

# 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\*

沈其荣 王 岩 史瑞和

(南京农业大学资环学院, 农业部作物生长调控开放重点实验室, 南京 210095)

**摘 要** 在小麦盆栽试验后的<sup>15</sup>N 标记土壤上, 研究了水稻生长过程中土壤微生物量 C、N 和土壤固定态铵的变化及其有机无机肥料残留 N 的有效性。结果表明, 土壤微生物量 C 随着水稻生长而逐渐增加, 到收获时达到 1378.6~1790.5mg/kg 土; 土壤微生物量 N 的变化与水稻吸收 N 素有关, 开始时由于淹水使得土壤微生物量 N 有所下降, 但随后又有所增加; 随着水稻对 N 的吸收增加, 生物量 N 又下降, 直到水稻成熟期又有所恢复。在整个水稻生长季节中, 土壤固定态铵的含量变化不大, 但其中的一些<sup>15</sup>N 仍与外界土壤中矿质 N 发生了交换, 表明这些固定态铵对水稻仍有较高的有效性。

**关键词** <sup>15</sup>N, 水稻, 微生物量, 固定态铵

**中图分类号** S158.3

土壤 N 素的供应能力受土壤类型、种植制度<sup>[1]</sup>、有机物质的投入<sup>[2,3]</sup>、耕作<sup>[4]</sup>和 N 肥的施用<sup>[5]</sup>等诸多因素影响。土壤微生物作为土壤有机物质转化的执行者和植物营养元素的活性库<sup>[6,7]</sup>, 在土壤 N 素循环中起着非常重要的作用。土壤微生物的活动受诸多环境因子的影响, 例如土壤水分、温度、作物根茬和根际产物(如根系分泌物、粘胶物质、脱落细胞等)以及有机、无机肥的施用等均会对土壤微生物产生较大影响。反过来, 土壤微生物又通过对土壤有机物质的分解转化而影响土壤向作物提供养分的能力<sup>[8,9]</sup>。有机肥施用后, 由于大量新鲜有机 C 源的投入, 对当季土壤中微生物产生较大的影响<sup>[8~10]</sup>。但种植一季作物后, 上季施用的肥料是否仍对下季土壤中微生物有较大的影响; 在水稻生长过程中, 由于根系的活动与旱作不同, 进而对土壤微生物活动产生不同的影响, 有关这些方面的研究尚不多见。

有机无机肥施用后, 经过一季作物吸收后仍有较大比例的 N 残留在土壤中, 这些 N 素在土壤中主要以有机态和粘土矿物固定态存在。许多研究报道表明, 化肥和有机肥的残留 N 的后效很低<sup>[11~14]</sup>。但如果种植方式不同其后效也将会有所不同, 因为种植方式和作物的不同都将会影响土壤中 N 的矿化方式, 从而表现出不同的利用率。当季被固定在粘土矿物中的 N, 随着作物的生长有很大部分可以释放出来供作物吸收利用<sup>[15~17]</sup>, 而残存于土壤中的固定铵在下季作物生长期间的有效性如何也仅有少量的报道<sup>[16]</sup>。为此, 我们利

\* 国家自然科学基金重点项目(编号: 39830220)

收稿日期: 1999-02-27; 收到修改稿日期: 1999-12-01

用种植小麦后的同位素<sup>15</sup>N标记的土壤,进一步研究有机、无机肥施用后,在下季水稻生长过程中的土壤微生物和固定态铵变化以及残留N的有效性,为研究土壤N素循环和合理施肥提供理论依据。

