

陈曦,江贻伟,丁洁,等. 生物炭施用对节水灌溉稻田土壤氮素含量及脲酶活性的影响[J]. 江苏农业科学,2020,48(19):268-274.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.19.056

生物炭施用对节水灌溉稻田土壤氮素含量及脲酶活性的影响

陈曦¹,江贻伟¹,丁洁¹,蔡敏²,杨士红^{1,3}

(1. 河海大学农业工程学院,江苏南京 210098; 2. 南京市秦淮河河道管理处,江苏南京 210012;

3. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室,江苏南京 210098)

摘要:为探究生物炭施用对节水灌溉稻田土壤氮素迁移转化的影响,基于田间试验,分析不同水碳调控条件下稻田土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量及脲酶活性的变化规律。结果表明,节水灌溉稻田表层土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量在水稻生育前期较高,乳熟期开始 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量较高。施加高量(40 t/hm²)生物炭处理土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量比不施炭处理(0 t/hm²)提高 26.47%;施加生物炭使土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量与脲酶活性分别提高 7.52%~22.29%、13.87%~26.68%。不同灌溉方式下土壤脲酶活性在水稻全生育期均无显著差异,但以淹水灌溉条件下脲酶活性较高。与传统淹水灌溉相比,节水灌溉稻田表层土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量分别增加了 67.46%、67.19%,减小了稻田氮素淋失的风险。生物炭与节水灌溉的联合调控有利于增强土壤对水溶性氮素离子的固持,减少氮素的淋失。

关键词:节水灌溉;生物炭;稻田;氮素迁移;土壤脲酶活性

中图分类号: S275;S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2020)19-0268-07

近年来,随着点源污染的有效控制,农业面源污染已经成为我国湖泊水体富营养化的主要污染源之一^[1],而化肥污染是农业面源污染的最大来源^[2]。由于化肥在作物增产中的重要作用,自 1993

年以后,我国一直是世界第一的化肥消耗大国^[3]。水稻作为我国主要粮食作物,其种植面积和产量分别占世界的 22.7%、37%^[4],稻田单季氮肥平均用量为 180 kg/hm²,比世界平均用量约高 75%^[5]。大量的氮肥施用后,并不能被植物全部利用,研究表明,我国水稻生产中,氮肥的平均利用率为 30%~35%,高产地区甚至更低^[6-7],大部分氮肥经挥发、径流、淋溶、硝化、反硝化等途径损失于环境之中。在稻田面积占比较大的太湖地区,每年施氮量高达 500~600 kg/hm²^[8],农田面源污染总氮输出量约占氮素入湖总量的 41.5%^[9],人们越来越关注高氮负荷下的环境问题。因此,研究稻田土壤氮素迁移转

收稿日期:2020-01-17

基金项目:国家自然科学基金(编号:51879076,51579070);中央高校基本科研业务费专项资金(编号:2019B67814);江苏省研究生科研创新计划(编号:SKJY19_0525);江苏省水利科技项目(编号:2018065)。

作者简介:陈曦(1996—),女,四川安岳人,硕士研究生,主要从事节水灌溉与农田生态效应研究。E-mail:sunrise@hhu.edu.cn。

通信作者:杨士红,博士,教授,主要从事节水灌溉与农田生态效应研究。E-mail:ysh7731@hhu.edu.cn。

[16] 国家环境保护总局,国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准:GB 3838—2002[S]. 北京:国家环境保护总局,2002:2.

[17] 天津市环境保护局,天津市市场和质量技术监督委员会. 污水综合排放标准:DB12/356—2018[S]. 天津:天津市环境保护局,2018:5.

[18] Dénes G, Ferenc P, éva K. A survey on the environmental impact of pond aquaculture in Hungary[J]. Aquaculture International, 2016, 24(6):1543-1554.

[19] 刘明庆,席运官,陈秋会,等. 水产养殖环境管理与污染减排的政策建议[J]. 中国环境管理,2019(1):90-94.

[20] 张韦,缴建华. 天津地区水产养殖氮磷污染负荷估算初探[J]. 科学养鱼,2018(6):54-56.

[21] 王军,姜冰,韩家波,等. 辽宁省池塘养殖废水排放的分布及其对水环境的影响[J]. 水产科学,2013,32(3):165-170.

[22] 吴彦,赵海涛,孙桂清,等. 海水工厂化养殖污染物减排效果研究与评价[J]. 河北渔业,2018(12):1-4.

[23] 王雪惠,耿绪云,刘岳,等. 天津汉沽海水工厂化养殖现状及发展对策[J]. 天津水产,2013(1):13-18.

