

洞庭湖平原典型水稻土氮素固持动态及氮的残留形态

彭佩钦^{1,2}, 仇少君^{3,4}, 刘强³, 吴金水², 侯红波¹

(1. 中南林业科技大学资源与环境学院, 长沙 410004; 2. 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态重点实验室, 长沙 410125; 3. 湖南农业大学资源环境学院, 长沙 410128; 4. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100094)

摘要:以洞庭湖平原2个典型水稻土(红黄泥和紫潮泥)为对象,采用¹⁵N示踪技术,研究了淹水培养条件下稻草+硫酸铵配施(S+¹⁵NA)和单施硫酸铵(¹⁵NA)土壤微生物和粘土矿物对化肥氮的固定与释放及氮的残留形态.结果表明,淹水培养条件下 B_N (SMBN)总体变化趋势是在培养前期达到峰值,而后逐渐下降,最后趋于稳定.固定态铵在整个试验期间变化相对较小,但也随培养时间的延长而减少.淹水培养条件下, B_N 以原有 B_N 为主.标记底物 B_N 的比例红黄泥为0.30%~6.67%;紫潮泥为1.00%~3.47%.微生物同化的标记底物硫酸铵氮的比例红黄泥为0.15%~20.65%,紫潮泥为2.06%~15.93%;有机无机配施处理(S+¹⁵NA)均大于单施化肥(¹⁵NA),红黄泥S+¹⁵NA处理平均为6.78%,高于红黄泥¹⁵NA处理;紫潮泥S+¹⁵NA处理(10.78%)也高于紫潮泥¹⁵NA处理.粘土矿物对标记底物氮的固定率,红黄泥为2.48%~10.57%,紫潮泥为12.55%~30.04%.红黄泥S+¹⁵NA处理平均为7.14%,低于红黄泥¹⁵NA处理;紫潮泥S+¹⁵NA处理(21.53%)也低于紫潮泥¹⁵NA处理.淹水培养条件下底物硫酸铵氮的残留率均大于30%,有机无机配施处理提高了无机氮的残留率.红黄泥底物氮的残留形态主要为酸解有机氮(>72%),而紫潮泥以酸解有机氮(44.0%~53.2%)和固定态铵(35.2%~37.5%)为主,两种土壤底物氮矿质氮形态残留在10%~20%之间.研究表明土壤对外源无机氮的固定与释放是一个动态的过程,施肥方式和土壤粘土矿物组成对该过程有重要影响.化肥和秸秆配合施用能增强微生物对无机氮的同化,降低土壤粘土矿物对无机氮的固持.有机无机配施处理在降低化肥氮损失的同时提高了酸不溶性氮态的残留率,降低了无机氮形态(固定态铵和矿质氮)的残留.

关键词:土壤微生物生物量氮;固定态铵;水稻土;淹水培养;¹⁵N

中图分类号:X144 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2009)04-1139-07

Dynamics of Labeled Substrate N by Microorganism and Soil Clay Immobilized and Its Residue Fractions in Typical Paddy Soils in Dongting Lake Floodplain

PENG Pei-qin^{1,2}, QIU Shao-jun^{3,4}, LIU Qiang³, WU Jin-shui², HOU Hong-bo¹

(1. College of Resource and Environment, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China; 2. The Key Laboratory of Subtropical Agroecology, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha, 410125, China; 3. College of Resource and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 4. College of Resource and Environment, China Agricultural University, Beijing 100094, China)

Abstract: Dynamics of immobilization of the labeled substrate N by microorganism and soil clay and its residue fractions in soils from the plough layers of two subtropical paddy soils (Reddish clayey soil, Purple alluvial soil) in the Dongting Lake floodplain were studied. A laboratory-flooded incubation experiment was composed of three treatments: control (CK), labeled ammonium sulphate group (¹⁵NA) and the combined of labeled ammonium sulphate and rice straw group (S+¹⁵NA). During the incubation, microbial biomass N (B_N) increased firstly and then those decreased and tended to stable subsequently, while the content of fixed ammonium changed little. Native B_N acted as the major N pool because the percentage of labeled substrate B_N in reddish clayey soil and purple alluvial soil were 0.30%-6.67% and 1.00%-3.47%, respectively. The combined application of rice straw and chemical fertilizer (S+¹⁵NA) improved the immobilization of inorganic N by microorganism, because the immobilization ratio of substrate N in reddish soil and purple alluvial soil were 6.78% and 10.78%, respectively, for S+¹⁵NA treatment, higher than those for ¹⁵NA treatment. The immobilization ratio of substrate N by soil clay in reddish clayey soil and purple alluvial soil were 2.48%-10.57% and 12.55%-30.04%, respectively. However, the immobilization ratio of substrate N by soil clay in the two soils were 7.14% and 21.53%, respectively, for S+¹⁵NA treatment, lower than those for ¹⁵NA treatment. The incorporation of chemical fertilizer and rice straw increased the N remain percent. The main residue formation of the labeled substrate N was total hydrolysable N (>72%) in Reddish clayey soil, while it was total hydrolysable N (44.0%-53.2%) and fixed ammonium (35.2%-37.5%) in Purple alluvial soil. The residue of mineral nitrogen ranged 10%-20% in the two soils. In conclusion, fertilization method and the type of soil clay had important effects on the immobilization and mineralization of substrate N. The combined application of chemical fertilizer and straws increased the immobilization of inorganic nitrogen by microorganism and decreased immobilization of inorganic nitrogen by soil clay. The

