植物营养与肥料学报 2014,20(6):1431-1440
Journal of Plant Nutrition and Fertilizer doi: 10.11674/zwyf.2014.0613

控温条件下秸秆腐解过程中黄泥田氮素转化及酸度对水肥耦合的应答

苏 朋,傅 昱,何 艳*,徐建明,吴建军,吴良欢
(浙江大学环境与资源学院,浙江省亚热带土壤与植物营养重点实验室,浙江杭州 310029)

摘要:【目的】在华中低产酸化黄泥田双季稻区,研究不同温度、水分条件及施肥对添加微生物促腐菌剂下秸秆腐解过程中土壤氮素转化和酸度矫治的影响。**【方法】**采用室内培养试验,于15℃和35℃条件下,设2个水分条件[40%和100%最大田间持水量(WHC)]及2种氮肥处理(尿素、猪粪),动态监测水稻秸秆腐解过程中土壤无机硝态氮(NO_3^--N)、氨态氮(NH_4^+-N)和总水溶性氮(TDN)含量,以及土壤pH变化在105 d培养周期内的变化特征。**【结果】**温度与各形态氮含量及土壤pH间均缺乏相关性,不同温度下水分、氮肥类型对氮转化及pH影响大致相同;35℃和15℃条件下几乎整个培养周期内,各处理氨态氮含量表现为WHC40% + U > WHC40% + M > WHC100% + U > WHC100% + M,即尿素处理优于猪粪处理($P<0.01$),不论添加何种氮素均表现为WHC40% > WHC100% ($P<0.01$);NO_3^--N和TDN含量顺序为WHC100% + U > WHC100% + M > WHC40% + U > WHC40% + M,其中后二者NO_3^--N含量无差异,WHC100%条件下NO_3^--N和TDN含量均显著高于40% WHC($P<0.05$);氮净矿化量为WHC40% + U > WHC100% + U,添加猪粪处理后在两水分条件下都为负值,表现生物固定,而净硝化强度为WHC100% + U > WHC100% + M,低水分含量的两氮肥添加均表现弱硝化;各处理至培养结束时土壤pH均大幅提升,pH值大小呈WHC40% + M > WHC40% + U > WHC100% + M > WHC100% + U,净变化值则分别为+0.35、+0.51、-0.61和+0.15,其中,WHC100% + M处理虽然最终表现有0.61单位降低,但在前期仍有大幅上升的现象。**【结论】**高温度、水分含量下,施尿素可因其短期内氮矿化与pH(高净氮矿化量、净硝化量、酸度提升)方面的优势而作为田间推荐的水肥耦合管理措施;微生物在氮素循环中对设定的温度条件有一定适应能力;相比于尿素在改变各种氮浓度和诱导pH变化方面的良好作用,猪粪从供氮时效方面讲,是一种可采用的但也相对难以利用的氮源。

关键词:水肥管理;氮素转化;酸度矫治;秸秆还田;低产水稻土
中图分类号:S141.4;S155.4^{+2} **文献标识码:**A **文章编号:**1008-505X(2014)06-1431-10

Nitrogen transformation and acidity remediation in responses to water-fertilizer coupling management during straw decomposition at fixed temperature in yellow-paddy field

SU Peng, FU Yu, HE Yan*, XU Jian-ming, WU Jian-jun, WU Liang-huan
(*College of Environmental and Natural Resource Sciences/Zhejiang Provincial Key Laboratory of Subtropical Soil and Plant Nutrition, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China*)

Abstract:【Objectives】The impacts of soil water content, fertilization incorporated with addition of decay-facilitating microbial incolua on the N transformation and soil acidity remediation were investigated in low yield acidified yellow-paddy soil in double rice cropping area, central China. **【Methods】**An incubation experiment involved by decay-facilitating microorganisms was respectively performed at 15℃ and 35℃ in laboratory for 105 days to evaluate impacts of soil water content [40% and 100% of water holding capacity (WHC)] and N fertilizer

收稿日期:2013-11-04 **接受日期:**2014-08-01
基金项目:国家公益性行业(农业)科研专项项目(201003016);国家重点基础研究发展973计划项目(2011CB100502);国家科技支撑计划课题(2012BAD15B04-2)资助。
作者简介:苏朋(1988—),男,山东肥城人,博士研究生,主要从事土壤化学与环境方面的研究。E-mail: supervtu@163.com
* 通信作者 Tel: 0571-88982065, E-mail: yhe2006@zju.edu.cn

(urea and manure). The soil inorganic nitrate (NO_3^--N), ammonium (NH_4^+-N)), total dissolved nitrogen (TDN) and changes of pH were monitored periodically. **【Results】** Data showed that water content and N fertilizer exhibited similar effects on N transformation and pH variance when soils were incubated by two kinds of temperatures, 35℃ and 15℃, and ammonium contents in soils were orderly classified into four levels by WHC40% + U > WHC40% + M > WHC100% + U > WHC100% + M across the entire incubation period ($P < 0.01$) regardless of N fertilizer, but the contents of nitrate and TDN in treatments were all in orders of WHC100% + U > WHC100% + M > WHC40% + U > WHC40% + M. The contents of nitrate and TDN reatments under WHC100% were increased significantly comparing with those under WHC40% ($P < 0.05$), not difference existed between fertilizer treatments. WHC40% + U showed higher net N mineralization than WHC100% + U when manure was applied, suggesting that microbial immobilization occurred in soils. Additionally, net nitrification in WHC100% + U was higher than that in WHC100% + M, but treatments incubated under WHC40% show slight nitrification; pH values are elevated in nearly all the treatments following a specific trend of WHC40% + M > WHC40% + U > WHC100% + M > WHC100% + U, with net pH variation of +0.35, +0.51, −0.61 and +0.15, respectively. Obviously, although WHC100% + U leads to great increase in pH at initial stage, but decrease the pH by 0.61 at the end of incubation. Higher temperature, water content and urea application should be recommended as an effective field management practice for satisfactory N mineralization and pH elevation. Soil microorganisms have an adaptation to temperature for N mineralization, the magnitude of C- and N- mineralization mainly depend on the availability of soil water and N resources. Manure is an applicable choice despite of supplying less N of various forms and weak affecting in pH fluctuations. **【Conclusions】** An integrative manage practice in maintaining capacity of soil water content and increasing the efficiency of N fertilizer should be an effective pathway during the process of returning straws from early rice and late rice to field at the low yield paddy soils in central China.