[24] 俞瑞高. 水产养殖环境的污染及其控制对策探讨[J]. 江西农业,2016(14):28.

化规律对于提高水稻氮肥利用效率、减轻稻田面源污染具有重要意义。

生物炭是生物质在缺氧条件下通过化学转化得到的固态产物。生物炭施用作为一种新型的碳管理技术,具有明显的改善土壤性质、提升耕地生产性能和作物生产能力,降低农田氮磷损失及减排温室气体等作用^[10-13],因此具有农业经济价值和环境生态效益双重功能^[14]。有研究表明,生物炭施用能够降低淹水稻田田表水中的氮磷含量^[15],使土壤中铵态氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)和磷酸盐($\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$)的淋滤量分别降低 15%、11%、69%^[16-17],从而能够维持农作物生长期土壤的肥力。面对日益严峻的水土资源紧缺、农田面源污染加重等问题,《全国农业可持续发展规划(2015—2030 年)》强调,未来一个时期应推广节水灌溉,大力发展节水农业。以往生物炭在稻田的应用效果及其对农田环境影响的研究主要针对淹灌稻田,生物炭施用对于节水灌溉稻田土壤氮素迁移转化的影响有待进一步研究。本试验主要研究生物炭与节水灌溉联合调控下土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量和脲酶活性的变化特征,以期阐明生物炭施用对节水灌溉稻田土壤氮素迁移转化的影响,为稻田节水、控污及水土资源的可持续利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验区位于河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室昆山试验研究基地($34^\circ 63' 21'' \text{N}$, $121^\circ 05' 22'' \text{E}$)。试区属亚热带南部季风气候区,年平均气温为 15.5°C ,年降水量为 1 097.1 mm,年蒸发量为 1 365.9 mm,日照时数为 2 085.9 h,平均无霜期为 234 d。当地习惯稻麦轮作,土壤为潜育型黄泥土,耕层土壤质地为重壤土,0~18 cm 土层土壤有机质含量为 21.71 g/kg,全氮含量为 1.79 g/kg,全磷含量为 1.4 g/kg,全钾含量为 20.86 g/kg,pH 值为 7.4,0~30 cm 土壤容重为 1.32 g/cm^3 。

1.2 试验设计

试验于 2019 年 6—10 月进行,试验设置 2 种灌溉模式,分别为节水灌溉(C)与淹水灌溉(F)。在节水灌溉条件下,设置不施生物炭(A)、施用中量(20 t/hm^2)生物炭(B)和高量(40 t/hm^2)生物炭(C)等 3 个处理,在淹水灌溉(F)条件下设置施用高量(40 t/hm^2)生物炭(C) 1 个处理,依次记为

CA、CB、CC、FC,每个处理设 3 次重复,共计 12 个小区。试验在排水式蒸渗仪中进行,每个小区($2.5 \text{ m} \times 2.0 \text{ m}$)每天下午人工排水,排水量:节水灌溉为 3 mm/d ,常规灌溉为 5 mm/d 。水稻品种为苏香米,株距为 25 cm,行距为 25 cm,每穴苗量 3~4 株,于 2019 年 6 月 25 日插秧,2019 年 10 月 24 日收割。

生物炭制造原料为水稻秸秆,其 pH 值、碳含量、总氮含量、总磷含量、总钾含量、比表面积、总孔隙体积依次为 10.1、42.6%、0.75%、0.15%、1.06%、 $81.9 \text{ m}^2/\text{g}$ 、 $0.08 \text{ m}^3/\text{g}$ 。淹灌处理按当地水稻种植习惯管理,除分蘖后期排水晒田外,其余各生育阶段均在田间保留薄水层,黄熟期自然落干。控灌处理在返青期田面保留 10~30 mm 薄水层,以后各生育期灌溉后田间不建立水层,以根层土壤水分占饱和含水率 60%~80% 的组合作为灌水控制指标。常规肥料施用依据当地农民习惯施肥方法和施肥量进行管理,其中氮肥用量为 312.69 kg/hm^2 ,磷肥用量为 63.00 kg/hm^2 ,钾肥用量为 89.25 kg/hm^2 。

