

红壤水稻土微生物生物量氮与总氮矿化的关系^①

陈 旸^{1,2}, 李忠佩^{1*}, 车玉萍¹, 周立祥²

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 南京农业大学资源与环境学院, 南京 210095)

摘 要: 通过田间采样并布置室内培育试验, 研究了红壤水稻土微生物生物量 N 和总 N 的矿化动态及其相互关系。结果表明, 红壤水稻土微生物生物量 N 矿化速率和矿化量随培养时间延长而降低, 随水稻土肥力水平提高而增加。12 周培养期内, 红壤水稻土微生物生物量 N 的一半以上被矿化, 其中约 1/2 的矿化量出现在前 4 周; 不同熟化程度红壤水稻土的累积矿化 N 量为 73.0 ~ 127.8 mg/kg, 平均矿化速率为 6.09 ~ 10.7 mg/(kg·wk)。用双指数方程和一级动力学方程可以很好地模拟红壤水稻土微生物生物量 N 和总 N 的矿化过程。微生物生物量 N 和总 N 的矿化过程均可分为快速和缓慢 2 个阶段, 培养的前 8 周是快速矿化阶段。2 个模拟方程参数的比较表明, 微生物生物量 N 矿化量占总 N 矿化量的比例为 10.8% ~ 49.5%, 其矿化潜力大, 持续矿化时间长, 对保证土壤 N 素的持续供应有积极作用。

关键词: 红壤水稻土; 微生物生物量氮; 总氮; 矿化; 关系

中图分类号: S154.2

氮(N)是植物的重要营养元素。土壤有机N的矿化和供应能力常是土壤生产力的限制因子^[1]。微生物不仅是土壤有机N矿化的驱动者, 而且是植物营养元素的活性库。探明微生物在土壤N素循环中的作用, 将可为深入揭示土壤N素的供应状况, 提高土壤N素肥力提供科学依据。

土壤微生物在参与土壤有机N转化的过程中, 同化了一部分有机N和一些矿质养分以构成生物体。微生物固持的这些N素养分, 在其死亡后可发生再矿化, 成为有效矿质养分, 供应作物吸收利用^[2-3]。因此, 土壤微生物生物量N的含量和矿化动态直接影响土壤N素的有效性和供应状况^[4]。研究表明, 土壤微生物生物量N与可矿化N有显著正相关关系, 其质量分数是可矿化N的46%~82%^[5]。也有研究显示, 不同肥料处理增加了N矿化与土壤微生物生物量N的比率, 但土壤微生物生物量N与土壤N矿化率没有明显相关性^[6-7]。总体而言, 目前关于土壤微生物生物量N与土壤总N矿化之间关系的研究结果并不一致。

红壤水稻土是我国亚热带地区重要的耕作土壤, 由于独特的生物、土壤及气候条件, 土壤有机 C、N 在稳定和协调土壤环境及植物养分供应上的作用更加明显。因此, 土壤微生物生物量 N 的矿化状况对红壤水稻土 N 素转化和作物有效性具有重要影响。本研究采用田间采样并布置室内培育试验的方法, 通过动态观测结合动力学方程模拟红壤水稻土微生物生物量

N 和总 N 矿化过程, 比较矿化过程参数差异以了解土壤微生物生物量 N 与总 N 矿化的相互关系, 探讨土壤微生物生物量 N 的矿化潜力及其在土壤 N 素转化过程中的意义。

