

^{15}N 标记秸秆在太湖地区水稻土上的氮素矿化特征研究*

闫德智^{1,3} 王德建^{2†} 张刚² 查书平^{1,3}

(1 南通大学地理科学学院, 江苏南通 226001)

(2 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

(3 南通大学地理工程技术研究所, 江苏南通 226001)

摘要 采用室内恒温培养试验研究了在太湖地区乌栅土和黄泥土上添加 ^{15}N 标记秸秆后, 秸秆 ^{15}N 在矿质氮、微生物氮和不同粒径土壤组分中的分配情况, 并应用氮同位素库稀释法测定了秸秆在两种土壤上的氮总矿化速率。结果表明: 两种土壤添加秸秆后, 土壤矿质氮量在 7~28 d 之间迅速下降, 微生物氮在前 7 d 逐渐升高, 随后维持稳定。随着秸秆的分解, 秸秆 ^{15}N 进入矿质氮库和微生物氮库, 矿质 ^{15}N 在第 7 天时最高, 占添加秸秆 ^{15}N 的 9.24%~12.3%, 微生物 ^{15}N 在第 14 天时最高, 占添加秸秆 ^{15}N 的 21.3%~40.5%, 随后矿质 ^{15}N 和微生物 ^{15}N 量均下降。在培养的第 7~28 天之间, 矿质 ^{15}N 和微生物 ^{15}N 出现下降, 可能存在秸秆氮的损失。培养 56 d 时, 10.5%~13.3% 的秸秆 ^{15}N 进入土壤 53 μm ~2 mm 组分, 24.5%~26.5% 进入 2~53 μm 组分, 30% 进入 <2 μm 组分, 有 5.7%~14.9% 的秸秆氮损失掉, 仍有 15.4%~29.1% 的秸秆未分解, 秸秆在乌栅土上分解的更多, 但损失也更多。添加秸秆后 0.5 d 时, 秸秆在乌栅土和黄泥土上的氮总矿化速率分别为 1.61 $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 和 1.48 $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$; 56 d 时, 秸秆在乌栅土和黄泥土上的氮总矿化速率分别为 0.26 $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 和 0.36 $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 。

关键词 水稻土; 水稻秸秆; ^{15}N ; 微生物生物量氮; 土壤颗粒态组分; 总矿化

中图分类号 S154.2 **文献标识码** A

秸秆含有丰富的碳、氮、磷、钾等营养元素, 弄清楚秸秆在土壤中的养分转化过程, 是制定合理秸秆施用措施的前提条件。秸秆氮素在土壤中的氮素转化过程, 受到秸秆碳氮比、含氮量、木质素和纤维素含量等因素的影响。秸秆通常具有较高的碳氮比, 会刺激土壤微生物活性, 引起微生物氮量增加和土壤矿质氮量下降^[1-4], 从而减少矿质氮淋洗损失^[5], 但会增加氮素反硝化损失^[6-7]。应用氮同位素标记秸秆, 基本阐明了植物、微生物和土壤对秸秆氮的吸收固定情况^[8-9], 但秸秆施入土壤后, 土壤矿质氮量降低的原因以及秸秆氮素在土壤不同粒径组分中的保存情况仍不明确。

土壤或秸秆在微生物的作用下, 矿化出 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 被硝化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 均能够被微生物所固持, 还可以通过氨挥发和反硝化作用而损失。土壤中非有机态氮库的净改变

(即氮净矿化) 是微生物对土壤氮素矿化和固持的平衡, 是相互作用的总矿化、硝化和铵态氮、硝态氮固定或损失过程的综合表征。较低的净矿化速率并不意味着较低的微生物矿化速率, 也可能是较高的微生物固持或其他消耗矿质氮的过程造成的。因此要解释氮素转化过程, 就必须定量地测定总矿化、总硝化或其他过程的总转化速率。 ^{15}N 库稀释法已经被用来测定森林土、草原土壤和农田土壤的氮总矿化^[10-12], 以及秸秆、堆肥、家禽粪便等有机底物在土壤中的总矿化速率^[3, 13-14]。然而水稻土的氮总转化过程还不清楚。

本研究从以下三个方面进行了探讨: (1) 在乌栅土和黄泥土两种类型水稻土上, 施用秸秆对土壤矿质氮、微生物生物量氮含量的影响; (2) ^{15}N 标记秸秆分解过程中, ^{15}N 在土壤矿质氮、微生物生物量氮、不同粒径土壤组分中的分配; (3) 应用 ^{15}N 库稀

* 国家自然科学基金项目(40901140)、中国科学院知识创新工程项目(KZCX2-YW-440)和南通市科技计划项目(BK2011018)资助

† 通讯作者, Tel: 025-86881253, E-mail: djwang@issas.ac.cn

作者简介: 闫德智(1978—), 男, 博士, 讲师, 主要从事农田土壤碳氮转化方面的研究。E-mail: dzyan2010@yahoo.cn

收稿日期: 2011-01-26; 收到修改稿日期: 2011-06-28

释法测定两种类型水稻土的氮总转化速率和秸秆的总矿化速率,以期能够更好地理解秸秆在土壤中的氮素转化过程。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

选择太湖地区有代表性的普通筒育水耕人为土(竖头乌栅土)和普通铁渗水耕人为土(黄泥土)

作为供试土壤,分别采自常熟市辛庄镇和谢桥镇,土壤基本性状见表1。从田间采集0~15 cm土层土样后,轻轻碾碎,过2 mm筛,然后放入4℃冷库保存备用。试验所用水稻秸秆采自中国科学院常熟农业生态试验站,为¹⁵N同位素标记秸秆,¹⁵N丰度为4.09%。秸秆在60℃下烘干,并被剪成2 cm小段。秸秆有机碳含量为399.5 g kg⁻¹,全氮含量为7.18 g kg⁻¹,C/N为55.64。