1.3 样品采集与分析

采用三点采样法随机采集稻田表层(0~10 cm)土壤,在整个水稻生育期土壤样品共采集 6 次,采集时间分别为移栽前(2019 年 6 月 23 日)、分蘖期(2019 年 7 月 23 日)、拔节孕穗期(2019 年 8 月 19 日)、乳熟期(2019 年 9 月 19 日)、黄熟期(2019 年 10 月 17 日)和收割后(2019 年 10 月 25 日)。采集的土样带回实验室,剔除植物根系、石砾后,一部分新鲜土样置于冰箱 4°C 保存,测定样品的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量;另一部分土壤自然风干后过 20 目筛和 100 目筛,用于测定土壤脲酶活性。其中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量的测定采用 KCl 提取-分光光度法, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量的测定采用紫外分光光度法,土壤脲酶活性的测定采用苯酚-次氯酸钠比色法。

1.4 数据处理

用 Excel 2019 对试验数据进行初步分析并绘制图表。数据方差分析与显著性差异分析采用 SPSS 22.0 完成,采用最小显著性差异法(LSD)法作多重比较分析(差异显著性水平为 $P < 0.05$)。

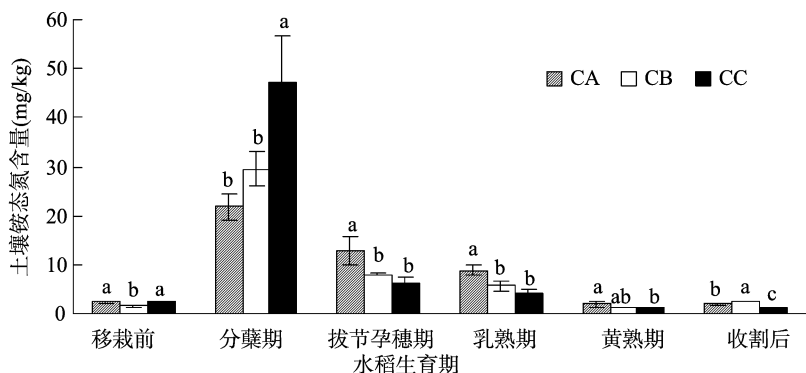
2 结果与分析

2.1 生物炭施用对稻田土壤铵态氮含量的影响

控制灌溉条件下不同生物炭施用处理稻田土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量均呈单峰变化趋势(图 1),且从移栽前至分蘖期土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量基本上随着生物

炭施用量的增加而增加。基肥施用后,各处理稻田土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量迅速升高,以 CC 处理增加最快, CB 次之, CA 最慢。3 种处理土壤的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量均在水稻分蘖期达到峰值,以 CC 处理的最高,为 47.148 mg/kg; CB 处理的次之,为 29.452 mg/kg; CA 处理的最低,为 21.844 mg/kg,且 CC 与其他处理差异显著 ($P < 0.05$)。水稻拔节孕穗期,稻田土壤的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量迅速降低,降低程度随着生物炭施用量的增加而增加,CC、CB、CA 处理土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量与分蘖期相比分别降低 87.01%、72.77%、41.49%,此后直至水稻收获前,土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量均表现为 $\text{CA} > \text{CB} > \text{CC}$ 。生物炭的不同添加量对节水灌溉稻田中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 滞留效应的

影响存在差异,添加高量生物炭对土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸附效果最好,能明显降低 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的淋失风险。就水稻全生育期(分蘖期至收割后)而言,CA 与 CC 处理土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均含量分别为 9.439、11.937 mg/kg,施加高量生物炭比不施加生物炭(CA)土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量提高 26.46%。这是因为生物炭具有丰富的孔隙结构、巨大的比表面积和丰富的含氧官能团,可通过范德华力与土壤中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 发生等离子交换作用^[18],甚至能够通过稳定的化学键对其产生不可逆的吸附^[19]。同时,生物炭施入土壤后易形成大团聚体,能够降低 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 等水溶性离子的淋溶损失量、延缓迁移转化的时间。



同一生育期不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$)。下同

图1 稻田土壤铵态氮含量变化

2.2 生物炭施用对稻田土壤硝态氮含量的影响

稻田土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量变化趋势和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 不同,在水稻全生育期内呈双峰波动(图2)。节水灌溉条件下,不同生物炭施用量处理土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量均于水稻分蘖期首次达到峰值,CA、CB、CC 处理土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量分别为 18.792、23.013、25.403 mg/kg;随着水稻的生长,水稻根系活性吸收面积增强,对氮素的吸收利用率增强,而在此阶段也存在着较为严重的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 渗漏损失^[20],因此在拔节孕穗期土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量较低。与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 不同的是,由于穗肥的施用,3 种处理土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量在乳熟期第 2 次达到峰值,且依然呈现 $\text{CC} > \text{CB} > \text{CA}$ 的分布规律,CC 处理土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量分别是 CB、CA 处理的 1.229、1.369 倍。在水稻生育后期,土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量依然维持在较高水平,主要是因为稻田自然落干增加了土壤的透气性,有利于硝化活动的增强。经过整个稻季后,各处理土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量均出现了