1 材料与方法

1.1 采样区概况及供试土壤样品采集

采样点位于中国科学院红壤生态实验站。该站地处江西鹰潭市, 属中亚热带季风气候区, 年均温 17.6℃, 年降雨量 1795 mm, 年蒸发量 1318 mm, 降雨集中于每年的 3—6 月, 无霜期 261 天。选择站区附近自荒草地开垦后种植水稻 5 年、20 年水田以及老水田(利用 80 年以上)作为采样田块, 各田块代表了不同熟化程度的红壤水稻土(分别表示为低肥力、中肥力、高肥力水稻土), 田块之间相距不超过 500 m, 除肥力水平有显著差异外, 地形、母质等条件相对一致。土壤均发育于第四纪红色黏土, 轮作制度为双季稻。于晚稻收割后的秋冬季节, 田面完全落干水分, 在选定的田块采用多点混合方法采集表层 0~15 cm 土样。同时选择邻近的代表性旱地(花生地)进行相同采样, 以作比较。样品分 2 份, 一份保持新鲜状态下, 捡去植物残根和石块, 适当阴晾后混匀过 2 mm 筛, 并保存在 4℃ 的冰箱中供测定微生物生物量用; 一份风干、挑去植物根系、磨细备用。供试土壤的基本理化性状见表 1。

①基金项目: 国家自然科学基金项目(40471066)资助。

* 通讯作者(zhpli@issas.ac.cn)

作者简介: 陈旸(1982—), 女, 江苏常熟人, 硕士研究生, 主要从事土壤环境工程研究。E-mail: keer6116@163.com

表 1 供试土壤的基本理化性状

Table 1 Physical and chemical properties of tested soil samples

肥力水平	pH (H ₂ O)	有机质 (g/kg)	全 N (g/kg)	碱解 N (mg/kg)	速效 P (mg/kg)	速效 K (mg/kg)	黏粒 (<0.002 mm) (g/kg)
旱地	4.3	11.4	0.91	64.3	32.3	160.0	406
低肥力水稻土	5.2	14.6	0.94	71.4	13.3	86.2	363
中肥力水稻土	5.6	19.7	1.40	157.1	10.1	151.4	328
高肥力水稻土	4.9	39.7	2.48	228.5	22.1	93.6	174

1.2 土壤总 N 及微生物生物量 N 矿化培养实验

采用Stanford 间歇好气淋洗培养法观测土壤总 N 矿化过程^[8]。称取 30 g 风干土和等量石英砂 (1~2 mm 粗细, HCl 浸泡 1 天后用蒸馏水冲洗干净) 若干份, 以 1 份土壤和 1 份石英砂加少量蒸馏水充分混匀, 形成土砂混合物。然后转入底部预先铺有一层玻璃丝和少量石英砂的 60 ml 圆形长玻璃漏斗中, 再在其上铺少量石英砂, 以免淋洗时淋洗液直接冲击土砂混合物使其分离, 装好后轻振几下, 然后用 100 ml 0.01mol/L CaCl₂ 溶液分 4 次淋洗土壤。淋洗后加入 25 ml 无 N 营养液 (由 0.002 mol/L CaSO₄·2H₂O, 0.002 mol/L MgSO₄, 0.005 mol/L Ca(H₂PO₄)₂·2H₂O, 0.0025 mol/L K₂SO₄ 组成), 在 60 mm 汞柱的负压下抽气使土壤水分达到田间饱和和持水量的 60%, 其后, 用保鲜膜封扎玻璃漏斗上口, 并在其上扎数个小孔, 以保持良好通气, 于 28 °C ± 1 °C 的恒温箱中培养, 培养期间用重量法保持水分。

于培养后的第 1、2、3、4、6、8、12 周, 按上述步骤进行淋洗并收集淋滤液, 淋洗后加无 N 营养液、抽气, 继续培养。测定淋滤液中总 N 含量并计算累计矿化 N 量。

上述试验每处理设 9 个重复, 在培养后第 4、9 和 12 周, 将土砂混合物从玻璃漏斗中取出, 每处理每次取 3 个重复, 采用熏蒸提取法测定土壤微生物生物量 N, 并以新鲜保存样品的土壤微生物生物量 N 作为培养前 (0 周) 的含量水平, 根据土壤微生物生物量 N 变化, 采用方程拟合方法计算土壤微生物生物量 N 矿化过程模型参数^[8]。

1.3 土壤总 N 矿化及微生物生物量 N 矿化过程模型参数的拟合计算

土壤总 N 矿化过程模型参数根据一级动力学方程经典模型进行拟合计算^[8]: $Nm = Na [1 - \exp(-ht)]$, 式中, Nm 为培养期内的累积矿化 N 量 (即淋滤液中的总 N 量, mg/kg), t 为培养时间 (周, wk), Na (mg/kg) 和 h (1/wk) 分别为可矿化 N 量和可矿化 N 的矿化速率常数, 根据方程拟合求得。土壤微生物生物量 N 矿化过程