Key words: water-fertilizer management; N transformation; acidity remediation; straw returning to field; low yield paddy soil

土壤是农业生产的根本,通过合理措施高产节源并培肥土壤是当前面临的一大重要问题[1]。华中稻区黄泥田(红壤性水稻土)是我国低产水稻土类型之一,具有熟化度低、土壤贫瘦、酸性强等诸多低产障碍,制约水稻增产。为保障国家粮食安全和农田可持续利用,除严格保证其耕作面积外,因地制宜培肥土壤尤为关键。稻田生态系统中水稻秸秆就地还田是补充有机质最直接的方式[2],普遍应用的半量还田(约3000～4500 kg/hm^2)即可有效维持或提高土壤肥力[3]。秸秆还田对土壤养分和土壤活性有机碳含量的长期效应已得到认同[4-5],但秸秆自身结构复杂,在还田后腐解速度慢,并且短期内易引起养分竞争导致碳氮比(C/N)失调[6]等问题。因此还田时可以添加微生物促腐菌剂[7]加快腐解,同时补充氮素和水分克服以上不利影响[4]。但对多数土壤类型,尤其华中黄泥田双季稻种植模式的夏冬农闲,因地制宜开展早晚稻秸秆还田,应对其不同环境时令并如何有效培肥土壤方面仍缺乏报道,这对保障国家粮食安全、提升农田可持续利用有重大意义。

现有研究显示,秸秆还田后会引起土壤氮循环一系列的变化。外加碳、氮能促进土壤氮的矿化与激发效应,或引起土壤氮的固定[8],张电学等发现还田配施氮肥调节其C/N,能提高养分生物有效性,使秸秆快速分解期及秸秆转化过程中氮素净释放阶段提前[9]。另外,土壤氮素转化的两个重要环节是氮矿化和硝化作用,其中硝化作用与矿化释放的铵态氮素或外源铵在土壤中的转化和温室气体 N_2O 的排放等环境问题相关[10],可通过对土壤pH、微生物种类、数量及碳、氮有效性等的影响干扰氮素转化过程[11]。因此有研究表明,秸秆还田可通过诱导微生物固氮,避免化学氮肥进入土壤后迅速转化为氨态氮(NH_4^+-N)和硝态氮(NO_3^--N)而发生氨挥发和硝酸盐淋湿[12]。但土壤氮素水平最终取决于有机氮矿化和微生物氮固定间的平衡,秸秆还田状况下还与秸秆材料的C/N[13]及分解时间的长短有关[14]。土壤微生物主要固持 NH_4^+-N[14],可通过合理施用氮肥或减少秸秆加入量减少微生物固定作用而提升土壤氮素含量[15]。温、湿度是影响秸秆分解和土壤氮素转化过程和速率[16-17]的重要环境因

素。如有研究表明,硝化细菌活性随温度升高而增强[16],土壤氮矿化是与土壤水分含量或土壤水势的对数值成线性相关的[18]。目前对秸秆还田过程中不同形态氮素辅施对腐解过程及氮素转化的影响少见报道。夏季早稻和冬季晚稻的秸秆所处的还田时期环境温度差异较大,不同还田时期温度模式下,如何通过调控土壤水分状况和辅施氮肥以培肥土壤,以及这些田间管理措施如何调控土壤中氮素转化及对低产酸化土壤中酸度改良的影响还未有报道。

本研究针对浙江低产酸化黄泥田双季稻区轮作模式下的稻区实际情况,模拟田间夏季早稻和冬季晚稻还田时的环境温度,选用稻秆材料在实验室控制条件下开展了培养试验,探讨了微生物促腐菌剂添加下两种温度环境中不同水分状况、配施氮肥类型对土壤氮素转化的影响,并同时监测了秸秆还田过程中水肥耦合管理对酸化黄泥田的酸度改良效果,旨在了解水稻土休耕季节各类氮素形态转化和其随农业水肥管理措施的变化,以期为南方稻区秸秆资源有效利用和低产稻田的合理施肥提供理论依据和实施方法。

1　材料与方法

1.1　试验设计

本研究选用我国南方典型低产水稻土酸化黄泥田为供试土壤,样品采自浙江省金华市婺城区琅琊镇(119°28′2.86″E、29°01′8.83″N),每块样地采0—20 cm 多点混合样品,剔去石子、根系等杂物后混匀风干,过 2 mm 筛备用。植物材料选取当地前季水稻秸秆为试验材料,60℃烘 48 小时, 粉碎,过 0.25 mm 筛备用;秸秆促腐微生物菌剂为湖北农科院植保土肥研究所研制的秸秆快速腐熟菌剂(专利号: 201010228347)[19],以热带假丝酵母、米曲霉、绿色木霉菌、枯草芽孢杆菌等为活性成份,总有效菌活数 >0.5 亿/g;秸秆腐解过程中,同时选取尿素和猪粪作为辅施氮肥,用于调节 C/N 条件至适宜微生物发挥作用的 25∶1[7]。土壤、物料的常规理化性状见表 1。

表 1　供试土壤和物料的基本理化性质

Table 1　Basic physicochemical properties of the soil and rice straw samples

项目 Item	有机碳 Organic carbon (g/kg)	全氮 Total nitrogen (g/kg)	碳氮比 C/N	pH	粘粒 Clay (%)	粉粒 Silt (%)	砂粒 Sand (%)	田间持水量 Water holding capacity (%)
土壤 Soil	10.96	2.74	4.52	5.45	29.2	41.5	29.3	33.8
秸秆 Straw	391.3	9.27	42.2	5.64				