收稿日期:2008-04-30;修订日期:2008-09-01

基金项目:国家科技支撑计划项目(2007BAD87B11);中国科学院知识创新工程项目(KZCX3-SW-441);湖南省重点学科——环境科学学科建设

作者简介:彭佩钦(1965~),男,博士,主要研究方向为土壤与环境生态, E-mail: pqpeng123@sina.com

combined application of chemical fertilizer and straws decreased the loss of chemical fertilizer N, increased residue of nonhydrolysable N, and decreased residue of mineral nitrogen.

Key words: soil microbial biomass nitrogen; fixed ammonium; paddy soils; laboratory-flooded incubation experiment; ^{15}N

土壤微生物和粘土矿物对外源氮的同化、固持是提高氮肥利用效率,减少氮素损失的重要途径,其过程一直是土壤学和植物营养学研究的重要课题.一般认为,施肥后相当数量的肥料氮当即为微生物所同化,之后微生物同化的氮又释放出来成为植物可利用的有效氮^[1,2].影响微生物同化氮素的关键因子包括有机物料中氮的质量分数^[2,3]和 C/N^[2~4]、碳源的有效性等^[5];施肥能增加土壤微生物生物量氮(microbial biomass N, B_{N}),而有机肥的效果更加突出^[6].矿物固定主要是粘土矿物晶格对 NH_4^+ 固定(固定态铵),尤其是 2:1 型粘土矿物发育而成的土壤.固定态铵在作物生长期间能够释放出来被利用,而且“新固定”的固定态铵的有效性较“原有的”高^[13].近年来,通过小区试验、盆栽试验和同位素 ^{15}N 标记试验发现,土壤中铵态氮肥的矿物固定速率快于生物固定速率^[7~9].沈其荣等^[10]发现,水稻生长期间土壤固定态铵的变化趋势与土壤微生物生物量氮的变化趋势相似,而仇少君等^[11]研究表明土壤微生物生物量氮和固定态铵含量与作物的生育期有密切联系. B_{N} 和固定态铵占全氮的比例不同,前者约为 2%~7%^[12],而后者为 15% 左右^[13].虽然 B_{N} 占全氮的比例小于固定态铵,但微生物通过自身的新陈代谢促进外源氮的周转,而且周转率较快.虽然土壤无机氮可以定量,但仍有一部分氮素形态不能确认. Bremner^[14]将土壤有机氮库分为氨态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解性未知氮和非酸解氮,此种

分类方法为较全面的了解土壤氮库提供了参考.

洞庭湖平原是我国重要的粮食生产基地,围湖造田和近年氮素过度投入等人类活动给洞庭湖环境造成了一定影响.而关于洞庭湖平原的研究主要集中在湿地洪涝灾害^[15]、围垦^[16]及其对湿地演变^[17,18]的影响以及湖洲的利用^[8]等,但到目前为止,结合 ^{15}N 技术对微生物和粘土矿物对氮素“捕获”能力及内在联系,以及外源氮对土壤有机氮库存在形态的影响等也了解甚少.本试验采用 ^{15}N 示踪技术,研究淹水培养和有机无机肥配施条件下红黄泥和紫潮泥 B_{N} 和固定态铵的动态变化,以及外源氮在不同有机氮组分中分配,以期为亚热带典型农田生态系统氮素固持机制提供一定的数据和理论依据.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为洞庭湖区 2 种典型水稻土:①红黄泥,采自湖南宁乡,成土母质为第四纪红土,以 1:1 粘土矿物为主;②紫潮泥,采自湖南沅江市大同乡,成土母质为湖积物,以 2:1 粘土矿物为主.2 种土壤的耕作制度都为双季稻.供试土壤基本理化性状见表 1.供试底物硫酸铵,上海化工研究院制, ^{15}N 原子百分量为 29.855%;供试底物稻草,品种为杂交稻 770,收割后在 100~105℃ 杀青 30 min,60~70℃ 烘干,粉碎后作试验材料用.稻草全氮:11.50 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$;全磷:2.48 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$;全钾:15.57 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