不同程度的降低,与移栽前相比,CA、CB、CC 收割后土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量的降幅分别为 59.97%、31.50%、34.51%,施用生物炭有利于土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的固持。在水稻全生育期(分蘖期至收割后),CA、CB、CC 各处理土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均含量分别为 9.403、10.109、11.499 mg/kg,施加生物炭使土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量提高了 7.52% ~ 22.29%。因此,生物炭可提高节水灌溉稻田土壤对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的滞留能力。

2.3 生物炭施用对稻田土壤脲酶活性的影响

脲酶是土壤氮素转化的关键性酶,它是尿素水解主要的生物活性驱动因子,极大地影响着尿素的转化,其活性与土壤肥力指标显著相关^[21]。节水灌溉稻田土壤脲酶活性在水稻分蘖期与拔节期较高(图3),随后开始下降并基本处于稳定水平。受穗肥影响,各处理土壤脲酶活性在分蘖期最大,且随生物炭施用量的增加而升高,CA、CB、CC 各处理的脲酶活性分别为 0.779、0.903、1.004 mg/g。同样,施用穗肥也激发了脲酶活性,拔节孕穗期 CA、CB、

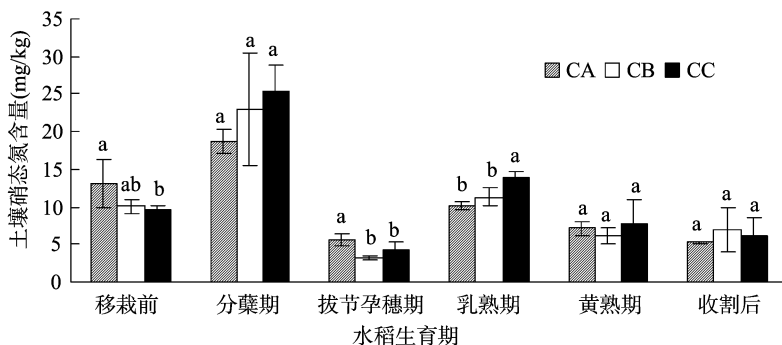


图2 稻田土壤硝态氮含量变化

CC 处理的脲酶活性分别为 0.767、0.835、0.966 mg/g, 略小于分蘖期。水稻全生育期, CA、CB、CC 处理的土壤脲酶活性平均值分别为 0.462、

0.526、0.585 mg/g, 施用生物炭比不施用生物炭土壤脲酶增加 13.87% ~ 26.28%, 说明生物炭有利于土壤脲酶活性的提升。

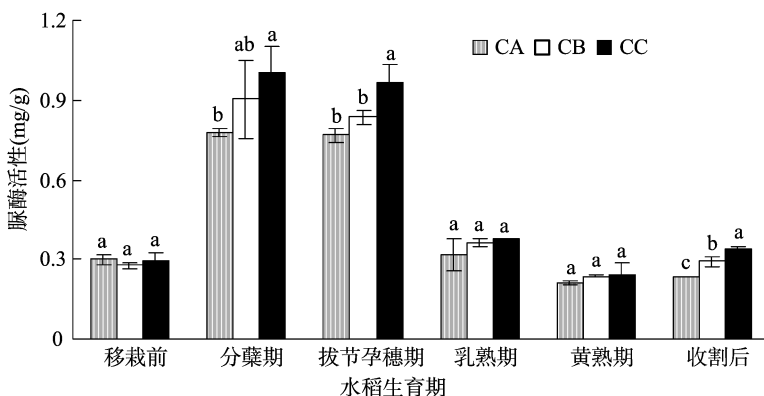


图3 稻田土壤脲酶活性变化

由图 4 可知, 土壤脲酶活性与土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 与土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量呈正相关关系, 但未达到显著水平。施入田面的尿素为土壤脲酶的酶促反应提供了大量的基质, 刺

激了表层土壤的脲酶活性; 同时氮素营养的改善促进了土壤微生物的繁殖, 从而使其向土壤中分泌更多的脲酶, 其活性的增强反过来促进了尿素氮的水解从而引起田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度剧增^[22]。