采用实验室控制条件下研究培养试验。称取相当于 50 g 烘干土重的经过预培养的土壤样品放入塑料封口袋中,按 15 g/kg 土和 0.5 g/kg 秸秆的比例分别加入秸秆和腐解菌剂,以尿素(U)或猪粪(M)调节 C/N 至25∶1,添加量以尿素和猪粪材料的含 N 量作为计算依据。混匀并分别调节至最大田间持水量的 40% 和 100% 后培养 105 天,双季稻区稻秆还田的实际田间温度作为模拟试验培养温度设定的重要参考,分别为 15℃和 35℃。塑料袋封闭并保留小口以保证气体交换及减少水分散失,同时以不加菌剂处理作为空白对照,所有处理重复 3 次。试验所用土样需在 25℃恒温箱中黑暗条件下好氧预培养 7 天,用来恢复土壤微生物活性。试验过程中每隔 3 天采用称重法调节和维持土壤含水量。本试验包括温度(15℃、35℃)、水分(WHC40%、WHC100%)和氮素(U、M)三个因素,完全随机设计共得 8 个处理。

1.2　测定方法与计算

培养过程中,监测土壤 NH_4^+-N、NO_3^--N、总水溶性氮(TDN)和 pH 值的动态变化。其中,土壤 pH 采用 1∶2.5 的土水比,用玻璃棒搅拌 1 min 并静置 30 min 后采用 pH 计(SevenEasy™ plus, METTLER-TOLEDO, 瑞士)测定。土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 采用 1 mol/L KCl 以 1∶10 的土水比震荡浸提,之后过滤取清液用连续流动注射分析仪(San^{++},SKALAR,荷兰)测定。TDN 采用 0.5 mol/L K_2SO_4溶液(土水比 1∶5)往复震荡仪浸提振荡 30 min,高速离心机 4000 r/min 离心并通过 0.45 μm 滤膜后,用总有机碳/总

氮分析仪(Multi N/C 3100, Analytic Jena, 德国)测定。

可溶性无机氮(TIN)、DON(可溶性有机氮)、净矿化的氮(N_m)和净硝化的氮(N_n)按照下列公式计算:

$$TIN = NO_3^-\text{-}N + NH_4^+\text{-}N \quad (1)$$

$$DON = TDN - NO_3^-\text{-}N - NH_4^+\text{-}N \quad (2)$$

$$N_m = [(NO_3^-\text{-}N + NH_4^+\text{-}N)_t - (NO_3^-\text{-}N + NH_4^+\text{-}N)_{t0}] \quad (3)$$

$$N_n = [(NO_3^-\text{-}N)_t - (NO_3^-\text{-}N)_{t0}] \quad (4)$$

式中:TDN 为总可溶性氮含量;t 为末时间(30 d 或 105 d);t0 为初时间(0 d)。

1.3 统计分析与绘图

所有试验数据采用 Microsoft Excel 2003 处理;各处理间的差异性和相关性分析分别采用 SPSS16.0 软件的 *t* 检验(Student's t test)和皮尔逊双尾相关性分析(Pearson 2-tails test of significance)进行,并用 pH 值与其它各形态氮数值做逐步回归分析;图形制作采用 Origin 8.0 软件。

2 结果与分析

2.1 秸秆分解过程中无机氮的释放动态

所有处理中,土壤 NH_4^+-N 含量几乎均在 3 d 内达到相近的极大值(125.7 ~ 168.8 mg/kg),尔后随培养时间的延长,相同土壤含水量水平中的变化趋势相似(图 1),WHC100% 条件下含量逐步降低,而 WHC40% 条件下中期有短暂回升;对 NO_3^--N 而言,培养前几天几乎检测不到(<10 mg/kg,图 2)。经统计检验发现,不论温度差异,NH_4^+-N 含量表现为 WHC40% > WHC100%, NO_3^--N 含量表现为 WHC40% < WHC100%,差异在多数采样点达到极显著水平($P<0.01$)。与水分影响相比,温度差异对 NO_3^--N、NH_4^+-N 含量变化影响较小,也不具备明显规律性。就不同氮素类型处理间的差异而言,配施猪粪处理在整个培养期内通常释放出较少的 NH_4^+-N($P<0.01$)和 NO_3^--N($P<0.01$)。总的来说,NH_4^+-N 含量在后期是降低的,而同时期的 NO_3^--N,尤其是在 WHC100% 条件下有上升的现象。所有处理中,NH_4^+-N 与 NO_3^--N 含量在培养后期(60 ~ 105 d)维持相对稳定状态。

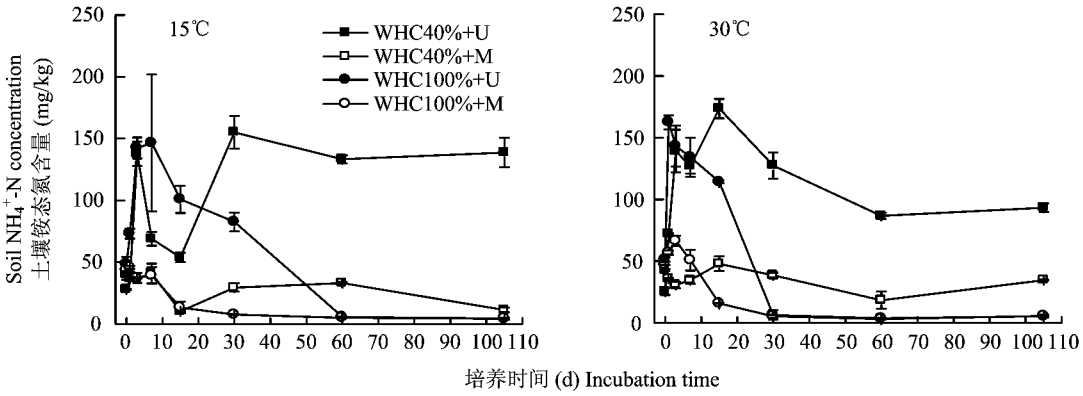

图 1 各试验处理条件下黄泥田中 NH_4^+-N 含量的动态变化

Fig.1 Dynamics of ammonium contents in soils from experimental treatments

[注(Note):WHC—田间最大持水量 Water holding capacity; +U—添加尿素 Urea application; +M—添加猪粪 Manure application.]