表1 供试土壤的基本性状

Table 1 Basic properties of the soils investigated

土壤类型 Soil type	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	有机质 OM (g kg ⁻¹)	全磷 Total P (g kg ⁻¹)	碱解氮 Alk-hydr N	速效磷 Avail. P (mg kg ⁻¹)	速效钾 Avail. K (mg kg ⁻¹)	矿质氮 Mineral N	CEC (cmol kg ⁻¹)	pH (H ₂ O)
乌栅土 (Hap soil) Typ-Hap-Stagnic Anthrosols	2.28	36.01	0.934	170.3	5.0	121.3	60.5	17.7	7.3
黄泥土 (Fel soil) Typ-Fel-Stagnic Anthrosols	1.73	24.19	0.668	108.0	6.8	72.1	79.7	15.0	5.6

1.2 土样培养

采用恒温培养法测定秸秆氮的释放过程。按烘干土质量的1%向土样中添加水稻秸秆,混匀。同时取不加秸秆的土样作为对照,每个处理重复3次。将土样含水量调节至土壤持水量^[15]的50%,装入三角瓶中,于25℃恒温培养箱中培养,每隔2 d称重补充水分。分别在0.5、7、14、28、56 d时,取出土样,测定土样铵态氮、硝态氮、微生物生物量氮含量及其¹⁵N丰度。已培养0.5 d和56 d的土样,还用于土壤和秸秆的氮总转化速率的测定;已培养56 d的土样,还用于土壤各组分氮含量的测定。

采用¹⁵N同位素库稀释法测定土壤的氮总转化速率。基本参照Wang等^[16]的方法。取未加秸秆的已培养0.5 d和56 d的乌栅土和黄泥土土样30 g,按N 5 μg g⁻¹土的比例,加入2 ml ¹⁵N标记的(¹⁵NH₄)₂SO₄溶液,¹⁵N丰度为98.27%,然后放入恒温培养箱中继续培养,分别在培养0.5 h和1 d后取出土样,每个处理重复3次,测定铵态氮、硝态氮含量及其¹⁵N丰度。分别采用Kirkham和Bartholomew^[17]的分析方程和Mary等^[18]的FLUAZ模型来计算土壤的氮总转化速率。

采用¹⁵N同位素库稀释法来测定秸秆的氮总矿化速率。基本参照Watkins和Barracough^[19]的直接测定法。取加秸秆的已培养0.5 d和56 d的乌栅土和黄泥土土样30 g,按N 5 μg g⁻¹土的比例,加入

2 ml未标记的(NH₄)₂SO₄溶液,然后放入恒温培养箱中继续培养,分别在培养0.5 h、1 d、3 d后取出土样,测定铵态氮、硝态氮含量及其¹⁵N丰度,采用Watkins和Barracough^[19]的方程来计算秸秆在土壤中的氮总矿化速率。

取培养56 d的加秸秆的和未加秸秆的乌栅土和黄泥土土样,提取>2 mm、2 mm~53 μm、53~2 μm、<2 μm的组分,并测定不同粒径土壤组分中的全氮含量及其¹⁵N丰度。提取过程基本参照武天云等^[20]的方法,具体过程为:①取土样,过2 mm筛,筛子上的物质为大于2 mm组分,认为是未分解秸秆;②将过2 mm筛的土样,加水后,搅拌,并用超声波(400 W)分散;③将超声分散过的悬浊液,过53 μm筛,并用蒸馏水冲洗,直至过筛的水清澈为止,筛子上的组分为2 mm~53 μm组分;④将已过53 μm筛的悬浊液,逐次倒入离心管中,在700 r min⁻¹下离心7 min,收集上清液,离心管内加蒸馏水冲洗管底物质,继续离心,并将上清液合并至前面收集的上清液中,冲洗过程重复5次。离心管底为2~53 μm组分;⑤将上步收集的上清液,在5 000 r min⁻¹下离心16 min,离心管底为0.2~2 μm组分,收集上清液,在上清液中加入Na₂SO₄溶液,使其絮凝,将絮凝后的溶液,在5 000 r min⁻¹下离心30 min,离心管底为<0.2 μm组分,将0.2~2 μm组分和<0.2 μm组分合并,得到<2 μm组分。将>2 mm、2 mm~53 μm、2~53 μm、<2

μm 四个组分,在 50°C 下烘干,称重,测定其全氮含量及其 ^{15}N 丰度。

1.3 测定方法

铵态氮和硝态氮的测定:在土样中加入氯化钾溶液,振荡过滤。吸取滤液于蒸馏瓶中,加入氧化镁蒸馏,测得 NH_4^+-N 含量,然后加入达式合金蒸馏,测得 NO_3^--N 含量。重复蒸馏 2 份滤液,将得到的硼酸吸收液合并,以尽量使其氮量达到 1 mg ,在未达到氮量要求的硼酸吸收液中加入含 1 mg 氮的 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$,然后酸化,浓缩,用质谱仪测定 ^{15}N 丰度。

微生物生物量氮的测定:称取土样 3 份,氯仿熏蒸 24 h 后,加入硫酸钾溶液,振荡过滤。另做不熏蒸处理。取滤液用凯氏消化定氮法(不包含硝态氮的测定)测定浸提液中的含氮量,并测定其 ^{15}N 丰度。微生物生物量氮 = (熏蒸土壤浸提液的全氮 - 未熏蒸土壤浸提液的全氮) $\times 1.85$ 。

全氮的测定:采用凯氏消化定氮法^[21]。称取土壤样品或滤液,低温蒸干,再高温加热消化 5 h 。冷却后用蒸馏法测定土壤全氮,并酸化、浓缩,用质谱仪测定 ^{15}N 丰度。

1.4 数据统计与分析

采用单因素方差分析(ANOVA)进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 土壤添加秸秆后矿质氮量的变化