模型参数根据Bonde和Rosswall^[9]提出的双组分动力学方程进行拟合计算: $Bt = Ba \exp(-at) + Br \exp(-bt)$, 式中, Bt 为 t 时期测得的土壤微生物生物量 N (mg/kg), t 为培养时间 (wk), Ba 、 Br 、 a 和 b 分别为易矿化微生物生物量 N (mg/kg)、难矿化微生物生物量 N (mg/kg)、易矿化微生物生物量 N 矿化速率常数 (1/wk) 和难矿化微生物生物量 N 矿化速率常数 (1/wk), 根据方程拟合求得。

1.4 分析方法

土壤有机质采用丘林法测定, 全 N 用开氏法测定, 碱解 N 用扩散皿法测定, 速效 P 用碳酸氢钠提取-钼蓝比色法测定, 速效 K 用乙酸铵提取-火焰光度法测定, 土壤 pH 用电位计法测定, 黏粒采用吸管法测定^[10]; 淋洗液中总 N 量用流动注射分析仪测定; 土壤微生物生物量 N 用氯仿熏蒸提取法测定^[11-12], 并根据土砂比例换算成净干土重表示。

所有实验数据用 Excel 2000、Microsoft Origin 7.0 和 SPSS 13.0 进行计算和统计分析。

2 结果与分析

2.1 红壤水稻土微生物生物量 N 的矿化动态

培养期间 2 个时间段测定得到的土壤微生物生物量氮 (MBN) 的差值即为该时间段内土壤 MBN 矿化量 (mg/kg), 将矿化量除以培养时间 (周, wk), 即为单位时间 (wk) 内的矿化速率 (mg/(kg·wk))。结果表明 (表 2), 红壤水稻土 MBN 的矿化速率培养前期高, 而后逐渐降低, 其中培养前 4 周的平均矿化速率是培养 5~9 周的 3 倍左右, 是培养 10~12 周的 10 倍左右 (旱地为 4 倍左右)。12 周培养期内, 红壤水稻土 MBN 的矿化量为 6.1~63.3 mg/kg, 平均矿化速率为 0.51~5.28 mg/(kg·wk), 随土壤肥力水平提高而显著增加。不同肥力水平红壤水稻土 MBN 的矿化速率差异在不同培养阶段表现各异, 培养前 4 周, 高肥力水稻土的 MBN 矿化速率为旱地、低肥力水稻土、中肥力水稻土的 11.6 倍、4.1 倍、2.3 倍; 培养 4 周以后, 高肥力水稻土的 MBN 矿化速率仍显著高于旱地和中、

低肥力水稻土，但中肥力和低肥力水稻土之间差异不显著。长期水耕利用、熟化程度高的红壤水稻土，微

生物活性高且代谢能力强，MBN 的矿化量和矿化速率均显著高于其他土壤。

表 2 培养过程中红壤水稻土微生物生物量 N 矿化动态

Table 2 Changes in MBN mineralization during incubation periods in paddy soils of subtropical China

肥力水平	0~4 周		5~9 周		10~12 周		12 周总 MBN 矿化量/MBN (%)
	矿化量	矿化速率	矿化量	矿化速率	矿化量	矿化速率	
	(mg/kg)	(mg/(kg·wk))	(mg/kg)	(mg/(kg·wk))	(mg/kg)	(mg/(kg·wk))	
旱地	3.84 d A	0.96 d A	1.55 b B	0.31 b B	0.69 b B	0.23 b C	0.55 ± 0.04 c
低肥力水稻土	11.0 c A	2.74 c A	4.10 b B	0.82 b B	1.08 b C	0.36 b B	0.66 ± 0.07 b
中肥力水稻土	18.9 b A	4.73 b A	4.80 b B	0.96 b B	1.38 ab C	0.46 ab B	0.72 ± 0.05 ab
高肥力水稻土	44.5 a A	11.1 a A	16.00 a B	3.20 a B	2.82 a C	0.94 a C	0.78 ± 0.03 a