## 1 材料与方方法

### 1.1 供试土壤及处理

供试土壤为种植小麦后的土壤,土壤为黄棕壤。土壤基本性状见文献[18]。上季小麦试验处理为:(1)CK:对照;(2)F-<sup>15</sup>N:硫酸单施(<sup>15</sup>N标记);(3)ST-<sup>15</sup>N:稻草单施(<sup>15</sup>N标记);(4)P-<sup>15</sup>N:猪粪单施(<sup>15</sup>N标记);(5)F-<sup>15</sup>N+ST-N:硫酸<sup>15</sup>N标记+稻草;(6)ST-<sup>15</sup>N+F-N:稻草<sup>15</sup>N标记+硫酸;(7)F-<sup>15</sup>N+P-N:硫酸<sup>15</sup>N标记+猪粪;(8)P-<sup>15</sup>N+F-N:猪粪<sup>15</sup>N标记+硫酸。主要研究了小麦生长期土壤微生物量C、N,土壤固定态铵的变化及小麦对肥料N素的利用等。小麦试验结束后(1996年5月25日),按相同处理把所有重复盆钵的土壤磨碎后,去除根茬并混合均匀,然后按3kg/钵土装盆,设5次重复,加水浸泡后种植水稻,6月15日插秧,每钵插4穴共16株,水稻品种为盐梗187。在水稻分蘖(7/4/96)、拔节(7/29/96)、抽穗(8/31/96)期分别采集土壤和水稻样品,10月10日收获。种稻前的土壤性状与处理如表1。

表1 种植水稻前土壤理化性状  
Table 1 Soil properties before rice planting

处理 Treatment		土壤全N Soil total N (mg/kg)	土壤有机碳 Soil organic C (mg/kg)	小麦后残留 <sup>15</sup> N <sup>15</sup> N-Residual after wheat (mg/pot)	固定态铵含量 Fixed ammonium (mg/kg)
对照	CK	1221	9.597	—	210.1
<sup>15</sup> N-(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	F- <sup>15</sup> N	1272	10.09	38.08	240.1
<sup>15</sup> N-稻草	ST- <sup>15</sup> N	1351	11.36	11.33	235.3
<sup>15</sup> N-猪粪	P- <sup>15</sup> N	1241	10.64	3.421	236.1
<sup>15</sup> N-(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +稻草	F- <sup>15</sup> N+ST-N	1315	10.80	30.98	245.3
<sup>15</sup> N-稻草+(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	ST- <sup>15</sup> N+F-N	1315	10.89	4.781	245.3
<sup>15</sup> N-(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +猪粪	F- <sup>15</sup> N+P-N	1298	10.90	24.28	235.3
<sup>15</sup> N-猪粪+(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	P- <sup>15</sup> N+F-N	1298	10.93	1.694	235.3

### 1.2 测定方法

测定好气条件下的土壤微生物C的方法已有多种<sup>[19]</sup>,如灭菌培养法;灭菌提取法;底物诱导呼吸法;ATP法等,但所有这些方法中只有灭菌提取法较为适于测定淹水土壤中微生物量<sup>[20]</sup>。与测定旱地土壤的灭菌提取法相比,测定淹水土壤时在灭菌处理上应有所改变,因为淹水土壤含水量处于饱和状态,所以在灭菌时直接把氯仿加入土壤并且充分搅拌,然后再抽真空利用氯仿蒸汽进行灭菌,从而达到较为完全的灭菌目的。本试验中土壤微生物量C、N采用Inubushi<sup>[20]</sup>提出的适用于渍水土壤的“氯仿灭菌0.5mol/L K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>”直接提取法进行,具体方法如下:采自水田的土壤首先沥水1小时后,称取一定量的土壤放入一烧杯中,按10μl/g土壤CHCl<sub>3</sub>加入无醇氯仿并充分搅拌。然后将烧杯放入抽真空干燥器内,同时放入另一

装有无醇氯仿的烧杯(约 50ml), 并进行抽真空, 待氯仿剧烈沸腾后关闭干燥器活塞, 令其在黑暗、25℃ 下培养 24 小时。培养结束后取出盛有氯仿的烧杯, 反复抽真空以排除残存的氯仿, 直至无氯仿气味为止。按 1:4 的土水比加入 0.5mol/L  $K_2SO_4$  溶液, 在振荡机上振荡半小时后过滤, 取其滤液用重铬酸钾氧化—硫酸亚铁滴定法测定其中的 C 含量, 用开氏法测定其中的 N 含量。对于未灭菌的土壤同样按上述方法进行提取并测定提取液中的 C、N 含量。土壤微生物量 C ( $B_C$ ) 和 N ( $B_N$ ) 的量分别以 (1) 和 (2) 式计算:

$$B_C = 2.64E_C \quad (1)$$

$$B_N = 2.22E_N \quad (2)$$

这里  $E_C$  = 灭菌土壤提取液中 C—未灭菌土壤提取液中的 C;  $E_N$  = 灭菌土壤提取液中 N—未灭菌土壤提取液中的 N。土壤固定态按 Bremner 法测定<sup>[21]</sup>, 其它均按常规方法进行。