乌栅土和黄泥土的矿质氮量随培养时间的延长而增加(图 1)。乌栅土和黄泥土添加秸秆后,土

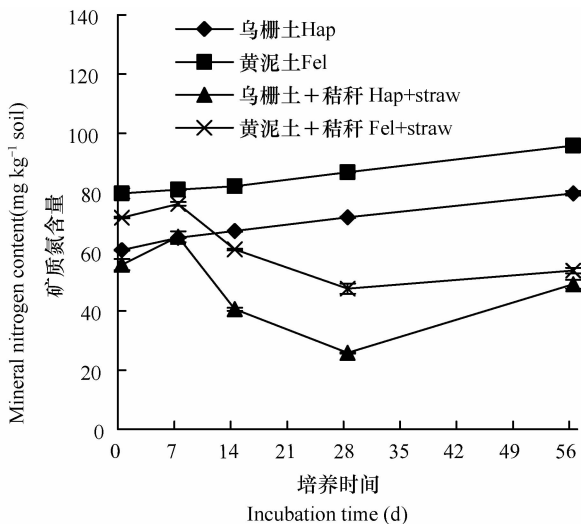


图 1 土壤矿质氮含量

Fig. 1 Mineral nitrogen content in soils

壤矿质氮量显著下降(图 1),尤其是 7 d 以后,土壤矿质氮量下降最明显, 28 d 后,土壤矿质氮量有所升高。乌栅土和黄泥土添加秸秆后,土壤矿质氮量的变化趋势基本一致,但乌栅土添加秸秆后 14 d 和 28 d 时,土壤矿质氮量的降幅要大于黄泥土,其余时间小于黄泥土。

乌栅土和黄泥土添加秸秆 0.5 d 时,土壤中即出现部分 $\text{NH}_4^+-^{15}\text{N}$ (图 2),分别占施用秸秆 ^{15}N 量的 2.5% 和 4.4% 。 $\text{NH}_4^+-^{15}\text{N}$ 在 0.5 d 或 7 d 后迅速下降, 56 d 时仅占施用秸秆 ^{15}N 量的 0.4% 和 0.7% ,与此同时 $\text{NH}_4^+-^{15}\text{N}$ 丰度也从 0.8% 下降至 0.5% 。 $\text{NO}_3^--^{15}\text{N}$ 量在 0.5 d 时很少,在乌栅土和黄泥土上仅占施用秸秆 ^{15}N 量的 0.27% 和 1.29% ,随后迅速增加, 7 d 时达到最大值,在乌栅土和黄泥土上分别占施用秸秆 ^{15}N 量的 12.3% 和 9.24% ,随后又迅速下降,直至 28 d 后才又重新升高(图 3)。 $\text{NO}_3^--^{15}\text{N}$ 丰度在 0.5 d 时为 0.4% , 7 d 时增加至 0.8% ,以后基本保持稳定。除 0.5 d 外, $\text{NO}_3^--^{15}\text{N}$ 是矿质 ^{15}N 的主要部分,占矿质 ^{15}N 的 87% 以上,土壤矿质 ^{15}N 量的变化趋势与 $\text{NO}_3^--^{15}\text{N}$ 量基本一致。在乌栅土和黄泥土上添加秸秆,矿质 ^{15}N 量的变化趋势基本一致(图 4)。

2.2 土壤添加秸秆后微生物生物量氮的变化

在整个培养期内,乌栅土微生物生物量氮显著高于黄泥土(图 5)。添加秸秆的前 14 d ,乌栅土和黄泥土的微生物生物量氮显著增加,随后维持稳定,说明添加秸秆促进了微生物生长,增加了微生物对氮素的固持。乌栅土和黄泥土添加秸秆 0.5 d 时,微生物生

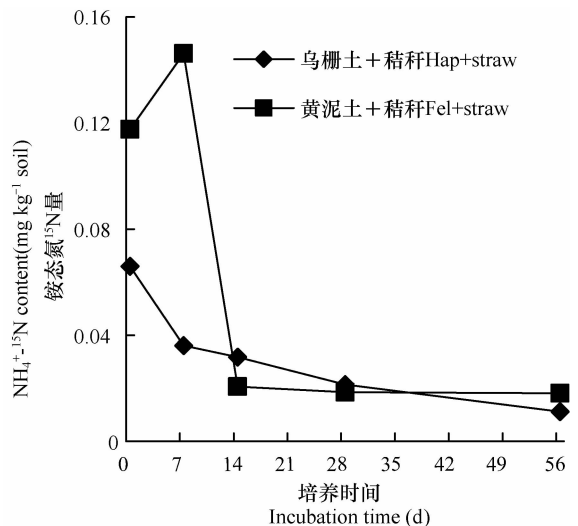
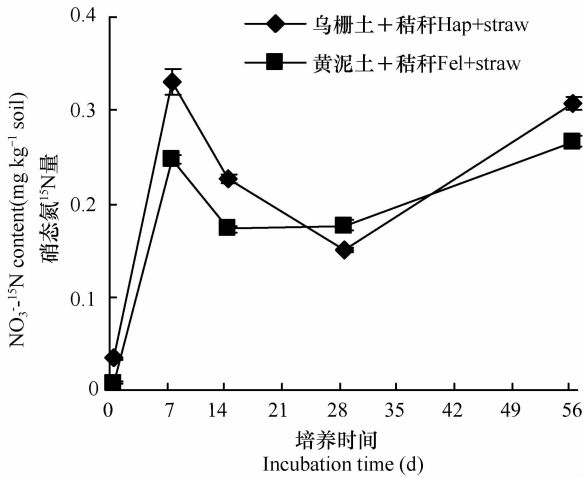
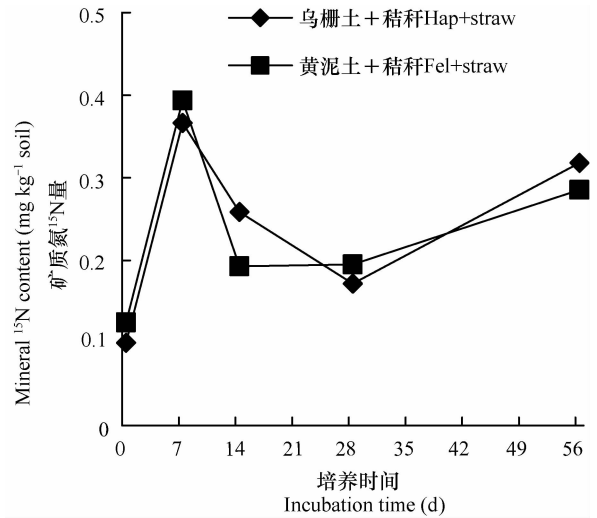