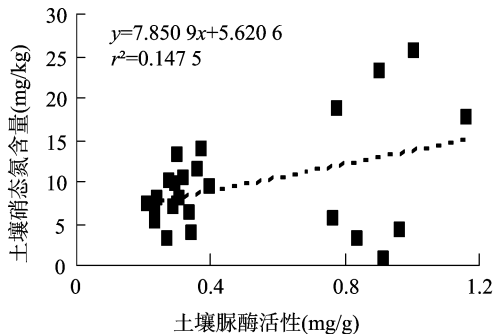
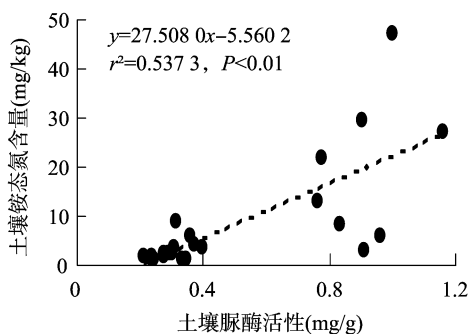


图4 土壤脲酶活性与土壤氮素含量的相关关系

2.4 灌溉管理对稻田氮素迁移转化的影响

相同生物炭施用条件下不同水分管理模式的土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量存在明显差异 (图 5 - a)。就整个生育期 (分蘖期至收割后) 而言, 控制灌溉与淹水灌溉处理的土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量均呈先增加后减少

的变化特征, 且都在分蘖期达到峰值, 控制灌溉稻田土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量比淹水灌溉高 24.544 mg/kg, 高了 61.46%。相同氮肥与生物炭管理条件下, 节水灌溉稻田土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量显著高于淹水灌溉稻田, 这主要与节水灌溉稻田的水分调控有关, 一

方面可能是节水灌溉措施有利于提高氮肥的利用效率,能抑制尿素水解后的氨挥发损失,因此土壤胶体能吸附更多的 NH_4^+ ;另一方面可能是由于淹水灌溉促进水分下渗,从而使得 NH_4^+ 、 NO_3^- 等可溶性离子向土壤深层运移。

淹水灌溉 FC 处理土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量低于节水灌溉 CC 处理(图 5-b),表明节水灌溉可以有效减少 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的流失。与移栽前相比,CC 处理收割后土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量比移栽前减少了 3.274 mg/kg,FC 处理收割后土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量比移栽前减少 4.397 mg/kg,这主要是由于淹水灌溉稻田渗漏造成了更多的氮素淋失。随着水稻生长,2 个处理均在分蘖期与乳熟期达到峰值,CC 处理在第 1 次和第 2 次峰值分别比 FC 处理高 7.892、4.762 mg/kg,这是因为淹水灌溉稻田除分蘖末期外均处于有水层状态,土壤长期处于还原条件下,导致氮肥水解后产生的大量 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 无法向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 形态转化。相对于淹水灌溉,节水灌溉除返青期外均处于无水层状态,土壤透气性好,土壤适宜的氧化与水分条件提高了硝化细菌的活性,促进了氮素的硝化过程。水稻全生育期(分蘖期至收割后),CC、FC 处理稻田土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均含量分别为 11.499、6.878 mg/kg,节水灌溉的应用使土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量增加 67.19%。

不同灌溉方式下土壤脲酶活性随水稻生育期的变化呈现不同的变化规律(图 5-c),土壤水分条件影响土壤脲酶活性变化,但 2 个处理在水稻全生育期均未达显著水平。水稻分蘖期,2 个处理的土壤脲酶活性均达到峰值,但以淹水灌溉为最大;自水稻乳熟期起,土壤脲酶活性基本稳定,控制灌溉条件下为 0.244 ~ 0.375 mg/g,淹水灌溉条件下为 0.273 ~ 0.396 mg/g,此阶段灌溉对土壤脲酶活性的影响不大。除拔节孕穗期外,淹水灌溉处理土壤脲酶活性均高于控制灌溉处理,全生育期控制灌溉稻田脲酶平均活性为 0.585 mg/g,而淹水灌溉稻田为 0.618 mg/g,淹水灌溉条件下稻田土壤的脲酶活性更高。

3 讨论

本试验结果表明,生物炭施用提高了节水灌溉稻田对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的固持能力,并可以显著提高稻田土壤脲酶活性。已有研究针对传统淹