注：表中不同小写字母表示不同肥力水平土壤间差异达 $p < 0.05$ 显著水平，不同大写字母表示不同培养时期差异达 $p < 0.05$ 显著水平，下表同。

12 周培养期内，供试各土壤均有 1/2 以上 MBN 通过矿化释放，中肥力和高肥力水稻土 MBN 矿化量占其含量的比率甚至接近或超过 3/4；培养前 4 周，MBN 矿化量约占整个培养期矿化量的 1/2，不同肥力水平红壤水稻土 MBN 矿化量占其含量的比例分别为：旱地 36.5%、低肥力水稻土 44.6%、中肥力水稻土 56.1%、高肥力水稻土 50.9%。比较表明^[13]，实验室培养条件下 (28℃、60% 田间持水量) 测得的 MBN 矿化量和矿化速率远高于田间实际矿化量和矿化速率。根据 Jenkinson 等^[14]的研究，实验室控制条件下测得的微生物生物量周转期比田间自然条件下要短 3.81 倍。

Bonde 和 Rosswall^[9]的研究表明，间歇淋洗好气培养过程中土壤 MBN 的动态变化可以用双组分模型 $Bt = Ba \exp(-at) + Br \exp(-bt)$ 进行描述，即土壤 MBN 由活跃态 MBN (易矿化 MBN) 和稳定态 MBN (难矿化 MBN) 2 部分组成。易矿化 MBN 在培养初期首先开始分解，待其基本分解完毕后，难矿化 MBN 开始参与矿化并缓慢分解。通过模型可以估算微生物体易矿化 N 库 Ba 和难矿化 N 库 Br 的含量及其对应的矿化速率参数，从而了解 MBN 矿化能力大小。培养过程中不同肥力水平红壤水稻土 MBN 变化的模型拟合见图 1。由图 1 可见，培养过程中，土壤 MBN 的快速矿化阶段在前 9 周，其后，曲线趋于平缓，土壤 MBN 变化不明显。比较红壤水稻土 MBN 矿化过程模型参数的结果 (表 3) 表明，易矿化 MBN 的含量和占 MBN 总量的比例均随肥力水平而增加，其中，不同土壤的该比例值分别为旱地 46.3%、低肥力水稻土 54.8%、中肥力水稻土 68.1%、高肥力水稻土 76.3%。易矿化 MBN 和难矿化 MBN 的比率为 1.18 ~ 3.23，亦随肥力水平而增加；旱地土壤的易矿化 MBN

几乎与难矿化 MBN 相当，而高肥力水稻土的易矿化 MBN 是难矿化 MBN 的 3 倍多，这表明随土壤熟化过程的养分积累为微生物提供了丰富的营养物质，大大提高了微生物中活性库的容量。易矿化 MBN 矿化速率常数 (a) 反映了微生物体中易矿化 N 的矿化能力，不同肥力水平红壤水稻土的 a 值为 0.022 ~ 0.028 /wk，这表示微生物体中易矿化 N 以每周 2.2% ~ 2.8% 的平均速率矿化。

