够增加水稻生育前期根系的主根长、根体积和根鲜重,提高水稻根系总吸收面积和活跃吸收面积,配施生物炭的处理水稻平均增产25.28%。冯

轲等^[24]通过配施 5000 kg·hm⁻²和 10 000 kg·hm⁻²的生物炭,水稻产量也平均增产了 2.06%和 1.23%。

土壤氮磷生态化学计量特征是陆地生态系统元素生物地球化学循环偶联的关键指标之一^[51]。同时,农田退水营养盐输送也是影响周边水体富营养化的重要原因^[52]。因此,研究土壤和田间水的氮磷比可为土壤肥力提供参考^[53],也可为防治周边水体污染提供理论指导。水稻生长期,稻田土壤和田面水氮磷比基本呈先下降后升高趋势。这主要是由于施肥初期生物炭和无机肥中的磷素均以可溶态存在,施入水田后,能够迅速溶解而迁移至田面水。但生物炭中的氮素释放速率相对缓慢,且配施生物炭可提高土壤反硝化细菌的活性,导致土壤 NO₃-N 在反硝化作用下形成 N₂或 N₂O 而挥发散失^[54],从而导致土壤氮磷比逐渐降低。生物炭施入稻田后,促使土壤闭蓄态磷向有效态磷转化^[40,43]。同时,生物炭能够提高土壤阳离子交换量,增强对 Fe³⁺、Al³⁺和 Ca²⁺等离子的吸附作用,降低了土壤中磷被固定的风险^[55-56]。这可能是导致土壤氮磷比升高的主要原因。Venterink 等^[57]研究发现,土壤氮磷比小于 14.5 时是氮素受限位点。本研究水稻生长期,土壤氮磷比介于 0.15~1.80 之间,说明氮素是该区域作物生长的主要限制性养分。李如忠等^[58]和秦伯强等^[59]报道指出,当水体中氮磷比处于 10:1~25:1 之间时,藻类易呈“爆发性”增长。富氮型(TN/TP>25)和富磷型(TN/TP<10)水体均不利于藻类繁殖。生物炭的添加对于田间水氮磷比的影响不一,水稻生长后期,配施生物炭的处理田间水中氮磷比略有增加,有利于水稻对氮磷的吸收。重点关注的稻田排水期(6月5日左右),此时,田面水中氮磷含量较高,而田面水氮磷比介于 3.27~10.16 之间(富磷型水体),说明农田退水氮磷比不利于周边水体中藻类繁殖。

4 结论

(1)无机肥减量配施生物炭可提高土壤对 NH₄-N、NO₃-N、TN 和 TP 的滞留能力以及土壤脲酶和磷酸酶的活性。相对单施无机肥 N₁+B₀处理而言,配施生物炭 N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀处理土壤 TN 和 TP 浓度分别提高了 11.1%、33.3%、11.1%和 40.0%、40.0%、40.0%;脲酶和磷酸酶活性分别提高了 25.0%、30.0%、10.0%和 9.7%、18.3%、15.9%。

(2)施肥初期,配施生物炭处理可提高土壤氮磷比,促进水稻生长;水稻成熟期,配施生物炭处理田面水氮磷比显著高于单施无机肥处理,能够持续地给水

稻提供营养。

(3)就生态效益而言,N₃+B₁₀处理是较适合东北黑土区水田的施肥方式。相对常规施肥而言,该施肥方式下(磷酸氢二铵 416 kg·hm⁻²+生物炭 10 000 kg·hm⁻²),水田面源污染物 NO₃-N、NH₄-N、TN 和 TP 的输出负荷分别降低了 29.6%、48.1%、49.7%和 50.0%。

参考文献:

- [1] 凌天孝,于晓娜,李志鹏,等.生物炭与化肥配施对土壤特性及烤烟品质和经济性状的影响[J].土壤通报,2016,47(6):1425-1432.
LING Tian-xiao, YU Xiao-na, LI Zhi-peng, et al. Effects of combined application of biochar and chemical fertilizers on soil properties, flue-cured tobacco quality and economic traits[J]. *Soil Bulletin*, 2016, 47(6):1425-1432.
- [2] 聂新星,李志国,张润花,等.生物炭及其与化肥配施对灰潮土土壤理化性质、微生物数量和冬小麦产量的影响[J].中国农学通报,2016,32(9):27-32.
NIE Xin-xing, LI Zhi-guo, ZHANG Run-hua, et al. Effects of biochar and its combination with chemical fertilizers on soil physicochemical properties, microorganisms, and winter wheat yield in fluvo-aquic soil [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2016, 32(9):27-32.
- [3] 陈心想,何绪生,耿增超,等.生物炭对不同土壤化学性质、小麦和糜子产量的影响[J].生态学报,2013,33(20):6534-6542.
CHEN Xin-xiang, HE Xu-sheng, GENG Zeng-chao, et al. Effects of biochar on soil chemical properties, wheat yield and seed production [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(20):6534-6542.
- [4] 袁晶晶,同延安,卢绍辉,等.生物炭与氮肥配施对枣园土壤培肥效应的综合评价[J].农业工程学报,2018,34(1):134-140.
YUAN Jing-jing, TONG Yan-an, LU Shao-hui, et al. Comprehensive evaluation of fertilizing effects of biochar and nitrogen fertilizer on soil in jujube orchard[J]. *Transactions of the CSAE*, 2018, 34(1):134-140.
- [5] Chintala R, Schumacher T E, McDonald L M, et al. Phosphorus sorption and availability from biochars and soil/ biochar mixtures[J]. *Clean Soil Air Water*, 2014, 42(5):626-634.
- [6] 王洪媛,盖霞普,翟丽梅,等.生物炭对土壤氮循环的影响研究进展[J].生态学报,2016,36(19):5998-6011.
WANG Hong-yuan, GAI Xia-pu, ZHAI Li-mei, et al. Research progress on the effect of biochar on soil nitrogen circulation[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(19):5998-6011.
- [7] Villagra-Mendoza K, Horn R. Effect of biochar addition on hydraulic functions of two textural soils[J]. *Geoderma*, 2018, 326:88-95.
- [8] 陈温福,张伟明,孟军.生物炭与农业环境研究回顾与展望[J].农业环境科学学报,2014,33(5):821-828.
CHEN Wen-fu, ZHANG Wei-ming, MENG Jun. Review and prospect of biochar and agricultural environment research[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(5):821-828.
- [9] 武玉,徐刚,吕迎春,等.生物炭对土壤理化性质影响的研究进展[J].地球科学进展,2014,29(1):68-79.
WU Yu, XU Gang, LÜ Ying-chun, et al. Research progress on the effect of biochar on soil physicochemical properties[J]. *Earth Science*