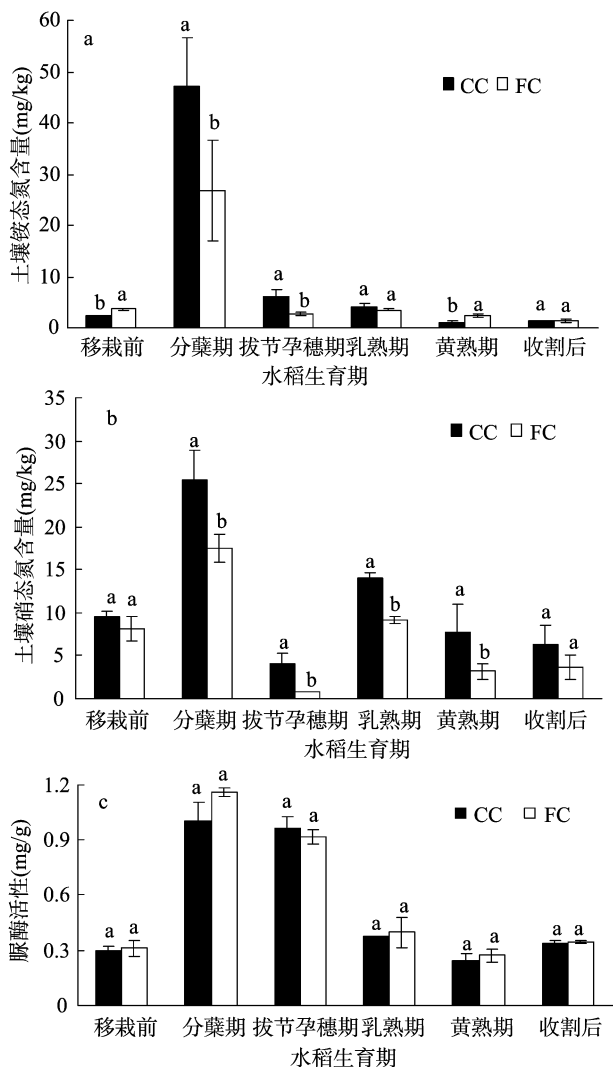


图5 不同灌溉管理条件下土壤铵态氮、硝态氮含量及脲酶活性变化

灌稻田的较多,且大部分研究都证实了生物炭在土壤氮素固持及减少氮素流失方面的积极作用。Lehmann 发现,生物炭和肥料配施,土壤对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸附与固定作用明显增强,水稻对氮素的利用也显著提高^[23]。崔虎等研究表明,生物炭施入农田后,能够减弱 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 在土-水界面的迁移能力,在提高肥效的同时,降低其随农田退水流失的风险^[24]。Chan 等研究发现,无机肥减量配施生物炭使土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的浓度分别提高了 38.9%、4.3%^[25]。冯轲等通过对田面水氮素的测定,发现施加生物炭后田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量减少了 35.1% ~ 64.3%^[26]。本试验结果与之基本一致,生物炭在节水灌溉稻田中对氮素同样有较高的固持容量。生物炭施入土壤后易形成大团聚体,对氮素离子有较好的吸附效果,并且能够降低氮素挥发量^[27],因此

提高了土壤对可溶性氮素离子的滞留能力。在生物炭对土壤脲酶活性的影响方面,尚无统一定论。吴蔚君研究发现,施用生物炭的处理脲酶活性提高 0.64% ~ 42.17%,其中以 B3 (4 500 kg/hm² 生物炭)处理的脲酶活性增加量最多^[28]。崔虎等也发现所有配施生物炭处理的土壤脲酶活性均高于单施无机肥处理,因此认为生物炭施入农田后可以提高土壤脲酶活性^[24],这与黄剑等的研究结果^[29-30]一致,本试验也发现,生物炭施用可以增强节水灌溉稻田土壤脲酶活性。但也有研究指出,常规生物质炭会抑制脲酶活性,生物炭对脲酶活性的抑制可能是其表面自由基或自由基促使产生的活性氧簇与脲酶发生氧化反应的结果^[31]。Sun 等的研究也认为秸秆生物质炭降低了土壤脲酶活性,是 NH₃ 挥发减排的重要原因之一^[32]。而余珊等对水热炭的研究也表明,通过水热法制备的生物质炭显著降低了土壤脲酶活性,可实现脲酶抑制剂的作用^[33]。