2.2 秸秆分解过程中总水溶性氮素(TDN)的释放动态

在两种温度环境中,总水溶性氮素(TDN)含量随不同水分状况和配施氮肥类型处理间差异的变化趋势一致(图 3)。随培养时间的延长,一般在前 15 d 迅速降低,尔后逐渐回升,到培养末期,甚至达到与其初始值相近或更高的水平,这种变化在高水分条件下更为明显(WHC100%)。配施相同氮肥的情况下,培养 30 d 后显现 WHC100% > WHC40% 的规律。从培养 7 d 起直至培养末期,配施尿素处理可释放的 TDN 一直显著高于配施猪粪处理($P<0.01$)。WHC100% 条件下,配施猪粪处理释放的 TDN 相对较低并维持在 30 mg/kg 左右。培养前 15 d 内,TDN 含量与水分含量呈负相关($P<0.05$),而培养 15 d 后,TDN 含量与水分含量呈显著正相关($P<0.01$)。

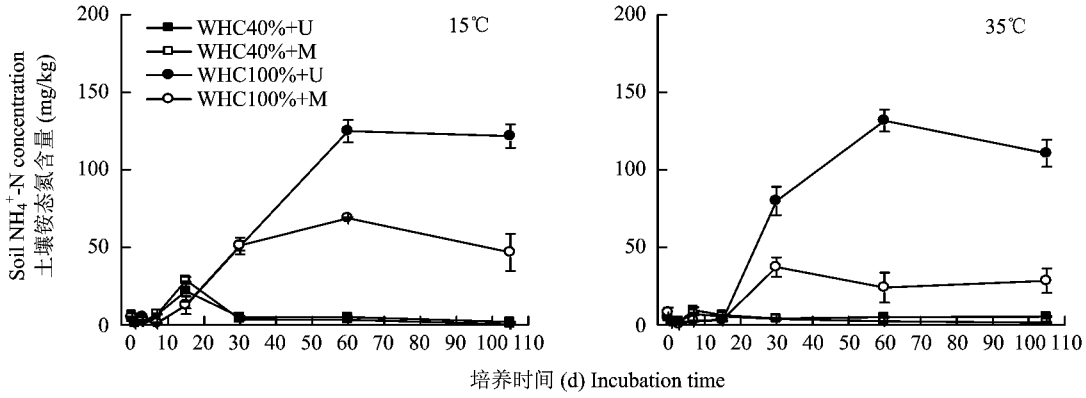

图 2　各试验处理条件下黄泥田中 NO_3^--N 含量的动态变化

Fig. 2　Dynamics of nitrate contents in soils from experimental treatments

[注(Note):WHC—田间最大持水量 Water holding capacity; +U—添加尿素 Urea application; +M—添加猪粪 Manure application.]

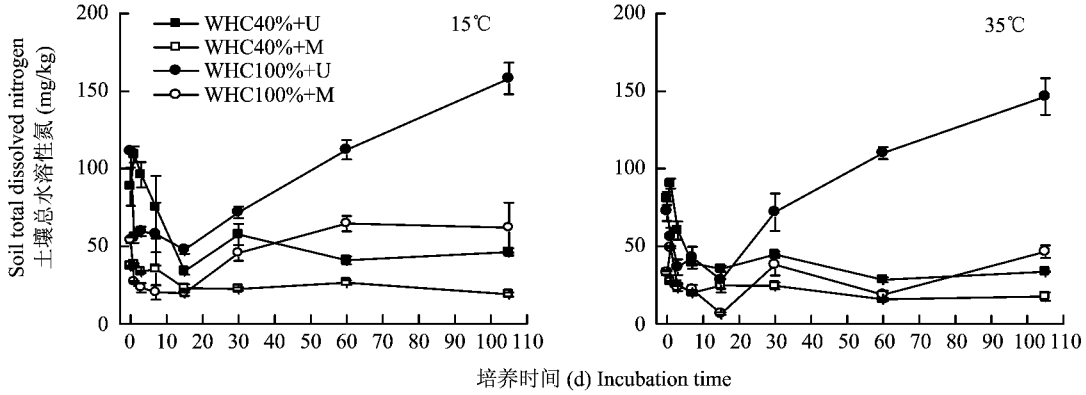

图 3　各试验处理条件下黄泥田总水溶性氮含量变化

Fig. 3　Dynamics of contents of total dissolved nitrogen in soils in the experimental treatments

[注(Note):WHC—田间最大持水量 Water holding capacity; +U—添加尿素 Urea application; +M—添加猪粪 Manure application.]

2.3　秸秆分解过程中土壤 pH 的动态变化

在秸秆还田后分解过程中,绝大多数处理的土壤 pH 值均大于田间初始值(5.45)(图 4)。从图 4 可见,秸秆添加后,各处理中土壤 pH 值均快速上升,在培养 15 d 之内达到最大值,尤其对于 WHC40% 条件下配施猪粪的处理而言,在培养的 3

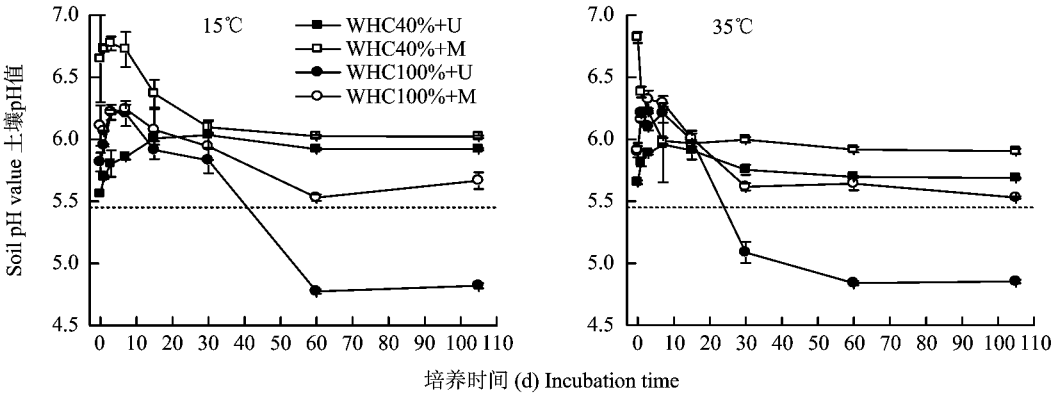

图 4　各试验处理黄泥田土壤 pH 值的动态变化

Fig. 4　Dynamics of pH values in soil samples in the experimental treatments

[注(Note):WHC—田间最大持水量 Water holding capacity; +U—添加尿素 Urea application; +M—添加猪粪 Manure application.]