表 1 供试土壤基本理化性状
Table 1 Basic properties of experimental soils

土壤	pH	有机碳 / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮 / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全磷 / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全钾 / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	固定态铵 / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	粘粒/%
红黄泥	5.36	19.43	2.18	0.74	17.28	142.8	38
紫潮泥	7.84	29.42	3.53	1.28	26.26	303.4	22

1.2 试验处理

本试验设 3 个处理.处理一:对照(CK),不施肥;处理二(^{15}NA):土壤施用 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 150 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;处理三(S+ ^{15}NA):土壤施用稻草 1 250 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 150 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.稻草氮与硫酸铵氮之间的比例为 3:7.将风干的红黄泥和紫潮泥分别放入塑料杯中,25℃、淹水预培养 3 d(0 d)后加入上

述各处理的配方,分别在培养的 0、3、7、14、28、56、84 d 取样,每次每个处理取 3 个重复,共取 6 次,合计每个处理 18 个重复(每次取样的处理不参与下一次取样).用鲜样直接测定土壤微生物生物量氮,风干土样测定固定态铵,并测定 ^{15}N 丰度.预培养 3 d(0 d)时红黄泥和紫潮泥 B_{N} 分别为 37.96 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、109.4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

1.3 测定方法

土壤微生物生物量氮测定用适于渍水土壤的“氯仿灭菌-0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄ 提取法^[19]”。对待测土壤滤水 1 h,称取土样,熏蒸土壤中按每 10 g 鲜土加入 1 mL 氯仿搅匀,在 25℃ 黑暗条件下熏蒸 24 h,然后按 1:4 土(烘干土)水比加入 0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄ 浸提,在 -18℃ 保存,测定时再溶解。浸提液用浓 H₂SO₄ 消化后流动注射仪(FIASar5000, FOSS 公司)测定。熏蒸浸提液中的氮(F_N)与不熏蒸浸提的可溶性氮(D_N)之差(E_N)乘一个转换系数(k_{EN})即为土壤微生物生物量氮^[20~22]($SMBN = E_N \times k_{EN}$, $k_{EN} = 2.22$)。

土壤固定态铵的测定采用 Silva-Bremner 法^[23, 24]。

有机氮组分的测定:土壤用 6 mol·L⁻¹ HCl 在 110℃ 下封管水解 20 h 后取出冷却,将水解液过滤到蒸发皿中,并用少量蒸馏水多次淋洗残渣,随后,在水浴锅(40~50℃)上干燥滤液,干燥后的残留物用 2~3 mL 去离子水溶解,蒸干。如此反复进行 2~3

次,使 HCl 完全挥发,然后用 pH 6.5 的缓冲液转移并定容至 100 mL 后,按 Bremner 法测定^[14]。

¹⁵N 的测定:半微量定氮法前处理,中国科学院南京土壤研究所质谱仪测定。其它指标测定参照文献^[25]进行。

1.4 数据处理与统计分析

数据统计分析采用 SPSS11.5 和 EXCEL 软件, Duncan 检验法。

2 结果与分析

2.1 微生物生物量氮动态

培养期间 2 种土壤 B_N 占全氮的比例(B_N/T_N)接近,红黄泥为 2.2%~2.3%;紫潮泥为 2.1%~2.4%。土壤微生物生物量氮(B_N)总体变化趋势是先迅速上升到一定峰度后逐渐下降,最后趋于稳定(图 1)。 B_N 均在 3 d 或 7 d 出现峰值,其峰值大小顺序均为: $S + ^{15}NA > ^{15}NA > CK$ 。培养结束(83 d)时,红黄泥 B_N 与初始水平较为接近,而紫潮泥下降幅度较大。

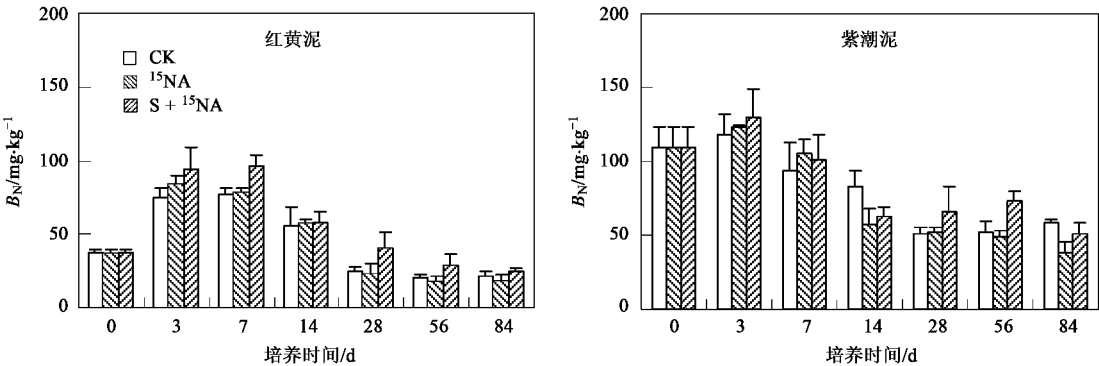


图 1 淹水培养条件下土壤微生物生物量氮动态变化
Fig.1 Dynamics of soil microbial biomass nitrogen in soils during flooded incubation