- Progress*, 2014, 29(1):68-79.
- [10] Sohi S P, Krull E, Lopez C E, et al. A review of biochar and its use and function in soil[J]. *Advances in Agronomy*, 2010, 105:47-82.
- [11] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems: A review[J]. *Mitigation Adaptation Strategy for Global Change*, 2006, 11(2):395-419.
- [12] 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.
- [13] Steiner C, Teixeira W G, Lehmann J, et al. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered central amazonian upland soil[J]. *Plant and Soil*, 2007, 291(1/2):275-290.
- [14] Rondon M A, 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(6):699-708.
- [15] Spokas K A, Novak J M, Venterea R T. Biochar's role as an alternative N-fertilizer: Ammonia capture[J]. *Plant and Soil*, 2012, 350:35-42.
- [16] Angst T E, Sohi S P. Establishing release dynamics for plant nutrients from biochar[J]. *Gcb Bioenergy*, 2012, 5(2):221-226.
- [17] Brodowski S, John B, Flessa H, et al. Aggregate-occluded black carbon in soil[J]. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(4):539-546.
- [18] 黄剑, 张庆忠, 杜章留, 等. 施用生物炭对农田生态系统影响的研究进展[J]. 中国农业气象, 2012, 33(2):232-239.
HUANG Jian, ZHANG Qing-zhong, DU Zhang-liu, et al. Research progress of effects of applying biochar on farmland ecosystem[J]. *China Agricultural Meteorology*, 2012, 33(2):232-239.
- [19] 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 Pollut*, 2010, 213(1/4):47-55
- [20] Laird D, Fleming P, Wang B Q, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 58(3/4):436-442.
- [21] Mizuta K, Matsumoto T, Hatate Y, et al. Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal[J]. *Bioresource Technology*, 2004, 5(3):255-257
- [22] Zeng Z, Zhang S D, Li T Q, et al. Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants[J]. *Journal of Zhejiang University Science B*, 2013, 4(12):1152-1161.
- [23] Solaiman Z M, Lackwell P, Bbott L K, et al. Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal root colonisation, growth and nutrition of wheat[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2010, 48(6/7):546-554.
- [24] 冯轲, 田晓燕, 王莉霞, 等. 化肥配施生物炭对稻田田面水氮磷流失风险影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(2):329-335.
FENG Ke, TIAN Xiao-yan, WANG Li-xia, et al. Effects of chemical fertilizer and biochar on the loss of nitrogen and phosphorus in paddy field surface water[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(2):329-335.
- [25] 张晓霞, 吕书记. 土壤中全氮的测定—修正凯氏法[J]. 农业与科技, 2018, 38(9):13-14.
ZHANG Xiao-xia, LÜ Shu-ji. Determination of total nitrogen in soil-modified Kjeldahl method[J]. *Agriculture and Technology*, 2018, 38(9):13-14.
- [26] 宋歌, 孙波, 教剑英. 测定土壤硝态氮的紫外分光光度法与其他方法的比较[J]. 土壤学报, 2007, 44(2):288-293.
SONG Ge, SUN Bo, JIAO Jian-ying. Determination of nitrate nitrogen in soil by ultraviolet spectrophotometry and comparison with other methods[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(2):288-293.
- [27] 邓伟兴. 总氮总磷消解方法的改进: 烘箱消解法[J]. 中国资源综合利用, 2018, 36(3):9-11.
DENG Wei-xing. Improvement of total nitrogen and total phosphorus digestion method: Oven digestion[J]. *Comprehensive Utilization of Resources in China*, 2018, 36(3):9-11.
- [28] 白秀玲, 马建华, 孙艳丽, 等. 开封城市土壤磷素组成特征及流失风险[J]. 环境科学, 2018, 39(2):909-915.
BAI Xiu-ling, MA Jian-hua, SUN Yan-li, et al. Soil phosphorus composition and loss risk in Kaifeng city[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(2):909-915.
- [29] 丰骁, 段建平, 蒲小鹏, 等. 土壤脲酶活性两种测定方法的比较[J]. 草原与草坪, 2008, 127(2):70-72.
FENG Xiao, DUAN Jian-ping, PU Xiao-peng, et al. Comparison of two measurement methods for soil urease activity[J]. *Grassland and Lawn*, 2008, 127(2):70-72.
- [30] 石春芳, 王志勇, 冷小云, 等. 土壤磷酸酶活性测定方法的改进[J]. 实验技术与管理, 2016, 33(7):48-49, 54.
SHI Chun-fang, WANG Zhi-yong, LENG Xiao-yun, et al. Improvement of determination method of soil phosphatase activity[J]. *Experimental Technology and Management*, 2016, 33(7):48-49, 54.
- [31] 祝惠, 阎百兴. 三江平原水田氮的侧渗输出研究[J]. 环境科学, 2011, 32(1):108-112.
ZHU Hui, YAN Bai-xing. Study on nitrogen lateral infiltration of paddy fields in Sanjiang plain[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(1):108-112.
- [32] Gao J. Dynamic effects of PAEs on soil urease and phosphatase[J]. *Agricultural Science & Technology*, 2010, 11(2):189-192.
- [33] 刘淑英. 不同施肥对西北半干旱区土壤脲酶和土壤氮素的影响及其相关性[J]. 水土保持学报, 2010, 24(1):219-223.
LIU Shu-ying. Effects of different fertilization on soil urease and soil nitrogen in northwest semiarid region and their correlation[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(1):219-223.
- [34] Keiluweit M, Nico P S, Johnson M G, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4):1247-1253.
- [35] 褚军, 薛建辉, 金梅娟, 等. 生物炭对农业面源污染氮、磷流失的影响研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2014, 30(4):409-415.
CHU Jun, XUE Jian-hui, JIN Mei-juan, et al. Research progress on the effect of biochar on nitrogen and phosphorus loss from agricultural non-point source pollution[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2014, 30(4):409-415.
- [36] 陈温福, 张伟明, 孟军. 农用生物炭研究进展与前景[J]. 中国农