d内即可达到最大pH值(约为6.32～6.86)。其他大多数处理中,土壤到达最大pH值所需的培养时间相对更长,且数值更低(约为5.92～6.34)。之后,至培养中期,pH变化出现拐点并缓慢下降,在WHC40%条件下,培养至30 d后趋于稳定,WHC100%条件下的处理则需培养至60 d后才趋于稳定。整个培养过程中,15℃的培养处理中净pH增量(测定值与初始值的差值)更大,但仅在30 d时差异极显著($P<0.01$)。至培养末期105 d时,WHC40%配施尿素、WHC40%配施猪粪、WHC100%配施尿素和WHC100%配施猪粪的处理中土壤pH分别改变+0.35、+0.51、-0.61和+0.15个单位(15℃、35℃均值)。总的来说,除了WHC100%配施尿素的处理外,秸秆还田后105 d内,所有处理中土壤pH值与田间初始pH值相比均有不同程度的提高,且WHC40%配施猪粪的处理中土壤pH净增量最大。相比而言,WHC100%配施尿素的处理培养30 d后土壤pH反而降低0.61个单位(15℃、35℃均值),但该处理在培养初期仍可短暂(0～7 d内)显现不同程度的pH升高现象(至6.21～6.24)。

3 讨论

总水溶性氮(TDN)由溶解性无机氮(DIN)和溶解性有机氮(DON)组成,是土壤微生物的有效氮库,直接影响秸秆的分解。添加秸秆后,土壤TDN的含量在培养初期降低,与微生物分解秸秆过程中生理代谢合成自身生命体而导致土壤氮的生物固定作用有关[20]。并且,该阶段(15 d内)TDN含量是与土壤水分含量呈负相关,表明高水分条件下微生物代谢更旺盛、消耗更多。而后期WHC100%配施尿素处理中TDN含量的升高很可能与该处理中高含量的有效态氮有关,可能来自秸秆分解释放的溶解性氮及氨化、硝化过程中无机氮的积累。土壤TDN含量在一些处理中显示出氮的生物固定作用(如在培养末期小于培养初期的WHC40%条件下的处理),这与周江敏等人由TDN变化得出秸秆腐解增加土壤氮素固定的结果是一致的[21]。DON仅占土壤氮很小一部分,是土壤易分解氮库中可迅速矿化[22]及活性最高的组分之一[21,23]。通过TDN与TIN间的差值判断土壤中DON的变化动态(图5)可知,秸秆还田后,土壤DON随秸秆分解进程的推

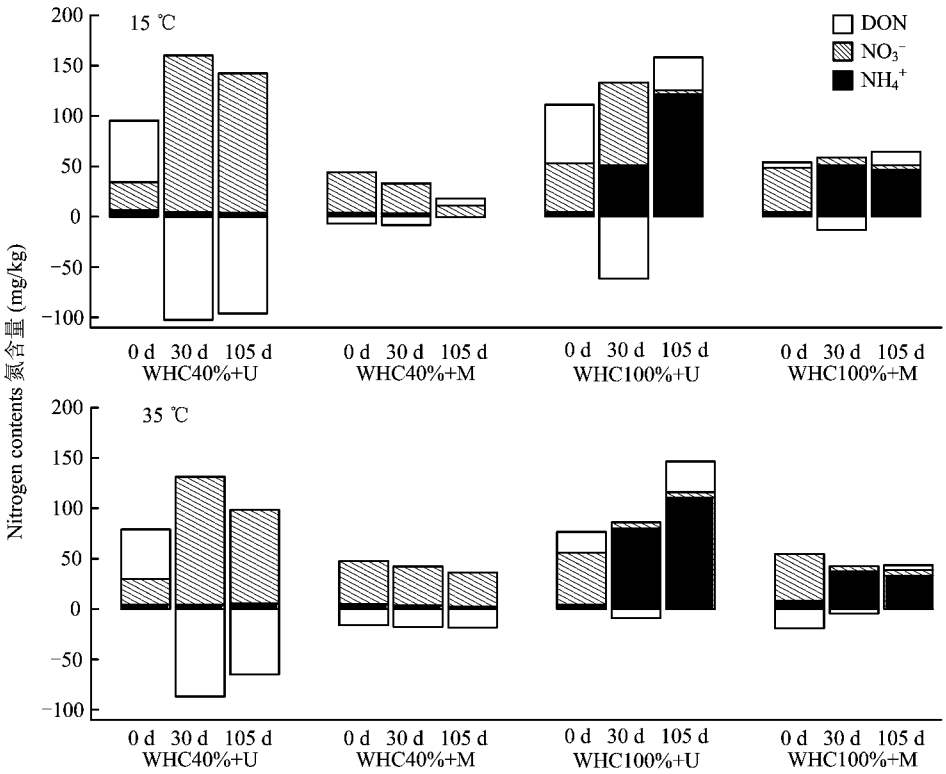

图5 培养周期内各处理土壤不同氮素形态含量的变化

Fig. 5 Concentration changes of different N forms in soils with different treatments within incubation period

[注(Note): WHC—田间最大持水量 Water holding capacity; +U—添加尿素 Urea application; +M—添加猪粪 Manure application.]