2.2 固定态铵动态

由图 2 看出,与土壤初始水平相比,固定态铵在整个试验期间变化较小。对照、硫铵、稻草硫铵配施处理在培养期间固定态铵占全氮比例的平均值水平接近,红黄泥、紫潮泥分别为 9.23%~9.35%, 9.73%~10.15%。试验期间,红黄泥单施硫铵、稻草硫铵配施(R ¹⁵N、RS + ¹⁵NA)在第 28 d 有极显著的增加,紫潮泥则在第 7、14 d 有极显著的增加,说明紫潮泥晶格对铵的固定速度快于红黄泥。

2.3 微生物对肥料氮的同化

从表 2 可以看出,整个培养期内, B_N 仍以原有 B_N 为主,新形成的来自标记底物 B_N 红黄泥、紫潮

泥分别为 0.05~6.51 mg·kg⁻¹、0.65~5.02 mg·kg⁻¹;标记底物 B_N 占总 B_N 的质量分数红黄泥为 0.30%~6.67%,紫潮泥为 1.00%~3.47%。

标记底物的 B_N 最高值出现时间有差异。红黄泥单施化肥处理(¹⁵NA)出现在第 7 d,有机无机配施处理(S + ¹⁵NA)出现在第 3 d,说明有机无机配施加快了红黄泥微生物对硫铵氮的同化;而紫潮泥该两处理(¹⁵NA、S + ¹⁵NA)最高值均出现在第 3 d,说明紫潮泥对硫铵氮的同化和固持快于红黄泥。

培养期内标记底物硫铵氮被微生物同化的质量分数,红黄泥为 0.15%~20.65%;紫潮泥为 2.06%~15.93%。红黄泥S + ¹⁵NA处理平均为 6.78%,高于

^{15}NA (2.95%);紫潮泥 $\text{S} + ^{15}\text{NA}$ 处理(10.78%)也高于 ^{15}NA (3.28%),2 种土壤有机无机配施处理

($\text{S} + ^{15}\text{NA}$)均大于单施化肥(^{15}NA).说明秸秆的添加,增加了土壤微生物对硫铵氮的同化和固持能力.

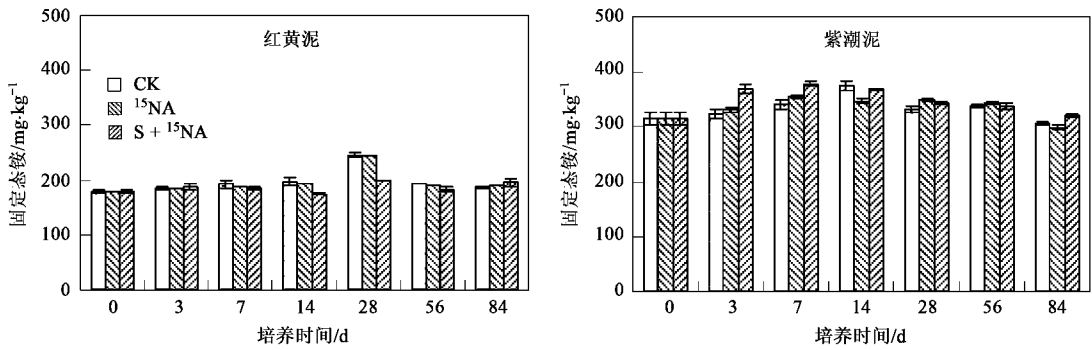


图 2 淹水培养条件下土壤固定态铵动态变化
Fig.2 Dynamics of fixed ammonium in soils during flooded incubation

表 2 标记底物 B_N 及其在总 B_N 和标记氮源中的质量分数								
Table 2 B_N came from labeled substrates and their percents in the total B_N and the labeled sources								
指标	处理	取样时间/d						平均值
		3	7	14	28	56	84	
标记底物 $B_N/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	R ^{15}NA	1.48	2.06	1.40	0.56	0.20	0.05	0.96
	RS + ^{15}NA	6.51	2.08	1.22	1.71	1.34	0.44	2.22
	P ^{15}NA	1.32	1.27	1.00	1.05	0.91	0.65	1.03
	PS + ^{15}NA	5.02	4.72	2.54	2.86	1.45	1.44	3.01
标记底物 B_N 占总 B_N 的百分数/%	R ^{15}NA	1.75	2.60	2.40	2.45	0.97	0.30	1.75
	RS + ^{15}NA	6.67	3.46	2.95	5.14	3.03	2.50	3.96
	P ^{15}NA	1.00	1.20	1.44	2.81	1.95	3.30	1.95
	PS + ^{15}NA	3.47	2.50	2.86	3.51	1.85	2.87	2.84
微生物同化标记底物氮的质量分数/%	R ^{15}NA	4.70	6.53	3.90	1.79	0.63	0.15	2.95
	RS + ^{15}NA	20.65	6.62	3.88	3.91	4.25	1.38	6.78
	P ^{15}NA	4.19	4.03	3.18	3.34	2.88	2.06	3.28
	PS + ^{15}NA	15.93	14.98	8.06	9.08	4.60	4.56	10.78