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤微生物量 C 的变化

在上季小麦试验中, 有机无机肥料施用后导致土壤微生物量 C 发生较大变化<sup>[18]</sup>。具体表现为土壤微生物量 C 在小麦三叶期时较高, 之后随着外界温度的下降, 生物量 C 也逐渐下降; 小麦返青后又上升, 至开花前后达到最高值, 为 554.9~794.4mg/kg 土, 以后又逐渐降低直至收获, 此时其值为 195.1~350mg/kg 土。各处理相比则以施用稻草和猪粪处理的最高, 单施硫酸铵的最低。而在本水稻试验中土壤微生物量 C 的变化与小麦试验有明显的不同。从小麦收获后 (5 月 25 日) 到水稻插秧 (6 月 15 日) 略有下降外, 之后则随着水稻生长而逐渐上升, 直到水稻收获时达到最高点, 为 1378.6~1790.5mg/kg 土壤 (如图 1 所示)。这一变化趋势反映了外界温度和水稻生长对土壤微生物的影响。因为自水稻插秧起

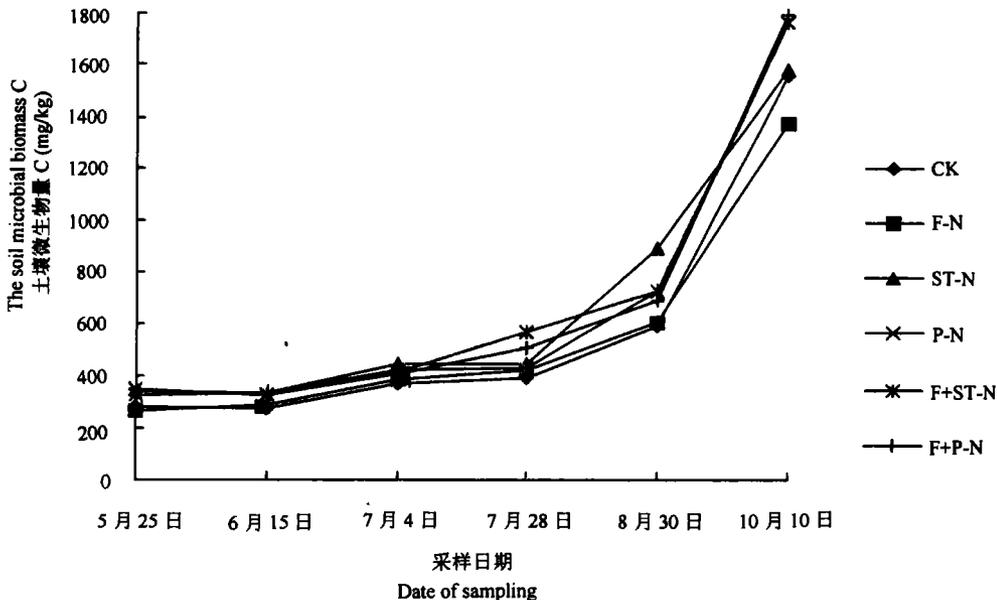


图1 水稻各生育期土壤微生物量C的变化

Fig.1 The soil microbial biomass C at different growing stage of rice

外界温度逐渐提高;而随着水稻生长,其根系向根际释放的有机物质也增加(根系分泌物;死亡细胞和脱落物等),从而微生物获得较多的碳源,促进了微生物的繁殖。到了水稻生长的后期,水稻根系相继大量死亡,使得微生物获得大量C源,从而促进了微生物的活动加剧。在各处理中土壤微生物变化趋势基本相同,各处理之间土壤微生物量C仍以施用有机肥的为高,以无机肥硫铵和对照较低,但差别已不像上季小麦试验中那么明显,表明上季的施肥(即残留肥料)对该季水稻土壤的影响也日趋减小。