进大致是呈增加趋势的,这点在 WHC100% 条件下更明显,与一些研究结果相符[23],可能与死亡微生物体的分解,以及微生物对有机物的分解过程中释放的含氮化合物的积累有关[22],后期的上升更可能来自后者。

秸秆在土壤中分解是导致土壤氮的净固持还是净矿化与秸秆的 C/N 有关[14,16]。试验中尿素和猪粪的用量是按等氮量和相同 C/N(25∶1)所确定,不同氮素处理间的差异就归因于处理中氮素生物可利用性的差异。尿素中氮的生物有效性高,满足添加秸秆后土壤微生物生理代谢过程中对氮源的需求,氨氧化与硝化过程迅速,因此减少了该处理中土壤氮的微生物固持,表现为土壤氮的净矿化与净硝化显著大于配施猪粪的处理(图 6);猪粪中氮的生物有效性相对低,氨氧化与硝化过程相对和缓,导致土壤中 NH_4^+-N 含量下降(图 1),氮净矿化量为负值,呈现为氮固定。温度升高一般可促进土壤硝化作用及一些土壤中 N_2O 的排放[16,24],但本试验中,相同含水量条件下,温度与土壤 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 含量之间均缺乏相关性,显示温度的影响力较弱,这可能与黄泥田中与氮转化相关的功能微生物对温度有较强的适应性,在 15℃ 和 35℃ 下均可较好生长有关[25]。

农田管理措施中,会通过灌溉调节土壤含水量改变通气状况和氧分压来影响土壤中的氮素转化过程[26]。与 WHC40% 相比,本试验培养周期内 WHC100% 处理中 NO_3^--N 的累积作用明显,如 WHC100% 配施尿素处理,15 d 内便释放出最大量的 NH_4^+-N,尔后又转化为大量的 NO_3^--N,导致该处理中氮的净硝化量最大(图 6, $P < 0.01$);而 WHC40% 配施尿素的处理,虽然也释放了等量的 NH_4^+-N(图 1),表现出高净矿化(图 6),但生成的 NO_3^--N 却极少,可能是 WHC40% 条件下土壤相对干燥,致使大量释放的 NH_4^+-N 转化为氨直接挥发,间接削弱了硝化作用这说明在未淹水稻田中,参与硝化过程的微生物在相对较高的土壤水分条件下活性更佳,从而相对更易促进硝化作用,而低含水量的干旱环境或许对氮的硝化过程起阻碍作用。可能一

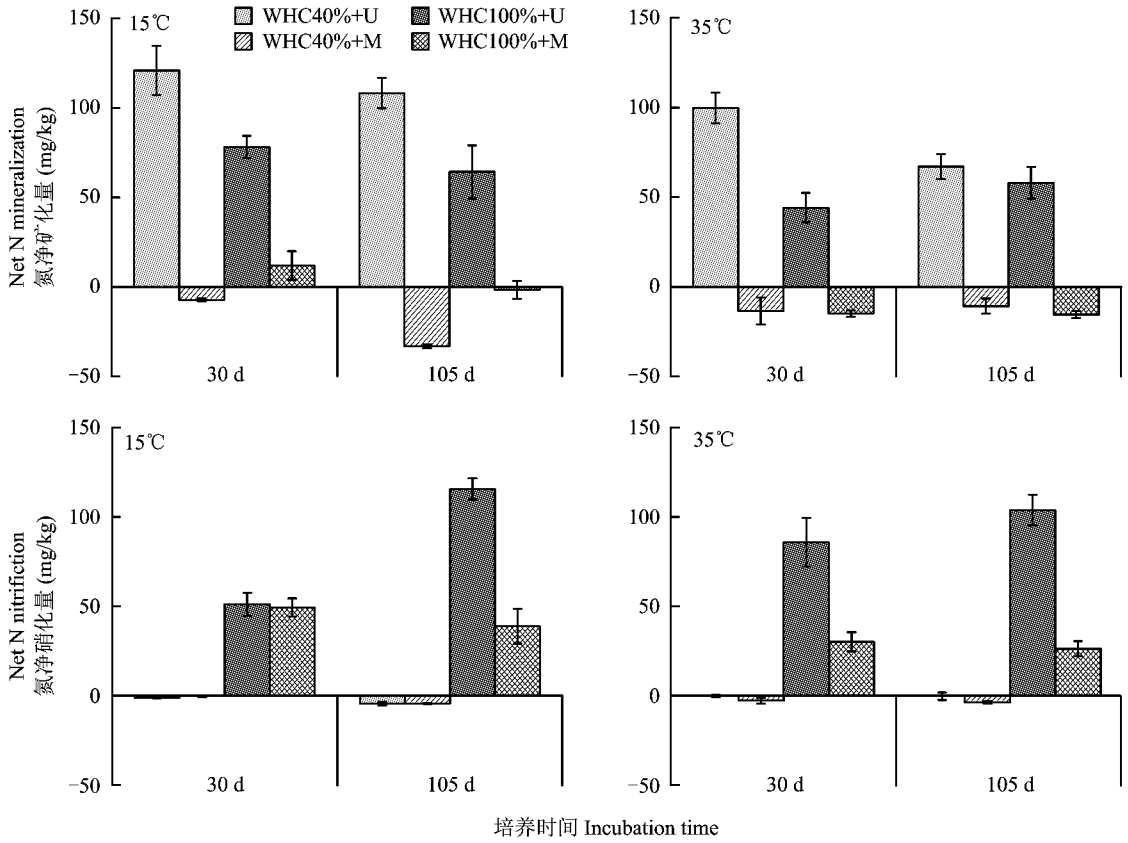

图 6　培养周期内各试验处理条件下氮的净矿化量与净硝化量值

Fig. 6　The net amount of N mineralization and nitrification in soils from experimental treatments

[注(Note):WHC—田间最大持水量 Water holding capacity; +U—添加尿素 Urea application; +M—添加猪粪 Manure application.]