在灌溉管理方面,大部分研究表明,水稻节水灌溉模式的应用在节水、增产的同时能够明显减少稻田氮磷的损失,但在不同节水灌溉模式下土壤氮素迁移规律略有差异。晏军通过试验发现,浅灌深蓄稻田 0 ~ 40 cm 土层 NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N、总氮(TN)、总磷(TP)及速效磷等的含量差别不大,认为浅灌深蓄的灌溉方式不会造成稻田 0 ~ 40 cm 土层养分累积^[34];而在相同肥料处理条件下,节水灌溉减少了表层土壤中 NH₄⁺ - N 质量比及 40 ~ 60 cm 土层中 NH₄⁺ - N 和 NO₃⁻ - N 的质量比^[35]。本试验发现,与传统淹水灌溉相比,节水灌溉条件下稻田表层土壤中 NH₄⁺ - N 和 NO₃⁻ - N 的含量均较高,因此氮素离子随下渗水流失的较少,生物炭与节水灌溉的联合调控有利于增强土壤对养分的固持,减少养分的淋失。灌溉方式通过对土壤水气热条件的改变对土壤脲酶活性也会产生直接或间接的影响,旱作土壤酶活性一般高于水田^[36]。目前关于土壤脲酶的研究大多关注施肥模式对其的影响,在灌溉方式方面也集中于咸水灌溉^[37]、滴灌^[38]等,对于节水灌溉稻田土壤脲酶活性的研究较少。本试验发现控灌稻田中脲酶活性较低,这与张娜等关于充分湿润与淹水栽培对设施土壤酶活性的研究结论^[39]一致。节水灌溉稻田改善土壤环境,形成土壤水分的轻度亏缺,干湿交替影响土壤透气性、有机质含量、温度、pH 值、氧化还原电位(Eh)等,进而影响土壤脲酶活性、尿素水解与氨挥发过程^[40]。

4 结论

节水灌溉稻田土壤中 NH₄⁺ - N 和 NO₃⁻ - N 的含量均在分蘖期最高;在水稻生长前期,土壤中 NH₄⁺ - N 含量较高,乳熟期及以后土壤中 NO₃⁻ - N 含量较高。生物炭施用提高了土壤中 NH₄⁺ - N 和 NO₃⁻ - N 的含量,从稻季含量均值来看,施加高量生物炭比不施加生物炭土壤中 NH₄⁺ - N 含量提高 26.47%;CA、CB、CC 各处理土壤 NO₃⁻ - N 含量分别是 9.403、10.109、11.499 mg/kg,施加生物炭使土壤中 NO₃⁻ - N 含量提高了 7.52% ~ 22.29%,施加生物炭提升了土壤对养分的滞留能力。

施肥显著激发了土壤脲酶活性,蘖肥与穗肥施用后脲酶活性均处于较高水平。土壤脲酶活性与土壤 NH₄⁺ - N 含量呈极显著正相关($P < 0.01$),灌溉方式通过对土壤水气热条件的改变对土壤脲酶活性会产生直接或间接的影响。水稻全生育期,各处理土壤脲酶活性平均为 0.462 ~ 0.618 mg/g,施用生物炭比不施用生物炭土壤脲酶活性增加 13.87% ~ 26.68%,生物炭施用有利于土壤脲酶活性的提升。

与淹水灌溉相比,节水灌溉条件下稻田表层土壤中 NH₄⁺ - N 和 NO₃⁻ - N 的含量分别增加了 61.46%、67.19%,减小了稻田氮素淋失的风险,生物炭与节水灌溉的联合调控有利于进一步增强土壤对养分的固持,降低养分淋失的风险。

参考文献:

- [1] Ongley E D, Zhang X, Tao Y. Current status of agricultural and rural non - point source pollution assessment in China [J]. Environmental Pollution, 2009, 158 (5): 1159 - 1168.
- [2] Sun B, Zhang L X, Yang L Z, et al. Agricultural non - point source pollution in China: causes and mitigation measures [J]. AMBIO, 2012, 41 (4): 370 - 379.
- [3] 张敏, 田玉华, 尹斌, 等. 稻田氮素淋失测定方法的研究进展 [J]. 土壤, 2015, 47 (3): 440 - 445.
- [4] 李娟. 不同施肥处理对稻田氮磷流失风险及水稻产量的影响 [D]. 杭州: 浙江大学, 2016.
- [5] 李庆奎, 朱兆良, 于天仁. 中国农业持续发展中的肥料问题 [M]. 南昌: 江西科学技术出版社, 1998: 38 - 51.
- [6] 朱兆良, 张绍林, 尹斌, 等. 太湖地区单季晚稻产量 - 氮肥施用量反应曲线的历史比较 [J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16 (1): 1 - 5.
- [7] Liu X J, Ai Y W, Zhang F S, et al. Crop production, nitrogen recovery and water use efficiency in rice - wheat rotation as affected by non -