## 2.2 土壤微生物量N的变化及其对残留<sup>15</sup>N的生物固持

在上季小麦试验中,土壤微生物量N在小麦三叶期最高,为40.8~79.0mg/kg土壤,各处理间以施猪粪和稻草处理的为最高,对照处理中最低;随着小麦的生长逐渐下降,到小麦开花前后下降到最低点,成熟时又有所上升。在本试验中,从土壤淹水开始(6月1日)到水稻插秧(6月15日)土壤微生物量N有所下降,随后又上升,直到水稻分蘖期达到最高值;之后随着水稻的生长土壤微生物量又下降,抽穗时下降到最低点,但随着水稻的成熟土壤微生物量N又上升。如图2所示,土壤微生物量N的这一变化趋势与水稻对N的吸收直接有关,开始土壤微生物量N下降则主要由于淹水导致一些好气微生物死亡,随着时间的加长,厌气微生物大量繁殖,致使土壤生物量N又增加,直到水稻分蘖时达到最高值;随着水稻对N的吸收增加,使土壤微生物量N又下降,直到水稻抽穗时下降到最低点;以后随着水稻成熟而对N素吸收下降,土壤微生物量N又上升。处理之间以上季施用稻草

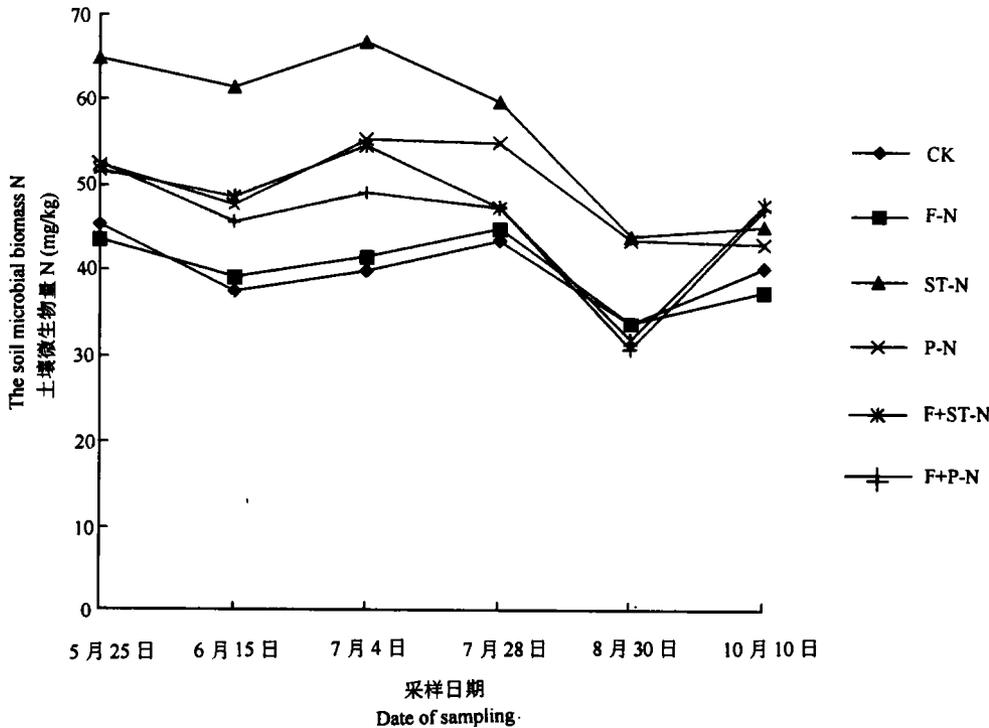


图2 水稻各生育期土壤微生物量N的变化

Fig.2 The soil microbial biomass N at different growing stage of rice.