2.4 粘土矿物对肥料氮的固持

从表 3 可以看出,整个培养期内,土壤固定态铵仍以“原有的”固定态铵为主.标记底物固定态铵占总固定态铵的质量分数红黄泥为 0.40% ~ 1.77%,紫潮泥为 1.32% ~ 2.56%.标记底物固定态铵最高值,红黄泥均出现在第 3 d;而紫潮泥单施化肥处理出现在第 14 d,有机无机配施处理出现在第 3 d,说明有机无机配施加快了紫潮泥粘土矿物对硫铵氮的固持;试验期间红黄泥对标记底物氮的固定率为 2.48% ~ 10.57%,平均为 7.34%,紫潮泥对标记底物的固定率为 12.55% ~ 30.04%,平均为 21.67%,可见紫潮泥的固定能力强,红黄泥的固定能力弱.

对标记底物氮的固定率,红黄泥 $\text{S} + ^{15}\text{NA}$ 处理平均为 7.14%,低于 ^{15}NA (7.55%);紫潮泥 $\text{S} + ^{15}\text{NA}$ 处理(21.53%)也低于 ^{15}NA (21.81%),2 种土壤有机无

机配施处理($\text{S} + ^{15}\text{NA}$)均小于单施化肥(^{15}NA).说明秸秆的添加,一定程度上降低了土壤粘土矿物对硫铵氮的固持.

2.5 标记底物氮的残留与损失

从表 4 看出,有机无机配施能减少肥料氮的损失,提高底物氮的的残留率.底物氮的残留量,红黄泥为 9.89% ~ 10.85 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,紫潮泥为 10.55% ~ 12.09 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,残留率均大于 30%.有机无机配施处理提高了化肥氮的残留率.培养结束时,底物氮的损失率均在 60% 以上,由于在培养试验条件下,氮素主要通过氨挥发作用损失,无机氮肥的气态损失是不容忽视的.

残留量和残留率紫潮泥稍大.红黄泥底物氮的残留以有机氮为主,达 72% 以上,其次为矿质氮,占 15.2% ~ 18.9%,固定态铵占 7.2% ~ 8.8%;紫潮泥

表 3 来源于标记底物固定态铵及其在总固定态铵和标记氮源中的质量分数

Table 3 Fixed ammonium from labeled substrates and their percentage of total fixed ammonium in soils and labeled nitrogen sources

指标	处理	取样时间/d						
		3	7	14	28	56	84	平均值
标记固定态铵/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	R ¹⁵ NA	3.22	3.19	3.11	2.41	1.46	0.87	2.38
	RS + ¹⁵ NA	3.33	3.07	2.08	2.76	1.47	0.78	2.25
	P ¹⁵ NA	7.71	8.36	8.43	7.13	5.64	3.95	6.87
	PS + ¹⁵ NA	9.46	8.04	8.07	5.89	4.97	4.26	6.78
标记固定态铵的质量分数/%	R ¹⁵ NA	1.74	1.70	1.61	0.98	0.76	0.46	1.21
	RS + ¹⁵ NA	1.77	1.66	1.19	1.39	0.80	0.40	1.20
	P ¹⁵ NA	2.33	2.36	2.43	2.05	1.64	1.32	2.02
	PS + ¹⁵ NA	2.56	2.12	2.19	1.71	1.47	1.33	1.90
晶格对标记底物的固定率/%	R ¹⁵ NA	10.24	10.14	9.87	7.66	4.63	2.76	7.55
	RS + ¹⁵ NA	10.57	9.76	6.59	8.76	4.65	2.48	7.14
	P ¹⁵ NA	24.49	26.53	26.77	22.62	17.91	12.55	21.81
	PS + ¹⁵ NA	30.04	25.53	25.63	18.68	15.79	13.51	21.53

表 4 标记底物氮的残留与损失

Table 4 Remain labeled substrate N and their loss

处理	残留底物氮	残留底物氮的	损失率	矿 ⁺ 质氮		固定态铵		无机氮		残留的 B_N	
	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	质量分数/%		/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%
R ¹⁵ NA	9.89	31.40	68.6	1.87	18.9	0.87	8.8	2.74	27.7	0.05	0.5
RS + ¹⁵ NA	10.85	34.45	65.6	1.65	15.2	0.78	7.2	2.43	22.4	0.44	4.0
P ¹⁵ NA	10.55	33.50	66.5	1.96	18.6	3.95	37.5	5.91	56.0	0.65	6.2
PS + ¹⁵ NA	12.09	38.37	61.6	1.40	11.6	4.26	35.2	5.66	46.8	1.44	11.9