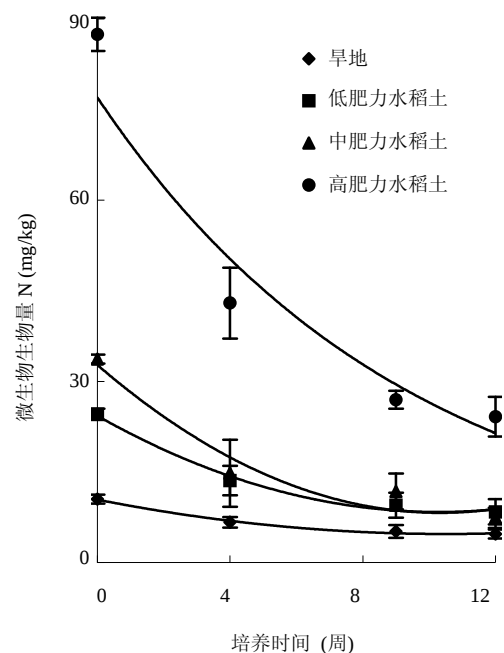


图 1 培养过程中红壤水稻土微生物生物量 N 的动态变化

Fig. 1 Dynamics of MBN in red paddy soils of subtropical China during incubation

表 3 培养条件下红壤水稻土微生物生物量 N 和总 N 矿化过程模型参数

Table 3 Model parameters for MBN and total N mineralization during incubation in paddy soils of subtropical China

肥力水平	土壤微生物生物量 N 矿化过程模型					土壤总 N 矿化过程模型		
	<i>Ba</i>	<i>a</i>	<i>Br</i>	<i>b</i>	模型回归系数 <i>r</i>	<i>Na</i>	<i>h</i>	模型回归系数 <i>r</i>
	(mg/kg)	(1/wk)	(mg/kg)	(1/wk)		(mg/kg)	(1/wk)	
旱地	5.74 d	0.026	4.86 c	0.002	0.9954	53.3 d	0.035	0.9819
低肥力水稻土	16.7 c	0.028	7.81 b	0.003	0.9961	79.7 c	0.037	0.9817
中肥力水稻土	25.1 b	0.027	8.51 b	0.001	0.9879	93.6 b	0.033	0.9756
高肥力水稻土	66.2 a	0.022	21.3 a	0.0003	0.9559	136.6 a	0.026	0.9801

2.2 红壤水稻土总 N 矿化动态

培养期内, 红壤水稻土的累积矿化N量为 73.0 ~ 127.8 mg/kg, 平均矿化速率为 6.09 ~ 10.7 mg/(kg·wk), 与文献报道的结果相似^[15-16]。红壤水稻土 12 周总N矿化量和平均矿化速率随土壤肥力水平提高而增加, 低肥力水稻土、中肥力水稻土和高肥力水稻土总N矿化量相比旱地分别增加了 5.12%、24.6% 和 74.9% (图 2)。

培养过程中红壤水稻土总 N 矿化呈现前期高而后快速降低的趋势, 培养第 8 周后总 N 的矿化速率甚至不到培养第 1 周时的 10%。前 4 周各土壤的累积矿化 N 量在 44.5 ~ 104.5 mg/kg, 后 8 周累积矿化 N 净增量为旱地 8.69 mg/kg、低肥力水稻土 8.79 mg/kg、中肥力水稻土 9.47 mg/kg 和高肥力水稻土 23.3 mg/kg, 尤其是 8 ~ 12 周, 各土壤累积矿化 N 净增量均在前 4 周矿化量的 4% 以下 (表 4)。不同土壤 N 素的平均矿化速率差异在前 4 周最为明显, 高肥力水稻土有 26.0 mg/(kg·wk) 的矿化速率, 为旱地的 2.3 倍; 中肥力水稻土为旱地的 1.8 倍; 低肥力水稻土为 1.5 倍。从第 5

周开始, 矿化速率的土壤间差异不断缩小, 到培养后期 (10 ~ 12 周), 土壤间差异不显著。

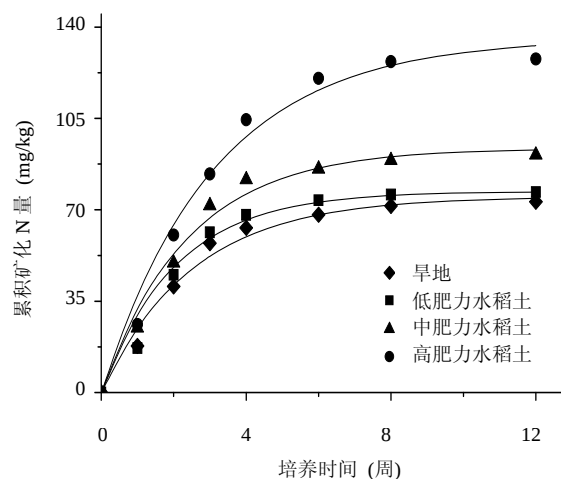


图 2 培养过程中红壤水稻土累积矿化 N 变化

Fig. 2 Cumulative N mineralization during incubation in paddy soils of subtropical China