的处理中生物量 N 最高,其次为施用猪粪的处理,再次为有机无机肥配合处理,以施用硫酸铵和对照最低。

土壤 N 素的释放主要是通过微生物对土壤有机物质的矿化进行的,而伴随着矿化土壤微生物本身也对土壤 N 素进行生物固持,但它们所固定的 N 素随着微生物的死亡又会释放到土壤之中,供作物吸收利用。因此,土壤微生物是土壤向作物供应养分的重要中介者。本试验土壤微生物所固持的残留<sup>15</sup>N 比例见表 2。从表 2 可以看出,在小麦收获时土壤微生物所固持的<sup>15</sup>N 比例比较小(除硫酸铵与有机肥配合处理外),单施硫酸铵的占残留<sup>15</sup>N 的 8.15%,与猪粪和稻草配合时分别增加为 22.76% 和 30.24%;而稻草单施时固持在微生物体内的<sup>15</sup>N 为 15.56%,与硫酸铵配合时其固持比例下降为 9.39%。种植水稻后由于微生物区系发生了变化,微生物对残留<sup>15</sup>N 的固持比例也有了较大变化,具体表现为在水稻分蘖期被固持在微生物体内 N 的比例均有较大增加,如在猪粪与硫酸铵配合处理中,猪粪残留<sup>15</sup>N 被微生物固持的比例从小麦收后的 14.13% 上升到 21.96%,这表明从旱作转为水作后微生物活动更为强烈,从而固持了更多的残留<sup>15</sup>N。到了水稻拔节时,除稻草与硫酸铵配合处理中硫酸铵<sup>15</sup>N 被微生物固定的比例有所下降外,其它处理的这一比例继续上升并达到一峰值,此时微生物固定残留<sup>15</sup>N 的比例达到 13.36%~25.10%;以后随着作物对 N 素的吸收,土壤微生物所固持残留<sup>15</sup>N 的比例也下降,到抽穗时下降到最低值,但到收获时又有较大的增加。从表上还可以看出,各处理中被固持在微生物体内的硫酸铵残留<sup>15</sup>N 的比例与施用有机肥处理相比相对较小,这可能与各处理中所投入的 C 源量不同有关。

表2 土壤微生物所固持的<sup>15</sup>N占肥料残留<sup>15</sup>N的比例(%)

Table 2 The percentage of <sup>15</sup>N immobilized by soil microbial biomass

处理 Treatment	残留 <sup>15</sup> N源 <sup>15</sup> N source	小麦收后 After harvest of wheat	水稻分蘖 Tillering stage	水稻拔节 Jointing stage	水稻抽穗 Earing stage	水稻收获 Harvest
F-N	硫酸铵	8.15	14.89	16.04	8.55	18.09
ST-N	稻草	15.56	17.38	18.92	13.77	18.25
P-N	猪粪	12.04	20.21	23.56	10.73	22.86
F+ST-N	硫酸铵	30.24	18.69	13.36	8.66	17.33
	稻草	9.39	13.59	16.78	11.64	22.67
F+P-N	硫酸铵	22.76	12.65	13.58	7.97	15.64
	猪粪	14.13	21.96	25.10	15.58	26.29

### 2.3 土壤固定态铵的变化及其有效性

本试验中水稻生长期土壤固定态铵的变化趋势与土壤微生物 N 的变化趋势相似(见图 3),开始通过对土壤中矿质态 N 的固定,其含量有所增加;到了水稻生长的中期,由于作物对土壤 N 素大量吸收,被固定的 N 又有部分释放,从而其含量又下降;但到了水稻生长的后期,作物对土壤 N 素的吸收减少,同时根系大量死亡,在微生物对死亡根系的矿化中所释放的一些 N 素又被少量固定,从而固定态铵含量又有所上升。从表 3 还可以看出,土壤固定态铵含量变化幅度相对较小,这也表明经过上季小麦吸收后,较易被作物吸收的固定态铵已大大减少,而在种植水稻时又未施用任何 N 素肥料,因而固定态铵在含量