残留的有机氮稍小,占 44.0% ~ 53.2%,其次为固定态铵,占 35.2% ~ 37.5%,矿⁺质氮占 11.6% ~ 18.6% .有机无机配施处理提高了有机氮的残留率,降低了固定态铵和矿质氮的残留率.值得注意的是紫潮泥以固定态铵形式残留的氮高达 35% 以上.

从表 5 看出,培养结束时,在残留的标记底物氮中,酸解氮比例均高于酸不溶性氮.红黄泥中酸解氮

顺序为:酸解未知氮 > 氨态氮 > 氨基酸态氮 > 氨基糖氮;紫潮泥为:氨态氮 > 氨基酸态氮 > 酸解未知氮 > 氨基糖氮. 残留的标记底物氮中,红黄泥酸解未知氮和酸不溶性氮比例高于紫潮泥;而紫潮泥氨态氮、氨基糖氮高于红黄泥.有机无机配施处理均提高了酸不溶性的残留率,降低了酸解氮的残留率.

表 5 标记底物氮的有机氮残留

Table 5 Content and percentage of labeled substrate N in organic nitrogen components

处理	酸解氮										酸不溶性氮	
	氨基酸态氮		氨态氮		氨基糖氮		酸解未知氮		总酸解氮		含量	质量分数
	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%	/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	/%		
R ¹⁵ NA	2.54	25.7	3.85	39.0	0.62	6.3	4.50	45.5	8.98	90.8	0.91	9.2
RS + ¹⁵ NA	3.39	31.2	3.71	34.2	0.68	6.3	4.60	42.4	9.00	82.9	1.86	17.1
P ¹⁵ NA	2.84	26.9	8.86	83.9	1.36	12.8	0.29	2.8	10.51	99.6	0.05	0.4
PS + ¹⁵ NA	3.20	26.5	7.44	61.6	1.32	10.9	2.69	22.2	11.45	94.7	0.64	5.3

3 讨论

3.1 微生物和粘土矿⁺物晶格对底物氮的固定与释放
土壤微生物是土壤有机质转化的驱动力^[26],在调节土壤肥力方面也有重要作用^[27].试验结果显示 B_N 在培养前期达最大值,有机无机配施、化学氮肥与对照相比,能迅速提高 B_N ,说明土壤微生物能迅

速同化土壤中的有效养分,减少养分损失.紫潮泥 B_N 大于红黄泥,说明土壤肥力对 B_N 大小有决定作用,肥力高的 B_N 大,而且肥力高的土壤能为微生物提供充足的碳源,促进紫潮泥微生物以较快的速度固定外源氮,因此,紫潮泥固定外源氮的最大值出现在第 3 d,而红黄泥只有添加秸秆处理出现在第 3 d,而且从表 2 标记底物 B_N 占总 B_N 的百分数看出,紫

潮泥土壤微生物固定外源氮的相对能力较红黄泥差,这与紫潮泥肥力较高,氮源有效性较高有关,而且第 28 d 时,标记底物 B_N 占总 B_N 的百分数出现一个相对峰值,这可能是微生物在周转的过程中,重新固定了微生物代谢的那部分外源氮,随后又发生再代谢.但微生物同化标记底物氮的百分数说明紫潮泥固定外源氮的绝对量较大.

在相同湿度和温度的条件下,土壤固定态铵含量只与土壤粘土矿物组成和有机质含量有关^[28].红黄泥粘土矿物以 1:1 型高岭石为主,紫潮泥粘土矿物以 2:1 蒙脱石为主,因此,紫潮泥固定态铵含量高于红黄泥,并且在整个培养过程中固定态铵含量变化很小.但这并不代表“新固定”的固定态铵和“原有”固定态铵之间没有发生变化,表 2“新固定”的固定态铵即可说明这点.在 2 个土壤中,有机无机配施都增加了第 3 d 时“新固定”的固定态铵含量,而且紫潮泥的有机无机配施处理固定态铵含量高于其它 2 个处理,这可能是外源底物添加后,促进了有机质矿化,在晶格表面形成更多的不饱和键和负电荷,从而增加 NH_4^+ 固定; 7 d 时单施硫铵处理达最大,而且 7 d 后有机无机配施处理“新固定”的固定态铵小

于单施硫铵处理,这可能外源碳使微生物同化了一部分“新固定”的固定态铵,有研究把伊利石矿物表面假定为内层位(i 位)、边缘位(e 位)和外表面的平面位(p 位)3 个吸附位点^[29],笔者认为蒙脱石矿物晶格也可类似划分.e 位和 p 位点吸附的 NH_4^+ 较容易置换,因此随着培养时间的增加,“新固定”的固定态铵逐渐降低.这与有机物料的施入可以造成离子通道堵塞,使 NH_4^+ 难以进入层间位^[28]相矛盾,也可能是微生物利用了这部分有机物质,使得通道重新打开.