表 4 培养过程中红壤水稻土总N矿化量 (CNM) 及微生物生物量N矿化量 (BNM) 占总N矿化量比率变化

Table 4 Cumulative N mineralization (CNM) and percentage of MBN mineralization (BNM) in cumulative N mineralization during incubation in paddy soils of subtropical China

肥力水平	0 ~ 4 周		5 ~ 9 周		10 ~ 12 周		12 周内
	总 N 矿化量	BNM/CNM	总 N 矿化量	BNM/CNM	总 N 矿化量	BNM/CNM	BNM/CNM
	(mg/kg)	(%)	(mg/kg)	(%)	(mg/kg)	(%)	(%)
旱地	44.5 d A	8.63 d C	8.33 b B	18.6 c B	1.57 C	43.9 d A	10.8 c
低肥力水稻土	68.0 c A	16.1 c B	7.88 b B	52.0 b A	1.92 C	56.3 c A	21.0 b
中肥力水稻土	81.5 b A	23.2 b B	8.35 b B	57.5 b A	2.12 B	65.0 b A	28.9 b
高肥力水稻土	104.5 a A	42.6 a C	22.3 a B	71.7 a B	3.41 C	82.7 a A	49.5 a

采用单组分一级动力学方程 $Nm = Na [1 - \exp(-ht)]$ 模拟红壤水稻土总N矿化过程。结果显示, *Na* 随土壤肥力水平提高而增加 (表 3), 且土壤间差异显著, *h* 则相反, 与微生物易矿化N参数的变化趋势一致。土壤 N 素的矿化量和矿化速率受土壤有机质特性的影响

^[17-18]。Shiga和Ventura^[19]报道, 温带地区水稻土的速效 N 大部分是在淹水后的 4 周内释放的; 对长期施用有机肥和化肥的土壤, 有机质累积量大, 土壤活性有机质和易氧化有机质的含量大幅提高^[20], 因而土壤 N 素矿化以前期较高, 且矿化能力较强。

2.3 红壤水稻土微生物生物量 N 与总 N 矿化的关系

土壤MBN与土壤可矿化N量之间呈显著的正相关关系,因此,土壤MBN的矿化对土壤总N的矿化有直接影响^[21]。比较不同培养时期的红壤水稻土总N矿化量和MBN矿化量变化情况,结果显示随培养时间延长,总N矿化量呈下降趋势,但MBN矿化量占总N矿化量的比率却呈上升趋势,由培养前4周的8.63%~42.6%升高到培养10~12周的43.9%~82.7%,平均增长了近2倍(表4)。这表明,随培养过程延长其他组分的有机N很快就达到了最大矿化量,矿化潜力较低,而MBN则具有较高的矿化潜力,是土壤矿质N的有效储备库^[22]。培养期内土壤MBN矿化量占总N矿化量的比率还随水耕利用年限而升高,从旱地的10.8%升高到高肥力水稻土的49.5%。除高肥力水稻土外,其余土壤该比率均小于30%。这显示土壤有机质含量较高,则MBN的矿化对土壤总N矿化的贡献较大。

土壤总N矿化过程模型的参数Na反映了土壤中可矿化有机N释放的最大潜力,即土壤可矿化N库的大小。表3结果表明,Ba和Na的比率旱地为6.47%,低肥力水稻土为16.9%,中肥力水稻土为24.5%,高肥力水稻土为48.9%,这显示MBN中的易矿化部分只占土壤总N中易矿化N量的不到50%。不同土壤MBN矿化速率常数a的平均值0.026/wk,低于N素矿化速率常数h的平均值0.033/wk,这可能是因为土壤中除微生物N外的有效N水平和微生物代谢产物含量较高,阻碍了微生物体的矿化,另外,高黏粒含量土壤也会对微生物生物量形成保护^[23],减缓其矿化速率。Bonde和Rosswall^[9]的研究也有类似的结果,但两者的平均值相当接近,以此推断MBN是土壤可矿化N的主体。MBN矿化速率与土壤总N矿化速率间关系究竟如何,还有待于进一步的研究来确定。