上变化比较平稳。表3所列出的麦季被固定在土壤粘土矿物中的 $^{15}\text{N}$ 在下季水稻上的最大回收率,则从另一方面反映了尽管固定态铵在总的含量上变化不大,但被固定在粘土矿物中的 $^{15}\text{N}$ 仍与外界土壤中的N进行了交换。如硫铵处理中固定态铵的最大回收率高达73.9%,与猪粪配合处理时为70%。实验中硫铵与稻草配合处理时硫铵残留 $^{15}\text{N}$ 的最大回收率较低,仅为31.3%,这主要是由于处理中所施用的稻草中钾都是水溶性的,这些钾将阻碍固定态铵的释放<sup>[16,17]</sup>。

由此可见,上季小麦试验中残留的固定态铵对下季水稻的有效性是较高的,当然,这也可能是由于在淹水条件下有利于固定态铵的释放<sup>[16]</sup>。

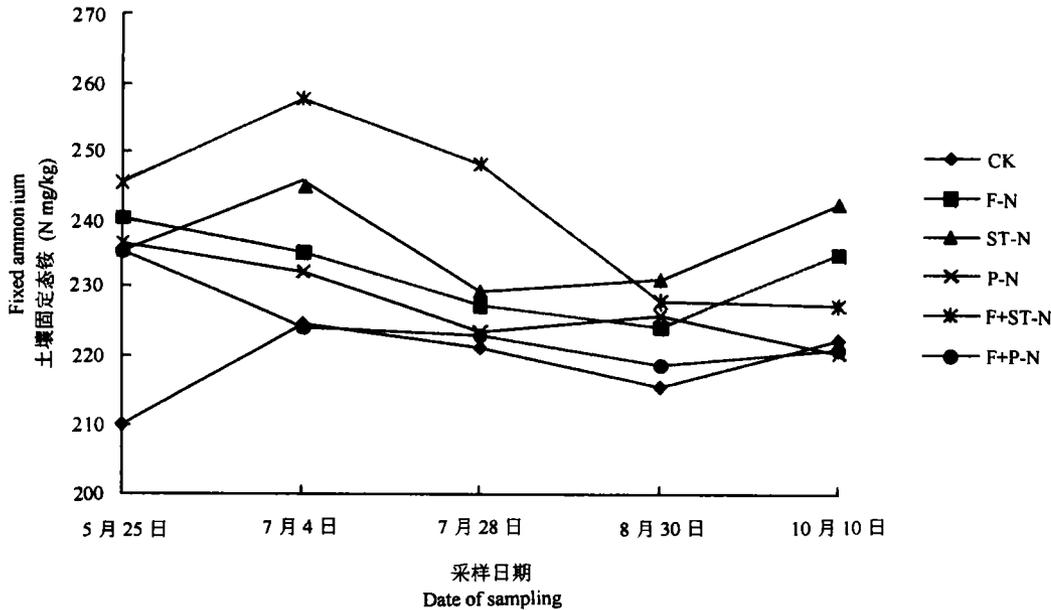


图3 水稻生长期间土壤中固定态铵的变化

Fig.3 Changes of soil fixed ammonium at different growing stage of rice

表3 土壤所固定的 $^{15}\text{N}$ 占残留 $^{15}\text{N}$ 比例及其最大利用率(%)

Table 3 The percentage of  $^{15}\text{N}$  fixed by soil clay and its highest recovery (%)

处理 Treatment	残留 $^{15}\text{N}$ 源 $^{15}\text{N}$ source	插秧前(麦后) Before rice transplanting	水稻分蘖 Tillering stage	水稻拔节 Jointing stage	水稻抽穗 Earing stage	水稻收获 Harvest	最大利用率 The highest recovery (%)
F-N	硫铵	22.64	13.80	8.32	5.90	7.34	73.9
ST-N	稻草	14.10	8.00	7.22	6.86	7.16	51.3
P-N	猪粪	14.50	6.11	6.08	4.25	6.94	70.7
F+ST-N	硫铵	28.99	24.60	20.64	19.92	20.79	31.3
	稻草	11.93	17.94	11.30	7.56	15.29	36.6
F+P-N	硫铵	27.89	23.40	9.64	8.40	9.24	70.0
	猪粪	15.35	19.47	14.60	6.65	7.36	56.7