图 2 添加秸秆后土壤铵态氮 ^{15}N 含量

Fig. 2 $\text{NH}_4^+-^{15}\text{N}$ content in soils after straw application

图3 添加秸秆后土壤硝态氮¹⁵N含量Fig. 3 $\text{NO}_3^-^{15}\text{N}$ content in soils after straw application图4 添加秸秆后土壤矿质氮¹⁵N含量Fig. 4 Mineral ¹⁵N content in soils after straw application

物量¹⁵N分别占添加秸秆¹⁵N量的13.3%和12.3% (图6), 14 d和28 d时, 乌栅土微生物生物量¹⁵N量显著高于黄泥土。乌栅土添加秸秆后, 微生物生物量¹⁵N量在前14 d迅速上升, 14 d时达到最大值, 占添加秸秆¹⁵N量的40.5%, 随后迅速下降, 56 d时占

添加秸秆¹⁵N量的18.5%。黄泥土添加秸秆后, 微生物生物量¹⁵N量在前14 d有所上升, 14 d时占添加秸秆¹⁵N量的21.3%, 随后变化较小, 56 d时占添加秸秆¹⁵N量的19.2%。在整个培养期内, 微生物生物量¹⁵N量均高于土壤矿质¹⁵N量。

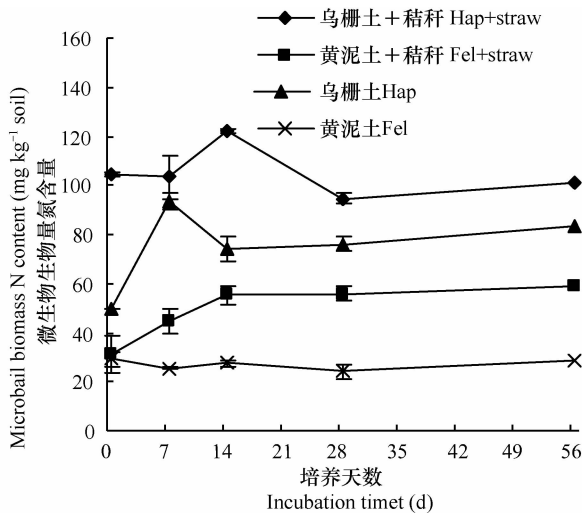
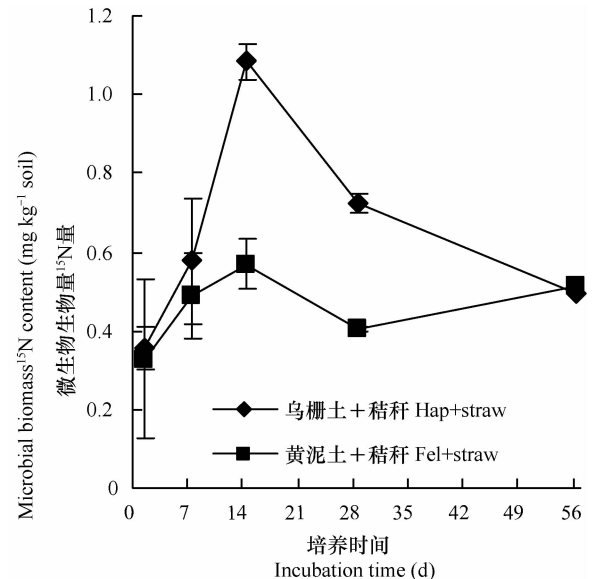


图5 土壤微生物生物量氮含量

Fig. 5 Microbial biomass nitrogen content in soils

图6 添加秸秆后土壤微生物生物量¹⁵N含量Fig. 6 Microbial biomass ¹⁵N content in soils after straw application

2.3 添加秸秆 56 d 时不同粒径土壤组分中的氮量

添加秸秆 56 d 时,乌栅土 $2 \sim 53 \mu\text{m}$ 组分氮量显著增加,黄泥土 $< 2 \mu\text{m}$ 组分氮量显著增加,两种土壤上其他组分氮量没有发生显著变化。在乌栅土和黄泥土上, $2 \sim 53 \mu\text{m}$ 组分最多,占土壤重量的 75% ~ 78%,其次为 $< 2 \mu\text{m}$ 组分,占土壤重量的 19% ~ 22%, $53 \mu\text{m} \sim 2 \text{mm}$ 组分最少,占土壤重量的 3%。 $53 \mu\text{m} \sim 2 \text{mm}$ 组分的含氮量 ($7.2 \sim 9.3 \text{ g kg}^{-1}$) 最高,其次为 $< 2 \mu\text{m}$ 组分 (4.3 g kg^{-1}), $2 \sim 53 \mu\text{m}$ 组分 ($1.0 \sim 1.6 \text{ g kg}^{-1}$) 最低。 $53 \mu\text{m} \sim 2 \text{mm}$ 组分的 ^{15}N 丰度 ($0.476\% \sim 0.511\%$) 最高,其次为 $< 2 \mu\text{m}$ 组分 ($0.454\% \sim 0.467\%$), $2 \sim 53 \mu\text{m}$ 组分 ($0.425\% \sim 0.448\%$) 最小,黄泥土各组分的 ^{15}N 丰度均显著高于乌栅土。