有学者认为,土壤MBN对土壤总N矿化的贡献不应估计过高,主要因为MBN占土壤总N比率不高,且在分解时只能释放出一部分N素^[24]。Paul和Juma^[25]的研究表明,土壤MBN对土壤N素总矿化量的贡献不足30%,本研究测得的比率值在14%~64%,结果相近。但也应该看到,土壤可矿化N也可分为易矿化N库和难矿化N库2个部分,单考虑易矿化N部分,MBN所占比例就大得多;且随土壤肥力水平提高,微生物代谢能力不断增强,MBN矿化量占土壤总N矿化量的比例明显提高。另外,由于微生物体在土壤中不停地进行新陈代谢,同化-矿化过程交替迅速,这一自我更新过程所释放出的N素相当可观。姚槐应等^[26]的研究显示,每年通过微生物周转的N素可达土壤MBN的1.5倍至数倍,即使考虑田间实际情况,每年土壤MBN也可更

新0.2~3次。因此,MBN的转化对N素的作物利用和土壤肥力的持续保持是具有重要作用的。

3 小结

实验室条件下,土壤微生物生物量N矿化与总N的释放和供应状况有密切关系。微生物生物量N和土壤总N矿化过程均可分为培养前4周快速矿化和其后的缓慢矿化2个阶段。微生物生物量N培养前4周的矿化速率为培养10~12周的10倍左右,矿化量和矿化速率随土壤肥力水平提高而增加。随培养时间延长和土壤有机质含量提高,微生物生物量N矿化量占土壤总N矿化量的比例增加。通过动力学方程可以拟合微生物生物量N和土壤总N的矿化过程,微生物体易矿化N量(Ba)和土壤可矿化N量(Na)均有随水稻土肥力水平提高而增加的趋势,高肥力水稻土中微生物生物量N对土壤总N转化的贡献是非常显著的。

总而言之,微生物生物量N矿化时间长,矿化潜力大,对维持土壤N素的持续有效供应有重要作用。本项研究是实验室控制条件下的结果,而田间条件下微生物生物量N对土壤N素转化的作用程度则有待进一步深入研究。

参考文献:

- [1] Yan DZ, Wang DJ, Sun RJ, Lin JH. N mineralization as affected by long-term N fertilization and its relationship with crop N uptake. *Pedosphere*, 2006, 16(1): 125-130
- [2] Jenkinson DS. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil // Wilson JR. *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. Wallingford: C.A.B. International, 1988: 368-386
- [3] Anderson JPE, Domash KH. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.*, 1980, 130: 211-216
- [4] 仇少君, 彭佩钦. 土壤微生物生物量氮及其在氮素循环中的作用. *生态学杂志*, 2006, 25(4): 443-448
- [5] Sakamoto K, Yoshida T, Satoh M. Comparison of carbon and nitrogen mineralization between fumigation and heat in treatments. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1992, 38: 133-140
- [6] Holems WE, Zak DR. Soil microbial biomass dynamic sonnet nitrogen mineralization in northern hardwood ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1994, 58: 238-243
- [7] Hossain AK, Raison RJ, Khanna PK. Effect of fertilize application and fire regime on soil mineralization in an Australia sub alpine eucalypt forest. *Biol. Fertil. Soils*, 1995, 19: 246-252
- [8] Stanford G, Smith SJ. Nitrogen mineralization potential of soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 1987, 36: 465-472