## 2.4 水稻对残留<sup>15</sup>N的利用率及N素平衡帐

许多报道指出,化肥和有机肥残留N的后效很低<sup>[11~13]</sup>,但各报道间有较大的差异。本试验中(见表4)水稻对硫酸残留N的回收率为18.5%~22.3%(占小麦后残留N量的百分数),对稻草和猪粪残留N的回收率分别为14.1%~23.0%和18.8%~20.6%。由于小麦一季后残留N的利用和水稻一季后残留N的利用相差较大,因此研究水旱轮作系统中各季残留N的化学组成和生物有效性对揭示化学氮肥的长期去向有重要意义。从处理之间来看,硫酸残留N的利用率要高于有机肥,有机肥稻草和猪粪两处理之间差别较小。其原因是有机肥中N素多为有机态,易矿化部分在上季作物(小麦)上基本已用尽,残留的多是较难分解的有机态化合物;相对而言,来自硫酸的残留N存在形态较简单,再矿化的可能性较大,因而有机肥残留N的矿化率低,这也是普遍性的结论。

表4 水稻成熟期残留<sup>15</sup>N平衡帐

Table 4 The balance sheet of residual <sup>15</sup>N at the harvest stage of rice

处理 Treatment	残留 <sup>15</sup> N源 <sup>15</sup> N source	麦茬残留 <sup>15</sup> N Residual <sup>15</sup> N after wheat (mg/pot)	水稻吸收 <sup>15</sup> N <sup>15</sup> N absorbed by rice			稻茬残留 <sup>15</sup> N Residual <sup>15</sup> N after rice		残留 <sup>15</sup> N的损失率 Loss rate of residual <sup>15</sup> N (%)
			稻谷重 Rice seed (g/pot)	吸收量 Amount (mg/pot)	占残留N比例 Percentage (%)	残留量 Amount (mg/kg)	占麦茬残留N比例 Percentage (%)	
CK			11.09					
F-N	硫酸	38.08	12.03	8.202	21.5	21.28	55.9	22.6
ST-N	稻草	11.33	12.71	1.599	14.1	9.520	84.1	1.8
P-N	猪粪	3.42	13.63	0.645	18.8	2.459	71.9	9.3
F+ST-N	硫酸	30.98		5.741	18.5	19.730	63.7	17.8
	稻草	4.87	14.70	1.121	23.0	3.517	72.2	4.8
F+P-N	硫酸	24.28		5.415	22.3	14.060	57.9	19.8
	猪粪	1.69	14.16	0.349	20.6	1.116	65.9	13.5

从表4还可看出,种植水稻后仍有较大部分的<sup>15</sup>N残留在土壤中。如硫酸残留N为55.9%~63.7%,稻草残留N为72.2%~84.1%,猪粪残留N则为65.9%~71.9%,有机肥残留的比例仍高于无机肥硫酸,这也表明有机肥的施用有利于提高土壤肥力。另外,麦茬残留<sup>15</sup>N在种植水稻过程中仍有损失,如硫酸残留<sup>15</sup>N的损失率在17.8%~22.6%,平均值为20.1%±2.41%;而有机肥残留<sup>15</sup>N的损失率较小,稻草的为1.8%~4.8%,猪粪的为9.3%~13.5%。这些结果也从另一方面反映了无机肥残留<sup>15</sup>N的有效性 > 猪粪残留<sup>15</sup>N > 稻草残留<sup>15</sup>N。

## 参 考 文 献

1. Beauchamp E G, Reynolds W D, Brasche-Villeneuve D, Kirby K. Nitrogen mineralization kinetics with different soil pre-treatments and cropping histories. *Soil Science Society of America Journal*, 1986, 50:1478~1483
2. Boyle M, Paul E A. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Science Society of America Journal*, 1989, 53:99~103