从 ^{15}N 在土壤各组分的分配情况来看(图 7),乌栅土 $> 2 \text{mm}$ 组分的 ^{15}N 量少于黄泥土,分别占添加秸秆 ^{15}N 量的 15.4% 和 29.1%,我们将 $> 2 \text{mm}$ 组分作为未分解秸秆,说明乌栅土上秸秆分解的更多。乌栅土和黄泥土添加秸秆 56 d 时, $53 \mu\text{m} \sim 2 \text{mm}$ 组分 ^{15}N 量分别占添加秸秆 ^{15}N 量的 13.3% 和 10.5%, $2 \sim 53 \mu\text{m}$ 组分 ^{15}N 量分别占 26.5% 和 24.5%, $< 2 \mu\text{m}$ 组分 ^{15}N 量分别占 29.8% 和 30.0%,表明 ^{15}N 更多的存在于小粒径细颗粒土壤组分中。 $< 2 \mu\text{m}$ 组分 ^{15}N 量在乌栅土和黄泥土上没有显著差异,而乌栅土 $53 \mu\text{m} \sim 2 \text{mm}$ 组分和 $2 \sim 53 \mu\text{m}$ 组分 ^{15}N 量显著高于黄泥土。从回收率上看,添加秸秆 56 d 时,乌栅土和黄泥土 ^{15}N 总量分别占添加秸秆 ^{15}N 量的 85.1% 和 94.3%,秸秆 ^{15}N 分别损失了 14.9% 和 5.7%,说明乌栅土上秸秆氮损失的更多。若不考虑同位素效应,认为秸秆氮按相同比例损失,则乌栅土和黄泥土添加秸秆 56 d 时,秸秆氮量分别损失 10.7 mg kg^{-1} 和 4.1 mg kg^{-1} 土。将 $> 2 \text{mm}$ 组分作为未分解的秸秆,乌栅土和黄泥土 $< 2 \text{mm}$ 组分 ^{15}N 总量分别占已分解秸秆 ^{15}N 量的 82.3% 和 92.0%,已分解秸秆 ^{15}N 量损失 17.7% 和 8.0%。

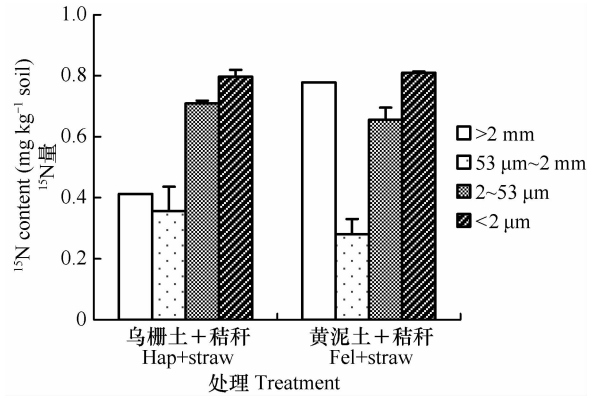


图 7 施入标记秸秆后土壤中各组分的 ^{15}N 量

Fig. 7 ^{15}N contents in various fractions of soils after application of ^{15}N labeled straw

2.4 土壤和秸秆的氮总矿化速率

氮总矿化速率是指有机氮释放铵态氮的速率。分析方程计算的黄泥土氮总矿化速率,与 FLUAZ 模型的计算结果一致(表 2),而分析方程计算的乌栅土氮总矿化速率,显著大于 FLUAZ 模型的计算结果。乌栅土和黄泥土培养 0.5 d 时的氮总矿化速率小于培养 56 d 时的氮总矿化速率。分析方程计算的氮总消耗速率是指铵态氮的消耗速率,包括总硝化速率、微生物总固持速率以及其他的氮损失速率。乌栅土的氮总消耗速率显著大于黄泥土,这主要是乌栅土较高的总硝化速率造成的。FLUAZ 模型计算的氮总固持速率和乌栅土氮总硝化速率,误差很大。

乌栅土和黄泥土添加秸秆 0.5 d 时,秸秆的氮总矿化速率分别为 1.61 和 $1.48 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (表 3),高于土壤的氮总矿化速率。56 d 时,秸秆的氮总矿化速率明显降低,分别为 0.26 和 $0.36 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$,低于土壤的氮总矿化速率。乌栅土和黄泥土添加秸秆 56 d 时,回收的未分解的 $> 2 \text{mm}$ 秸秆,氮含量已增至 $10.2 \sim 11.9 \text{ mg kg}^{-1}$,但秸秆的 ^{15}N 丰度降至 $2.9\% \sim 3.0\%$,秸秆的氮总矿化速率较低,表明经过 56 d 培养后,秸秆易分解的氮组分大部分已矿化。

表 2 乌栅土和黄泥土的氮总转化速率

Table 2 Gross N transformation rates in soils ($\text{N mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)

培养天数 Incubation time	土壤类型 Soil type	分析方程 Analytical equations		FLUAZ 模型 FLUAZ model	
		总矿化速率 Gross nitrogen mineralization rate	总消耗速率 Gross nitrogen consumption rate	总矿化速率 Gross nitrogen mineralization rate	总硝化速率 Gross nitrogen nitrification rate
		0.5 d	乌栅土 Typ-Hap-Stagnic Anthrosols	1.09 ± 0.34	6.85 ± 0.46
	黄泥土 Typ-Fel-Stagnic Anthrosols	0.62 ± 0.48	2.83 ± 0.47	0.60 ± 0.29	2.16 ± 0.69
56 d	乌栅土 Typ-Hap-Stagnic Anthrosols	3.18 ± 0.47	8.55 ± 0.47	1.44 ± 1.25	5.67 ± 5.07
	黄泥土 Typ-Fel-Stagnic Anthrosols	1.11 ± 0.08	2.77 ± 0.05	1.10 ± 0.09	2.09 ± 0.08