- [9] Bonde TA, Rosswall T. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. *Soil Biol. Biochem.*, 1988, 20(4): 447-452
- [10] 鲍士旦. 土壤农化分析. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 56-83
- [11] Vanc ED. An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Bio1. Biochem.*, 1987, 19: 703-707
- [12] 杜丽娟, 文启孝, 张晓华. 应用费尔恩法测定氯化钠盐土或底土中的有机碳. *土壤*, 1982, 14(4): 149-153
- [13] 王淑平, 周广胜. 土壤微生物量氮的动态及其生物有效性研究. *植物营养与肥料学报*, 2003, 9(1): 87-90
- [14] Jenkinson DS, Hart PBS, Rayner JH, Parry LC. Modeling the turnover of organic matter in long-term experiments at Roth Amsted. *Soil Organic Matter Dynamics and Soil Productivity*, Intercol Bulltion, 1987, 15: 1-8
- [15] Torben A. Seasonal variation of potentially mineralization of nitrogen in four cropping systems. *Soil Sci. Soc. Amer.*, 1987, 51: 1508-1514
- [16] 周卫军, 王凯荣. 有机物循环对红壤稻田系统土壤氮矿化的影响. *生态学杂志*, 2004, 23(1): 39-43
- [17] Islam MM. Effect of organic residue amendment on mineralization of nitrogen in flooded rice soils under laboratory conditions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 1998, 29(7/8): 971-981
- [18] Stanford G. Effect of partial removal of soil organic N with sodium pyrophosphate in sulfuric acid solution on subsequent mineralization of nitrogen. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 1968, 32: 679-682
- [19] Shiga H, Ventura W. Nitrogen supplying ability of paddy soils under field conditions in the Philippines. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1976, 22: 387-399
- [20] 王胜佳. 多熟制稻田土壤有机质平衡的定位研究. *土壤学报*, 2002, 39(1): 9-15
- [21] Ross DJ, Sparling GP. Microbial biomass C and N in litter and mineral soil under pinus radiata on a coastal stand: Influence of stand age and harvest measurement. *Plant and Soil*, 1995, 175: 167-177
- [22] Joergenson RG. Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech forests. *Biol. Fertil. Soils*, 1995, 9(2): 141-147
- [23] Glendining MJ, Powlson DS. The effects of long-term application of inorganic nitrogen fertilizer on soil nitrogen in the broadbalk wheat experiment. *Agri. Sci. (Camb.)*, 1996, 127: 347-363
- [24] 朱兆良. 土壤中氮素转化研究的几个问题. *土壤圈物质循环研究导向论文集*. 南京: 江苏科学出版社, 1989: 76-91
- [25] Paul EA, Juma NG. Mineralization and immobilization of soil nitrogen by microorganisms // Clark FE, Rosswall T. *Terrestrial Nitrogen Cycles*. Stockholm: Ecological Bulletins, 1981, 33:179-195
- [26] 姚槐应, 何振立, 黄昌勇. 红壤微生物量氮的周转期及其研究意义. *土壤学报*, 1999, 36(3): 387-394

Relationship Between Microbial Biomass N Mineralization and Total Nitrogen Mineralization in Paddy Soils of Subtropical China

CHEN Yang^{1,2}, LI Zhong-pei¹, CHE Yu-ping¹, ZHOU Li-xiang²

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China;

2 College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: The relationship between microbial biomass N and total N mineralization dynamics in paddy soils of subtropical China was investigated by lab incubation experiment. Results showed that the amount and rate of soil microbial biomass N mineralization decreased with the incubation time but increased with the promotion of soil fertility. During 12 weeks incubation, more than half of microbial biomass N was mineralized, in which half was occurred in the first 4 weeks. The cumulative N mineralization in paddy soils ranged from 73.0 to 127.8 mg/kg, and the rates ranged from 6.09 to 10.7 mg/(kg·wk). Two component equation and dynamic equation could simulate microbial biomass N and total N mineralization, respectively. Both the microbial biomass N and total N mineralization processes could be divided into two periods: rapid mineralization period in the first 8 weeks and thereafter slow mineralization period. The comparison between parameters in two equations showed that the proportion of microbial biomass N mineralization in soil total N mineralization varied from 10.8% to 49.5%. Microbial biomass N has a large mineralization potential and continuously-rapid turnover capacity. It plays an important role in maintaining soil nitrogen supply.

Key words: Paddy soils of subtropical China, Microbial biomass N, Total N, Mineralization, Relationship