3. Broadbent F E. Residual effect of labeled N in field trials. *Agron. J.*, 1980, 12:305~327
4. Carter M R, Rennie D A. Changes in soil quality under zero tillage farming systems: Distribution of microbial biomass and mineralizable C and N potentials. *Canadian J. of Soil Science*, 1982, 62:587~597
5. El-Haris M K, Cochran V L, Elliott L F, Bezdicsek D F. Effect of tillage, cropping and fertilizer management on soil nitrogen mineralization potential. *Soil Science Society of America J.*, 1983, 47:1157~1161
6. Bonde A T, Schniirer J, Rosswall T. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable N in soil from long-term field experiments. *Soil Biol. & Biochem.*, 1988, 20(4):447~452
7. Duxbury J M, Lauren J G, Fruci J R. Measurement of the biologically active soil nitrogen fraction by  $^{15}\text{N}$  technique. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1991, 34:121~129
8. 沈其荣,史瑞和,土壤预处理对不同起源氮矿化的影响. *南京农业大学学报*, 1991, 14(1): 54~58
9. Ocio J A, Brookes P C, Jenkinson D S. Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N. *Soil Biol. & Biochem.*, 1991, 23(2):171~176
10. 沈其荣,余铃,刘兆普等,有机无机肥料配合施用对滨海盐土土壤微生物量态氮及土壤供氮特征的影响. *土壤学报*, 1994, 31(3): 287~294
11. 黄东迈,朱培立,高家骅. 有机-无机肥料氮在水稻-土壤体系中的转化与分配. *土壤学报*, 1981, 18(2): 107~121
12. 莫淑勋,钱菊芳. 红壤地区紫云英中氮素的转化及其对水稻有效性的研究. *土壤学报*, 1983, 20(1): 12~22
13. 王岩,蔡大同,史瑞和. 肥料残留氮的有效性及其形态分布的关系. *土壤学报*, 1993, 30(1): 19~25
14. Westerman R L, Kurtz L T. Residual effects of  $^{15}\text{N}$  labeled fertilizer in a field study. *SSSAP*, 1972, 36(1): 91~94
15. 文启孝等. 土壤中的固定态铵. 见:中国土壤学会土壤农业化学专业委员会,土壤生物化学专业委员会编. 我国土壤氮素研究工作的现状与展望. 北京:科学出版社, 1986. 34~45
16. 文启孝,张晓华,杜丽娟等. 太湖地区主要土壤中的固定态铵及其有效性. *土壤学报*, 1988, 25(1): 22~30
17. 樊小林,李昌纬, Mengel K. 瘠土中非交换性铵的有效性. *土壤学报*, 1990, 27(3): 301~308
18. 王岩,张莹,沈其荣,史瑞和. 施用有机、无机肥后土壤微生物量、固定态铵的变化及其有效性研究. *植物营养与肥料学报*, 1997, 3(4): 307~314
19. Jenkinson D S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In Wilson J R. ed. *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. CAB International, Wallingford, 1988. 361~365
20. Inubushi K, Brookes P C, Jenkinson D S. Soil microbial biomass C, N and ninhydrin-N in aerobic and anerobic soils measured by the fumigation-extraction method. *Soil Biology & Biochemistry*, 1991, 23:737~741
21. Bremner J M. Nonexchangeable ammonium. In Black. ed. *Method of Soil Analysis*. Amer. Soc. Agron. Inc., Publisher, Madison, Wisconsin, USA, 1965. 1228~1232

## CHANGES OF SOIL MICROBIAL BIOMASS N AND SOIL FIXED AMMONIUM DURING RICE GROWTH AND USE EFFICIENCY OF RESIDUAL N BY RICE

Shen Qi-rong Wang Yan Shi Rui-he

*(College of Resources and Environmental Sciences and MOA Key Lab of Plant Growth Regulation, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)*

### Summary

Pot experiments were carried out on the  $^{15}\text{N}$ -labelled soil after winter wheat to study the changes of soil microbial biomass C, N and soil fixed ammonium during rice growth. The results showed that soil microbial biomass C increased with the rice growing and reached the highest at the harvesting stage. The soil microbial biomass N decreased a little bit at the beginning of experiment and then rose to the highest at the tillering stage, after which it decreased again with the increase of N absorption by rice. The content of soil fixed ammonium changed little during the rice growing, but some of the  $^{15}\text{N}$  fixed by soil clay minerals exchanged with the soil mineral N, showing that the fixed ammonium in last crop was also effective to rice at the second cropping.

**Key words**  $^{15}\text{N}$ , Rice, Microbial biomass, Fixed ammonium