注:平均值 ± 标准差 Note: Means ± std

表 3 秸秆在乌栅土和黄泥土上的氮总矿化速率

Table 3 Gross N mineralization rates of applied straw in different soils ($\text{N mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)

土壤类型 Soil type	培养时间 Incubation time	
	0.5 d	56 d
乌栅土	1.61 ± 1.41	0.26 ± 0.07
黄泥土	1.48 ± 0.37	0.36 ± 0.02

3 讨论

3.1 土壤添加秸秆后的氮素损失

微生物生物量 ^{15}N 量在培养前 14 d 逐渐升高,说明添加秸秆后前 2 周,微生物确实能固持一定比例的秸秆氮素,但 14 d 后微生物生物量 ^{15}N 量下降,说明微生物固持的氮素开始通过再矿化而释放出来,而矿质 ^{15}N 量在 7 d 至 28 d 也迅速下降。乌栅土矿质 ^{15}N 和微生物生物量 ^{15}N 总量在 14 d 至 28 d 之间降低 0.44 mg kg^{-1} , 28 d 至 56 d 之间降低 0.09 mg kg^{-1} , 黄泥土矿质 ^{15}N 和微生物生物量 ^{15}N 总量在 7 d 至 14 d 之间降低 0.12 mg kg^{-1} , 14 d 至 28 d 之间降低 0.16 mg kg^{-1} , 两种土壤其他时间,矿质 ^{15}N 和微生物生物量 ^{15}N 总量均在增加。

乌栅土添加秸秆后 14 d 至 28 d, 黄泥土 7 d 至 28 d, 矿质 ^{15}N 和微生物生物量 ^{15}N 总量的降幅分别占添加秸秆 ^{15}N 量的 19.8% 和 10.6%, 在这段时间内可能存在严重的秸秆氮损失, 矿质 ^{15}N 和微生物 ^{15}N 总量的下降可能代表了秸秆氮素的损失, 因为

(1) 通过凯氏定氮法测定的硫酸钾浸提液中的全氮 ^{15}N 量($\text{NH}_4^+ -^{15}\text{N}$ 加可溶性有机 ^{15}N), 基本等于氯化钾浸提液中的 $\text{NH}_4^+ -^{15}\text{N}$ 量, 虽然所用浸提液不同, 但我们认为减少的这部分 ^{15}N 并未进入可溶性有机质部分; (2) 即使有一小部分 ^{15}N 被土壤矿物吸附, 但所占比例应该不大, 因为土壤矿物对矿质氮的固持主要发生在前 3 天; (3) 虽然通过计算矿质 ^{15}N 和微生物生物量 ^{15}N 总量降幅得到的秸秆 ^{15}N 损失率(19.8% 和 10.6%), 大于通过回收 56 d 时土壤 ^{15}N 量而计算的损失率(14.9% 和 5.7%), 说明一部分 ^{15}N 可能通过微生物周转而保存在土壤难提取有机氮中, 但两者差异不大, 而且乌栅土矿质 ^{15}N 和微生物 ^{15}N 总量降低多, 秸秆氮损失率高。

乌栅土和黄泥土添加秸秆 14 d 时, 微生物生物量 ^{15}N 量达到最大, 分别占添加秸秆 ^{15}N 量的 40.5% 和 21.3%, 56 d 时分别占添加秸秆 ^{15}N 量的 18.5% 和 19.2%。若不考虑同位素效应, 认为相同比例的秸秆氮被微生物利用, 那么乌栅土和黄泥土添加秸秆导致的微生物生物量氮的增幅, 14 d 时分别有 60.9% 和 54.8% 来自于秸秆, 56 d 时分别有 76.3% 和 45.2% 来自于秸秆, 微生物生物量氮增幅的其余部分来自于对土壤来源矿质氮(培养开始前土壤矿质氮和培养开始后土壤释放的矿质氮)的固持。添加秸秆后土壤矿质氮量显著下降, 即使考虑微生物固持的部分, 乌栅土和黄泥土添加秸秆后 14 d 时, 土壤来源矿质氮量仍分别降低 14.6 和 13.9 mg kg^{-1} ; 56 d 时降低 35.2 和 33.1 mg kg^{-1} , 占 56 d 土壤来源矿质氮量的 44.1% 和 34.5%。而乌栅土

和黄泥土添加秸秆 56 d 时, 秸秆氮分别损失 10.7 和 4.1 mg kg^{-1} 土, 这表明土壤来源矿质氮的损失高于秸秆氮的损失。添加秸秆后土壤矿质氮的降低, 主要由微生物固持和土壤来源氮素损失两方面造成。

3.2 秸秆氮总矿化

分析方程计算的乌栅土氮总矿化速率, 大于 FLUAZ 模型的计算结果, 可能是由于乌栅土较高的硝化速率造成的。由于强烈的硝化作用, 添加标记 $\text{NH}_4^+ -^{15}\text{N}$ 后 1 d, 铵态氮含量和标记 $\text{NH}_4^+ -^{15}\text{N}$ 量均迅速下降, 较小的铵态氮库使得测定结果的变异性较大。Flaver 等^[3]将两个方法计算结果差异较大的原因归因于这种较大的变异性。从分析方程和 FLUAZ 模型的计算原理来看, 分析方程没有考虑氮素损失, 而对各个测定变量给予均衡的权重, 而 FLUAZ 模型的优点在于考虑重复间的变异性, 而对变异性较大的变量给予较低的权重^[18], FLUAZ 模型的计算结果更合理一些。但更严重的问题是, 硝化作用可能优先消耗添加的标记 $\text{NH}_4^+ -^{15}\text{N}$, 从而导致氮总矿化速率计算上的明显错误^[22]。在硝化作用强烈的土壤上, 使用 ^{15}N 库稀释技术来测定氮总矿化速率是一个难题, 添加硝化抑制剂或添加更多的标记氮, 可能能够解决铵态氮库较小的问题, 从而得到不受干扰的氮总矿化速率^[16]。