表 6 分析了培养条件下微生物生物量氮和固定态铵对底物氮的最大固持、固定与最大释放量.从结果看出,紫潮泥微生物同化的硫铵氮及其同化硫铵氮的比率明显低于红黄泥,2 种土壤微生物同化的硫铵氮有机无机配施处理($^{15}NA + S$)均大于单施化肥(^{15}NA),说明秸秆的添加,增加了土壤微生物对硫铵氮的同化和固持能力.至培养结束,被微生物同化的硫铵氮,红黄泥释放了 93% 以上,紫潮泥释放了 50.8% ~ 71.3%.粘土矿物固定的硫铵氮变化较小,紫潮泥晶格固定的硫铵氮及其固定底物氮的比率明显高于红黄泥,导致其最大释放率小于红黄泥.

表 6 淹水培养条件下微生物和粘土矿物对标记底物氮的固定与释放

Table 6 Labeled substrate N immobilization by microbial biomass and soil clay as well as their releasing rates during flooded incubation experiments									
土壤	处理	微生物生物量氮				固定态铵			
		最大固持		最大释放		最大固定		最大释放	
		含量	质量分数	含量	质量分数	含量	质量分数	含量	质量分数
		/mg·kg ⁻¹	%	/mg·kg ⁻¹	%	/mg·kg ⁻¹	%	/mg·kg ⁻¹	%
红黄泥	R ¹⁵ NU	2.06	6.53	2.01	97.6	3.22	10.2	2.35	73.0
	R ¹⁵ NU + S	6.51	20.7	6.07	93.2	3.33	10.6	2.55	76.6
紫潮泥	P ¹⁵ NU	1.32	4.19	0.67	50.8	8.43	26.8	4.48	53.1
	P ¹⁵ NU + S	5.02	15.9	3.58	71.3	9.46	30.0	5.2	55.0

微生物固定利用外源氮素的同时,粘土矿物晶格也对外源氮素进行着固定释放,氮素在微生物、土壤粘土矿物晶格以及游离矿质氮氮之间保持动态平衡.微生物同化的标记底物硫铵氮的比例,红黄泥分别为 2.95% 和 6.78%,紫潮泥为 3.28% 和 10.78%(表 2).而粘土矿物对标记底物氮的固定率,红黄泥分别为 7.55% 和 7.14%,紫潮泥为 21.81% 和 21.53%(表 3).可以看出固定态铵对标记底物氮的库容量比 B_N 大.但从表 6 看出,土壤有机碳低的土壤(红黄泥)微生物同化外源氮的最大释放率大,而土壤固定态铵高的土壤(紫潮泥),粘土矿物固定和释放的绝对量大.因此外源氮在微生物、土壤粘土矿物晶格以及游离矿质氮氮之间动态平衡的过程,仍

然需要更加深入的研究.

3.2 有机无机肥配施对土壤氮素残留的影响

有研究表明^[30],在田间条件下,土壤氮素损失在 35% 左右.而在本试验中,损失的氮素高达在 60% 以上,主要与没有作物吸收有关.与红黄泥相比,紫潮泥的残留率略高,损失率略低,这是因为紫潮泥肥力较高,缓冲能力较强,而且晶格固定容量大于红黄泥.残留的标记底物氮形态也不同,这主要是 2 种土壤的肥力、成土母质以及酸碱性不同所造成的.本研究表明有机无机配施处理提高了有机氮的残留率,降低了固定态铵和矿质氮的残留率.而无机形态氮残留的减少,无疑在农业面源污染控制中有重大的意义.

有机氮约占土壤氮素的 80% ~ 97%^[30]. 残留的标记底物氮中,红黄泥酸解未知氮和酸不溶性氮比例高于紫潮泥,可能与紫潮泥肥力较高,添加碳源促进微生物固定原有有机氮的比例增加;紫潮泥氨态氮、氨基糖氮高于红黄泥,可能与紫潮泥是 2:1 型粘土矿物为主,土壤固定态铵含量高,而红黄泥以 1:1 型粘土矿物为主,固定态铵含量低. 酸解时,较易酸解的固定态铵进入铵态氮,而一部分难以酸解的固定态铵进入酸解未知氮,而且酸解未知氮还包含相当大的一部分非 α -氨基氮^[30].