- 业科学, 2013, 46(16):3324-3333.
CHEN Wen-fu, ZHANG Wei-ming, MENG Jun. Research progress and prospect of agricultural biochar[J]. *Chinese Agricultural Sciences*, 2013, 46(16):3324-3333.
- [37] Wen B, Li R, Zhang S, et al. Immobilization of pentachlorophenol in soil using carbonaceous material amendments[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(3):968-974.
- [38] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. *Plant and Soil*, 2010, 327(1/2):235-246.
- [39] Chan K Y, Van Zwieten L, Meszaros I, et al. Using poultry litter biochars as soil amendments[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2008, 46(5):437-444.
- [40] Steiner C, Glaser B, Teixeira W G, et al. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central amazonian ferralsol amended with compost and charcoal[J]. *Z Pflanzenernähr Bodenkd*, 2008, 171(6):893-899.
- [41] Marx M C, Wood M, Jarvis S C. A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(12):1633-1640.
- [42] Andreoni V, Cavalca L, Rao M A, et al. Bacterial communities and enzyme activities of PAHs polluted soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 57(5):401-412.
- [43] Chan K Y, Van Zwieten L, Meszaros I, et al. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment[J]. *Soil Research*, 2008, 45(8):629-634.
- [44] Luo Y, Durenkamp M, De Nobili M, et al. Microbial biomass growth, following incorporation of biochars produced at 350 °C or 700 °C, in a silty-clay loam soil of high and low pH[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 57:513-523.
- [45] Farrell M, Kuhn T K, Macdonald L M, et al. Microbial utilisation of biochar-derived carbon[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 465:288-297.
- [46] Liu Y, Zhu Z Q, He X S, et al. Mechanisms of rice straw biochar effects on phosphorus sorption characteristics of acid upland red soils [J]. *Chemosphere*, 2018, 207:267-277.
- [47] Steinbeiss S, Gleixner G, Antonietti M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(6):1301-1310.
- [48] 黄 剑. 生物炭对土壤微生物量及土壤酶的影响研究[D]. 北京: 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 2012.
HUANG Jian. Study on effect of biochar on soil microbial biomass and soil enzymes[D]. Beijing: Institute of Agricultural Environment and Sustainable Development, Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2012.
- [49] 周震峰, 王建超, 饶潇潇. 添加生物炭对土壤酶活性的影响[J]. 江西农业学报, 2015, 27(6):110-112.
ZHOU Zhen-feng, WANG Jian-chao, RAO Xiao-xiao. Effect of biochar addition on soil enzyme activities[J]. *Jiangxi Journal of Agricultural Sciences*, 2015, 27(6):110-112.
- [50] 张伟明, 孟 军, 王嘉宇, 等. 生物炭对水稻根系形态与生理特性及产量的影响[J]. 作物学报, 2013, 39(8):1445-1451.
ZHANG Wei-ming, MENG Jun, WANG Jia-yu, et al. Effect of biochar on root morphology, physiological characteristics and yield of rice[J]. *Crops*, 2013, 39(8):1445-1451.
- [51] 贾国梅, 牛俊涛, 何 立. 三峡库区不同植被对土壤碳氮磷生态化学计量学特征的影响[J]. 湖北农业科学, 2016, 55(14):3566-3568, 3573.
JIA Guo-mei, NIU Jun-tao, HE Li. Effects of different vegetation on soil eco-chemical chemometrics in the Three Gorges Reservoir area [J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2016, 55(14):3566-3568, 3573.
- [52] 李建平, 吴立波, 戴永康, 等. 不同氮磷比对淡水藻类生长的影响及水环境因子的变化[J]. 生态环境, 2007, 16(2):342-346.
LI Jian-ping, WU Li-bo, DAI Yong-kang, et al. Effects of different ratio of nitrogen to phosphorus on growth of freshwater algae and changes of water environment factors[J]. *Ecosystem*, 2007, 16(2):342-346.
- [53] 江叶枫, 叶英聪, 郭 熙, 等. 江西省耕地土壤氮磷生态化学计量空间变异特征及其影响因素[J]. 土壤学报, 2017, 54(6):1527-1539.
JIANG Ye-feng, YE Ying-cong, GUO Xi, et al. Spatial variability and its influencing factors of eco-measurement of nitrogen and phosphorus in arable land soil in Jiangxi Province[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54(6):1527-1539.
- [54] 王瑞峰, 赵立欣, 沈玉君, 等. 生物炭制备及其对土壤理化性质影响的研究进展[J]. 中国农业科技导报, 2015, 17(2):126-133.
WANG Rui-feng, ZHAO Li-xin, SHEN Yu-jun, et al. Bio-char preparation and its effect on physical and chemical properties of soil [J]. *China Agricultural Technology Review*, 2015, 17(2):126-133.
- [55] Gundale M J, DeLuca T H. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of *Koeleria macrantha* in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 43(3):303-311.
- [56] Ezawa T, Yamamoto K, Yoshida S. Enhancement of the effectiveness of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi by inorganic soil amendments[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2002, 48(6):897-900.
- [57] Venterink H O, van der Vliet R E, Wassen M J. Nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows[J]. *Plant and Soil*, 2001, 234:171-179.
- [58] 李如忠, 刘科峰, 钱 靖, 等. 合肥市区典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价[J]. 环境科学, 2014, 35(5):1718-1726.
LI Ru-zhong, LIU Ke-feng, QIAN Jing, et al. Nitrogen and phosphorus pollution characteristics and eutrophication assessment of typical landscape waters in Hefei City[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(5):1718-1726.
- [59] 秦伯强, 杨柳燕, 陈非洲, 等. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用[J]. 科学通报, 2006, 51(16):1857-1866.
QIN Bo-qiang, YANG Liu-yan, CHEN Fei-zhou, et al. Lake eutrophication mechanism and control technology and its application[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2006, 51(16):1857-1866.