黄泥土培养 0.5 d 时, 氮总消耗速率 ($2.83 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$) 减去氮总硝化速率 ($2.16 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$), 得到氮被微生物固持或损失的速率 ($0.67 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$), 氮净矿化速率等于氮总矿化速率 ($0.62 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$) 减去氮被微生物固持或损失的速率 ($0.67 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$), 通过氮总转化速率计算的氮净矿化速率应为 0。实际培养实验中黄泥土前 7 d 的平均氮净矿化速率为 $0.18 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 。同理, 黄泥土培养 56 d 时, 氮被微生物固持或损失的速率为 $0.68 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$, 通过氮总转化速率计算的氮净矿化速率应为 $0.43 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 。在实际培养实验中, 黄泥土在 28 d 至 56 d 之间的平均氮净矿化速率为 $0.32 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 。通过氮总转化速率计算的氮净矿化速率, 与实际培养实验测定的氮净矿化速率, 是基本吻合的。由于氮被微生物固持或损失的速率维持在 $0.68 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 左右, 黄泥土氮净矿化速率可能由氮总矿化速率决定。

本试验采用 ^{15}N 库稀释技术中的直接法对秸秆的氮总矿化速率进行了测定, 而没有采用差值法进行测定。差值法的基本过程是首先设置对照处理和添加未标记秸秆的处理, 然后添加 ^{15}N 标记溶液,

分别测定对照处理和加秸秆处理的总矿化速率, 并认为两者的差值是秸秆的总矿化速率, 而且可以测定添加秸秆对氮总固持速率造成的影响, 这个方法采用的较多^[13, 23]。但是添加秸秆后, 原有土壤的总矿化速率会降低, 因此秸秆的总矿化速率会被低估^[19], 而直接测定法则不会出现这个问题, 但直接法不能测定氮总固持速率, 无法评价施用秸秆后的氮总固持速率。

4 结 论

1) 土壤添加 ^{15}N 标记秸秆后, 土壤矿质氮量降低, 微生物生物量氮增加。随着秸秆的分解, 部分秸秆 ^{15}N 进入矿质氮库和微生物氮库, 在 56 d 培养期内, 平均有 10% 和 21% 的秸秆 ^{15}N 存在于矿质氮库和微生物氮库。添加秸秆后土壤矿质氮的降低, 主要由微生物固持和土壤来源矿质氮素损失两方面造成。

2) 土壤添加 ^{15}N 标记秸秆 56 d 时, 仍有部分秸秆未分解, 秸秆在乌栅土上分解更快, 但损失更多。残留在土壤中的 ^{15}N 主要存在于 $< 53 \mu\text{m}$ 的细颗粒土壤组分。土壤添加秸秆时, 土壤来源矿质氮的损失高于秸秆氮的损失。

3) 土壤添加秸秆 0.5 d 时, 秸秆的氮总矿化速率高于土壤, 56 d 时低于土壤, 表明 56 d 时秸秆易矿化部分已很少。

参 考 文 献

- [1] 王志明, 朱培立, 黄东迈. ^{14}C 、 ^{15}N 双标记秸秆对土壤微生物量碳、氮动态变化的影响. 江苏农业学报, 1999, 15(3): 173—176. Wang Z M, Zhu P L, Huang D M. Influence of ^{14}C and ^{15}N labelled straw application on dynamics of soil microbial biomass C and N (In Chinese). Jiangsu Journal of Agricultural Sciences, 1999, 15(3): 173—176
- [2] 朱春茂, 李志芳, 吴文良, 等. 甜玉米/白三叶草秸秆还田的碳氮矿化研究. 中国生态农业学报, 2009, 17(3): 423—428. Zhu C M, Li Z F, Wu W L, et al. Carbon and nitrogen mineralization of incubated sweet maize and white clover straw (In Chinese). Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2009, 17(3): 423—428
- [3] Flavel T C, Murphy D V, Lalor B M, et al. Gross N mineralization rates after application of composed grape marc to soil. Soil Biol Biochem, 2005, 37: 1397—1400
- [4] 王岩, 沈其荣, 史瑞和, 等. 有机、无机肥料施用后土壤生物量 C、N、P 的变化及 N 素转化. 土壤学报, 1998, 35(2): 227—234. Wang Y, Shen Q R, Shi R H, et al. Changes of soil microbial biomass C, N and P and the N transformation after ap-