4 结论

淹水培养条件下土壤对外源氮的固定与释放是一个动态的过程,施肥方式和土壤粘土矿物组成对该过程有重要影响. 化肥和秸秆配合施用不仅能增强微生物对无机氮的同化,而且能加快粘土矿物对无机氮的固持;有机无机配施能减少肥料氮的损失,提高化肥氮的残留率,同时提高酸不溶性氮态的残留率,降低无机形态氮(固定态铵和矿质氮)的残留.

参考文献:

[1] Louisa W P, Miguel J, Jean C M. Microbial immobilisation and turnover of ¹⁵N labelled substrates in two arable soils under field and laboratory conditions[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, **38** (5): 912-922.

[2] Sinha M K, Sinha D P, Sinha H. Organic matter transformation in soils V. Kinetics of carbon and nitrogen mineralization in soils amended with different organic materials[J]. Plant and Soil, 1977, **46**: 579-590.

[3] 王维敏. 麦秸、氮肥与土壤混合培养时氮素的固定、矿化与麦秸的分解[J]. 土壤学报, 1985, **23**(2): 97 -104.

[4] Stevenson F J. Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients[M]. New York: John Wiley & Son, 1985. 155 - 215.

[5] Ocio J K, Brooks P C, Jenkinson D S. Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1991, **23**: 171-186.

[6] 李贵桐, 张宝贵, 李保国. 秸秆预处理对土壤微生物量及呼吸活性的影响[J]. 应用生态学报, 2003, **14**: 2225-2228.

[7] 韩晓日, 郭鹏程, 陈恩凤, 等. 长期施肥对土壤固定态铵含量及其有效性的影响[J]. 植物营养与肥科学报, 1998, **4**(1): 29-36.

[8] 赵明宇, 韩晓日, 郭鹏程. 不同施肥条件下土壤固定态铵含量的动态变化[J]. 土壤通报, 1996, **27**(2): 79-81.

[9] 封克, 殷士学, 谢潮生. 下蜀黄土中矿物固定态铵的行为[J]. 土壤通报, 1992, **23**(6):247-249.

[10] 沈其荣, 王岩, 史瑞和. 土壤微生物量和土壤固定态铵的变化及水稻对残留 N 的利用[J]. 土壤学报, 2000, **37**(3): 330-

338.

[11] 仇少君, 彭佩钦, 李玲, 等. 盆栽条件下红黄泥微生物量氮和固定态铵的动态变化[J]. 中国农业科学, 2007, **40**(3):524-531.

[12] 仇少君, 彭佩钦, 刘强, 等. 土壤微生物生物量氮及其在氮素循环中作用[J]. 生态学杂志, 2006, **25**(4):443-448.

[13] 文启孝, 程励励, 陈碧云. 我国土壤中的固定态铵[J]. 土壤学报, 2000, **37**(2): 145-156.

[14] Bremner J M. Organic forms of nitrogen[A]. In: Methods of Soil Analysis Section 85, Part 2 [C]. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1965. 1238-1255.

[15] 向万胜, 李卫红. 洞庭湖区洪涝灾害的时空分布与防灾减灾对策[J]. 生态学杂志, 2001, **20**(2): 48-51.

[16] 李景保, 邓铬金. 洞庭湖滩地围垦及其对生态环境的影响[J]. 长江流域资源与环境, 1993, **2**(4):340-346.

[17] 黄进良. 洞庭湖湿地的面积变化与演替[J]. 地理研究, 1999, **18**(3): 297-304.

[18] 彭佩钦, 童成立, 仇少君. 洞庭湖洲滩地年淹水天数和面积变化[J]. 长江流域资源与环境, 2007, **16**(5):685-689.

[19] Inubushi K, Brookes P C, Jenkinson D S. Soil microbial biomass C, N and ninhydrin-N in aerobic and anaerobic soil measured by the fumigation-extraction method[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1991, **23**: 737 - 741.

[20] Jenkinson D S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil[A]. In: Wilson J R (ed). Advances in Nitrogen Cycling Agricultural Ecosystems [C]. Wallingford: CAB International, 1988. 368-386.

[21] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B, *et al.* Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: an automated procedure [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1990, **22**: 1167 - 1169.

[22] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006.

[23] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.

[24] Silva J A, Bremner J M. Determination and isotope ratio analysis of different forms of nitrogen in soil: Fixed ammonium[J]. Soil Science Society American Process, 1966, **30**: 587-594.

[25] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[26] Burger M, Jackson L E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2003, **35**: 29-36.

[27] Bengtsson G, Bergwall C. Fate of ¹⁵N labelled nitrate and ammonium in a fertilized forest soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, **32**: 545-557.

[28] 孙玉焕, 张杨珠. 土壤固定态铵的研究进展[J]. 湖南农业大学学报, 2002, **28**(2): 171-175.

[29] 孙羲, 郭鹏程. 植物营养原理[M]. 北京: 中国农业出版社, 1997.

[30] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科技出版社, 1992.