方面的原因是WHC40%条件下土壤相对干燥,致使大量释放的 NH_4^+-N 转化为氨直接挥发,导致可供硝化作用的有效 NH_4^+-N 的含量较低而间接削弱硝化作用;另一方面,低含水量致使土壤中参与硝化作用的微生物生长受限也可直接抑制硝化作用的发生。Khalil 等[27] 的研究结果也是如此。在WHC100%条件下,配施猪粪处理也测得净硝化量,说明适量高水分条件下氮素生物有效性得到提高。

本试验中,除WHC100%施用尿素的处理外,水稻秸秆还田所有处理均导致土壤 pH 的增加。将土壤 pH 的变化与三种形态的氮素含量(NH_4^+-N、NO_3^--N 及 DON)进行逐步回归分析,发现培养初期(约 15 d 内),NH_4^+-N 与溶解性有机氮含量单独或联合起来对 pH 的变化有巨大贡献;而随着培养时间的延长,NO_3^--N 在试验中后期发挥出更大影响力(表2)。从单个试验处理中 pH 和氮的对应动态变化中也可以看出,如 WHC100% 配施尿素的处理后期有较高的 NO_3^--N 释放,这与培养末期 pH 的急剧下降可以很好对应(图2、图4)。对 pH 净变化量(ΔpH)与净矿化量(Nm)、净消化量(Nn)的回归分析也表明,30 d 内 pH 差异主要受前期净矿化影响,而整个培养周期(105 d)内净硝化起到更大作用,因此,也证明了秸秆还田后土壤 pH 的变化会与秸秆分解过程中土壤硝化作用和硝酸盐相联系[28]。与配施猪粪的处理相比,尿素处理中土壤 pH 值更低,可能也是由尿素中超高含量的生物有效态氮所引起的强硝化作用所导致的。但三种氮形态对 pH 的影响作用各自会持续多久的问题,仅通过逐步回归方程并不能确定。因此,对于酸化的黄泥田来说,水稻秸秆还田在实现水稻秸秆废弃物资源化利用的同时,又实现了酸度矫治的目标。

表2 土壤 pH 值与各形态氮素的多元回归分析

Table 2 Multiple regression analysis of soil pH values and N contents in different forms

培养时间 Incubation time (d)	多元回归方程 Multiple regression equation#	R^2	P
0	$pH = -0.011[DON] - 0.068[N_{NO_3^-\text{-}N}] + 6.64$	0.605	0.000
1	$pH = -0.008[DON] - 0.008[N_{NH_4^+\text{-}N}] + 6.56$	0.533	0.000
3	$pH = -0.004[N_{NH_4^+\text{-}N}] + 6.52$	0.426	0.001
15	$pH = -0.001[N_{NH_4^+\text{-}N}] + 0.006[N_{NO_3^-\text{-}N}] + 6.04$	0.446	0.002
30	$pH = -0.008[N_{NO_3^-\text{-}N}] + 6.04$	0.543	0.000
60	$pH = -0.008[N_{NO_3^-\text{-}N}] + 5.92$	0.933	0.000
105	$pH = -0.009[N_{NO_3^-\text{-}N}] + 5.91$	0.931	0.000
30	$\Delta pH = 0.007\ Nm - 0.516$	0.528	0.000
105	$\Delta pH = -0.008\ Nn - 0.006\ Nm - 0.413$	0.714	0.000

注(Note): DON—可溶性 N Dissolved organic N; ΔpH—30 d 或 105 d 时 pH 减去 0 d 时 pH pH value in 30 or 105 d minus pH value in 0 d; Nm—30 d 或 105 d 净矿化量 Net nineralized N in 30 or 50 d; Nn—30 d 或 105 d 净硝化量 Net minerealized NO_3^--N content in 30 or 105 d; $n = 48$.

4 结论

1)秸秆还田过程中,高湿环境(WHC100%)配施尿素土壤 NO_3^--N、总可溶性氮含量较大,且氮的净矿化量和净硝化量也较大,配施猪粪易导致氮的固定;低水分含量条件下(WHC40%)施用尿素和猪粪的土壤硝化强度均较低;相同含水量条件下,温度与各形态氮含量间缺乏相关性。

2)秸秆还田过程中,土壤氮的生物有效性和土壤水分状况对氮转化过程具有调控作用。氮肥生物有效性对土壤氮矿化影响大,低水分条件下施尿素净矿化量较大,水分状态对土壤硝化作用的影响更大;高水分条件下施猪粪也能产生极大的净矿化量。

3)无论何种水肥管理措施,秸秆还田均可使土壤 pH 值普遍提升,低水分条件下效果更明显。高水分条件下,秸秆还田配施尿素在还田初期,土壤 pH 虽有升高,由于后期强硝化作用导致 pH 下降,最终导致致酸效应。生产实践中应重视长周期后产

生的酸效应,若秸秆还田周期短,亦可选择配施尿素并维持一定的土壤含水量。

4)在华中低产黄泥田双季轮作稻区,为推荐采用以下田间优化管理措施,早稻还田时气温高周期短,推荐保持 WHC100%、辅施适量尿素、并配合添加秸秆腐解菌剂;晚稻还田时气温低周期长,推荐保持 WHC40%并辅施猪粪,防止微生物氮素被微生物固定,促进农田保氮。

参 考 文 献:

[1] 熊鸿焰, 李廷轩, 余海英, 等. 水旱轮作条件下免耕土壤微生物特性研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(1): 145-150.
Xiong H Y, Li T X, Yu H Y *et al*. Microbial characters in no-tillage soil with paddy-upland rotation[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2009, 15(1): 145-150.

[2] 周江明, 徐大连, 薛才余. 稻草还田综合效益研究[J]. 中国农学通报, 2002, 18(4): 7-10.
Zhou J M, Xu D L, Xue C Y. Study of comprehensive utilization efficiency of returning rice straw to field[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2002, 18(4): 7-10.

[3] 王媛华, 苏以荣, 李杨, 等. 稻草还田条件下水田和旱地土壤有机碳矿化特征与差异[J]. 土壤学报, 2011, 48(5): 979-987.
Wang A H, Su Y R, Li Y *et al*. Characteristics of mineralization of soil organic carbon in paddy and upland with rice straw incorporated and differences[J]. Acta Pedologica Sinica, 2011, 48(5): 979-987.

[4] 李小刚, 崔志军, 王玲英. 施用秸秆对土壤有机碳组成和结构稳定性的影响[J]. 土壤学报, 2002, 39(3): 421-428.
Li X G, Cui Z J, Wang L Y. Effect of straw on soil organic carbon constitution and structural stability[J]. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(3): 421-428.

[5] 陈尚洪. 秸秆还田和免耕对土壤养分及碳库管理指数的影响研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2008, 14(4): 806-809.
Chen S H. Influence of straw mulching with no-till on soil nutrients and carbon pool management index[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2008, 144: 806-809.