- plication of organic and inorganic fertilizers (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35(2): 227—234
- [5] Nicholson F A, Chambers B J, Mills A R, et al. Effects of repeated straw incorporation on crop fertilizer nitrogen requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use and Management*, 1997, 13(3): 136—142
- [6] 王改玲, 郝明德, 陈德立. 秸秆还田对灌溉玉米田土壤反硝化及 N_2O 排放的影响. *植物营养与肥料学报*, 2006, 12(6): 840—844. Wang G L, Hao M D, Chen D L. Effect of stubble incorporation and nitrogen fertilization on denitrification and nitrous oxide emission in an irrigated maize soil (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2006, 12(6): 840—844
- [7] 马静, 徐华, 蔡祖聪, 等. 秸秆条带覆盖对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响. *土壤学报*, 2010, 47(1): 84—89. Ma J, Xu H, Cai Z C, et al. CH_4 and N_2O emissions from rice fields as affected by mulching of strips of wheat straws (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(1): 84—89
- [8] 韩晓日, 郑国砥, 刘晓燕, 等. 有机肥与化肥配合施用土壤微生物量氮动态、来源和供氮特征. *中国农业科学*, 2007, 40(4): 765—772. Han X R, Zheng G D, Liu X Y, et al. Dynamics, sources and supply characteristic of microbial biomass nitrogen in soil applied with manure and fertilizer (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2007, 40(4): 765—772
- [9] 陈义, 吴春艳, 唐旭, 等. 稻-麦轮作体系中有有机氮与无机氮的去向研究. *中国农业科学*, 2010, 43(4): 744—752. Chen Y, Wu C Y, Tang X, et al. Fate of nitrogen-15 from organic and inorganic sources in rice-wheat rotation cropping system (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43(4): 744—752
- [10] 程谊, 蔡祖聪, 张金波. ^{15}N 同位素稀释法测定土壤氮素总转化速率研究进展. *土壤*, 2009, 41(2): 165—171. Chen Y, Cai Z C, Zhang J B. On Progress in gross nitrogen transformation using ^{15}N isotopic pool dilution (In Chinese). *Soils*, 2009, 41(2): 165—171
- [11] Burton J, Chen C R, Xu Z H, et al. Gross nitrogen transformations in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia. *Soil Biol Biochem*, 2007, 39(2): 426—433
- [12] 李玉中, 祝廷成, 李建东, 等. 火烧对草地土壤氮总矿化、硝化及无机氮消耗速率的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(2): 223—226. Li Y Z, Zhu T C, Li J D, et al. Effect of prescribed burning on grassland nitrogen gross mineralization and nitrification (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(2): 223—226
- [13] Recous S, Aita C, Mary B. In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw. *Soil Biol Biochem*, 1999, 31: 119—133
- [14] Andersen M K, Jensen L S. Low soil temperature effects on short-term gross N mineralization-immobilization turnover after incorporation of a green manure. *Soil Biol Biochem*, 2001, 33: 511—521
- [15] 蔡祖聪, Mosier AR. 土壤水分状况对 CH_4 氧化、 N_2O 和 CO_2 排放的影响. *土壤*, 1999, 31(6): 289—294, 298. Cai Z C, Mosier AR. Effect of soil WFPS on CH_4 oxidation, N_2O and CO_2 emission (In Chinese). *Soils*, 1999, 31(6): 289—294, 298
- [16] Wang W C, Chalk P M, Chen D, et al. Nitrogen mineralisation, immobilisation and loss, and their role in determining differences in net nitrogen production during waterlogged and aerobic incubation of soils. *Soil Biol Biochem*, 2001, 33: 1 305—1 315
- [17] Kirkham D, Bartholomew W V. Equations for following nutrient transformations in soil, utilizing tracer data. *Soil Sci Soc Am Proc*, 1954, 18: 33—34
- [18] Mary B, Recous S, Robin D. A model for calculating nitrogen fluxes in soil using ^{15}N tracing. *Soil Biol Biochem*, 1998, 30: 1 963—1 979
- [19] Watkins N, Barraclough D. Gross rates of N mineralization associated with the decomposition of plant residues. *Soil Biol Biochem*, 1995, 28, 169—175
- [20] 武天云, Schoenau J J, 李凤民, 等. 利用离心法进行土壤颗粒分级. *应用生态学报*, 2004, 15(3): 477—481. Wu T Y, Schoenau J J, Li F M, et al. Soil particle size fractionation with centrifugation method (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(3): 477—481
- [21] 鲁如坤. *土壤农业化学分析法*. 北京: 中国农业科技出版社, 2000, 150—152. Lu R K. *Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese)*. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 150—152
- [22] Watson C J, Travers G, Kilpatrick D J, et al. Overestimation of gross N transformation rates in grassland soils due to non-uniform exploitation of applied and native pools. *Soil Biol Biochem*, 2000;32, 2 019—2 030
- [23] Sorensen P. Short-term nitrogen transformations in soil amended with animal manure. *Soil Biol Biochem*, 2001, 33: 1 211—1 216

NITROGEN MINERALIZATION OF APPLIED ¹⁵N LABELED STRAW IN PADDY SOILS IN THE TAIHU LAKE REGION

Yan Dezhi^{1,3} Wang Dejian^{2†} Zhang Gang² Zha Shuping^{1,3}

(1 School of Geography Science, Nantong University, Nantong, Jiangsu 226001, China)

(2 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(3 Institute of Geographic Engineering Technology, Nantong University, Nantong, Jiangsu 226001, China)

Abstract An incubation experiment was conducted to study the distribution of ¹⁵N in mineral nitrogen, microbial biomass nitrogen and soil different size fractions after ¹⁵N labeled rice straw was added into the wushan and huangni soil. Gross nitrogen mineralization rates of rice straw in the two soils were also measured using ¹⁵N isotopic pool dilution technique. Results showed that soil mineral nitrogen decreased between 7 days and 28 days after straw was added into soils. Microbial biomass nitrogen increased before 7 days and changed less after 7 days. Mineral ¹⁵N was the highest at 7 days and accounted for 9.24% ~ 12.3% of added straw ¹⁵N. Microbial biomass ¹⁵N was the highest at 14 days and accounted for 21.3% ~ 40.5% of added straw ¹⁵N. Mineral ¹⁵N and microbial biomass ¹⁵N decreased between 7 days and 28 days after straw addition, which suggested that straw nitrogen was possibly lost at this time. At 56 days after straw addition, 10.5% ~ 13.3% of added straw ¹⁵N existed in soil 53 μm ~ 2 mm fraction, 24.5% ~ 26.5% was in soil 2 ~ 53 μm fraction, and 30% was in < 2 μm fraction. 5.7% ~ 14.9% of added straw ¹⁵N was lost at 56 days. Straw decomposed more rapidly in the wushan soil than that in the huangni soil, and more straw ¹⁵N was lost in the wushan soil. Gross nitrogen mineralization rates of rice straw in the wushan and huangni soils were 1.61 and 1.48 mg kg⁻¹ d⁻¹ at 0.5 days and were 0.26 and 0.36 mg kg⁻¹ d⁻¹ at 56 d after straw addition, respectively.

Key words Paddy soil; Rice straw; Nitrogen isotope; Microbial biomass nitrogen; Soil size fractions; Gross nitrogen mineralization