- flooded mulching cultivation (NFMC) [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems,2005,71(3):289 – 299.
- [8] Xing G X, Cao Y C, Shi S L, et al. Denitrification in underground saturated soil in a rice paddy region [J]. Soil Biology and Biochemistry,2002,34(11):1593 – 1598.
- [9] 周跃龙,汪怀建,余 辉,等. 应用输出系数模型对太湖流域面源污染负荷测算研究[J]. 江西农业大学学报,2014,36(3):678 – 683.
- [10] Zhang A, Cui L Q, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake Plain, China [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment,2010,139(4):469 – 475.
- [11] Major J, Rondon M, Molina D, et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a colombian savanna oxiso [J]. Plant and Soil,2010,333:117 – 128.
- [12] Woolf D, Amonette J E, Street – Perrott F A, et al. Sustainable biochar to mitigate global climate change [J]. Nature Communications,2010,1:56.
- [13] 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.
- [14] 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.
- [15] Wang W, Zeng C, Sardans J, et al. Amendment with industrial and agricultural wastes reduces surface – water nutrient loss and storage of dissolved greenhouse gases in a subtropical paddy field [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment,2016,231:296 – 303.
- [16] 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(1/2/3/4):47 – 55.
- [17] 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.
- [18] Wen B, Li R J, Zhang S Z, et al. Immobilization of pentachlorophenol in soil using carbonaceous material amendments [J]. Environmental Pollution,2008,157(3):968 – 974.
- [19] 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.
- [20] 吕 耀. 苏南太湖地区水稻土中硝态氮淋溶的定位研究 [J]. 土壤通报,1999,30(3):113 – 114.
- [21] 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.
- [22] Petra M, Ellen K, Bernd M. Structure and function of the soil microbial community in a long – term fertilizer experiment [J]. Soil Biology and Biochemistry,2003,35(3):453 – 461.
- [23] Lehmann J. Bio – char black carbon stability and stabilization in soil [C]// Soil science: confronting new realities in the 21st century. Bangkok:18th World Congress of Soil Science,2006:1 – 12.
- [24] 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.
- [25] Chan K Y, Van Zwieten L, Meszaros I, et al. Using poultry litter biochars as soil amendments [J]. Australian Journal of Soil Research,2008,46:437 – 444.
- [26] 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.
- [27] Kei M, Toshitatsu M, Yasuo H, et al. Removal of nitrate – nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal [J]. Bioresource Technology,2004,95(3):255 – 257.
- [28] 吴蔚君. 生物炭对水稻产量及稻田氮磷流失影响 [D]. 合肥:安徽农业大学,2018.
- [29] 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.
- [30] 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.
- [31] Liu Y, Dai Q Y, Jin X Q, et al. Negative impacts of biochars on urease activity: high pH, heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons, or free radicals ? [J]. Environmental Science Technology,2018,52:12740 – 12747.
- [32] Sun H J, Zhang H C, Shi W M, et al. Effect of biochar on nitrogen use efficiency, grain yield and amino acid content of wheat cultivated on saline soil [J]. Plant, Soil and Environment,2019,65(2):83 – 89.
- [33] 余 姗,薛利红,花 昀,等. 水热炭减少稻田氨挥发损失的效果与机制初探 [J]. 环境科学,2020,41(2):921 – 931.
- [34] 晏 军. 水肥运筹下稻田氮磷迁移转化研究 [D]. 荆州:长江大学,2018.
- [35] 杨士红,彭世彰,徐俊增,等. 不同水肥处理对稻田土壤中氮素剖面分布与氨挥发损失的影响 [J]. 水利水电科技进展,2010,30(1):40 – 44.
- [36] 汪远品,何腾兵. 贵州主要耕作土壤的脲酶活性研究 [J]. 热带亚热带土壤科学,1994,3(4):226 – 232.
- [37] 翟红梅,曹彩云,刘孟雨. 长期咸水灌溉对土壤酶活性及反应动力学的的影响 [J]. 干旱地区农业研究,2018,36(1):95 – 101.
- [38] 仇振杰,李久生,赵伟霞. 再生水地下滴灌对玉米生育期土壤脲酶活性和硝态氮的影响 [J]. 节水灌溉,2016(8):1 – 6.
- [39] 张 娜,潘瑞瑞,周增辉,等. 充分湿润与淹水栽培对土壤养分与酶活性的影响 [J]. 江西农业学报,2016,28(4):28 – 31.
- [40] 侯会静,杨雅琴,韩正砥,等. 节水灌溉的稻田温室气体排放研究综述 [J]. 江苏农业科学,2019,47(16):19 – 24.