[6] 唐玉霞, 孟春香, 贾树龙, 等. 不同碳氮比肥料组合对肥料氮生物固定, 释放及小麦生长的影响[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(2): 37-40.
Tang Y X, Meng C X, Jia S L *et al*. Effects of different C/N combinations of fertilizers on biological fixation and release of nitrogen fertilizer and wheat growth[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2007, 15(2): 37-40.

[7] 张夫道, Fokin A D. 作物秸秆碳在土壤中分解和转化规律的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1994, 1(1): 27-38.
Zhang F D, Fokin A D. Decomposition and transformation of ^{14}C-traced straw in soils[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 1994, 1(1): 27-38.

[8] 吕殿青, 张树兰, 杨学云. 外加碳, 氮对土壤氮矿化, 固定与激发效应的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2007, 13(2): 223-229.
Lv D Q, Zhang S L, Yang X Y *et al*. Effect of supplying C and N on the mineralization, immobilization and priming effect of soil nitrogen[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2007, 13(2): 223-229

[9] 张电学, 韩志卿, 李东坡, 等. 不同促腐条件下秸秆还田对土壤微生物量碳氮磷动态变化的影响[J]. 应用生态学报, 2005, 16(10): 1903-1908.
Zhang D X, Han Z Q, Li D P *et al*. Effects of return- ing maize straw into field on dynamic change of soil microbial bio- mass C, N and P under different promoted decay condition[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(10): 1903-1908.

[10] Dickinson R E, Cicerone R J. Future global warming from atmospheric trace gases[J]. Nature, 1986, 319: 109-115.

[11] Templer P, Findlay S, Lovett G. Soil microbial biomass and nitrogen transformations among five tree species of the Catskill Mountains, New York, USA[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2003, 35(4): 607-613.

[12] Tanaka H, Kyaw K M, Toyota K *et al*. Influence of application of rice straw, farmyard manure, and municipal biowastes on nitrogen fixation, soil microbial biomass N, and mineral N in a model paddy microcosm[J]. Biology and Fertility of Soils, 2006, 42(6): 501-505.

[13] 叶文培, 王凯荣, 谢小立. 添加玉米和水稻秸秆对淹水土壤 pH, 二氧化碳及交换态铵的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(2): 345-350.
Ye W P, Wang K R, Xie X L. Effects of maize and rice straw amendment on the pH, CO_2, and exchangeable NH_4^+ of submerged soil[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(2): 345-350.

[14] 胡希远, Kuehne R F. 秸秆在土壤内分解初期氮素矿化与固持的模拟测定[J]. 应用生态学报, 2005, 16(2): 243-248.
Hu X Y, Kuehne R F. Simulation of nitrogen mineralization and immobilization of crop straw during its initial decomposition in soil[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16 (2): 243 - 248

[15] 李世清, 李生秀. 有机物料在维持土壤微生物体氮库中的作用[J]. 生态学报, 2001, 21(1): 136-142.
Li S Q, Li S X. Effects of organic materials on maintaining soil microbial biomass[J]. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(1): 136-142.

[16] Guntiñas M E, Leirós M C, Trasar-Cepeda C *et al*. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study[J]. European Journal of Soil Biology, 2012, 48: 73-80.

[17] Cookson W R, Cornforth I S, Rowarth J S. Winter soil temperature (2-15℃) effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or unamended soils: a laboratory and field study[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34(10): 1401-1415.

[18] Kladivko E J, Keeney D R. Soil nitrogen mineralization as affected by water and temperature interactions[J]. Biology and Fertility of Soils, 1987, 5(3): 248-252.

[19] 乔艳, 付爱国, 李双来, 等. 一种降解秸秆的腐熟剂[P]. 中国专利: 201010228347, 2012-09-19.
Qiao Y, Fu A G, Li S L *et al*. A composting agent for degrading straws[P]. China Patent: 201010228347, 2012-09-19.

[20] Magill A H, Aber J D. Variation in soil net mineralization rates with dissolved organic carbon additions[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32(5): 597-601.

[21] 周江敏, 陈华林, 唐东民, 等. 秸秆施用后土壤溶解性有机质的动态变化[J]. 植物营养与肥料学报, 2008, 14(4): 678-684.
Zhou J M, Chen H L, Tang D M *et al*. Dynamic changes of dissolved organic matter in the soils amended with rice straw[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2008, 14(4): 678-684.

[22] Haynes R J. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview[J]. Advances in Agronomy, 2005, 85: 221-268.

[23] 赵满兴, 周建斌. 黄土区几种土壤培养过程中可溶性有机碳, 氮含量及特性的变化[J]. 土壤学报, 2008, 45(3): 476-484.
Zhao M X, Kalbitz K, Zhou J B. Dynamics of soluble organic nitrogen and its relation to mineralization of soil organic nitrogen during incubation of several soils in Loess Region[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(3): 476-484.

[24] 郎摇漫. 土地利用方式和培养温度对土壤氮转化及温室气体排放的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(10): 2670-2676.
Lang Y M. Effects of land use type and incubation temperature on soil nitrogen transformation and greenhouse gas emission[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(10): 2670-2676.

[25] Lal J K, Mishra B, Sarkar A K. Effect of plant residues incorporation on specific microbial groups and availability of some plant nutrients in soil[J]. Journal of the Indian Society of Soil Science, 2000, 48(1): 67-71.

[26] 宋贺, 徐新超, 王敬国, 等. 设施菜田土壤剖面中的反硝化特征[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(4): 860-868.
Song H, Xu X C, Wang J G *et al*. Characteristics of denitrification in different soil layers in a greenhouse vegetable cropping system[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2012, 18(4): 860-868.

[27] Khalil M, Rosenani A, Van Cleemput O *et al*. Nitrous oxide production from an ultisol of the humid tropics treated with different nitrogen sources and moisture regimes[J]. Biology and Fertility of Soils, 2002, 36(1): 59-65.

[28] Haney R L, Franzluebbers A J, Porter E B *et al*. Soil carbon and nitrogen mineralization[J]. Soil Science Society of America Journal, 2004, 68(2): 489-492.