

两种水稻土氮初级矿化和硝化速率及其与氮肥利用率的关系*

兰婷^{1,2} 韩勇^{1†}

(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 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要 高氮肥施用量和低氮肥利用率是我国水稻生产可持续性发展面临的问题之一。氮肥损失途径与肥料进入土壤后的转化过程息息相关。了解水稻土中氮素转化过程并进行定量描述有助于提高人们对稻田氮素损失途径的认识水平。为此,开展了连续 2 年的大田实验,测定了稻麦轮作条件下江苏淮安碱性水稻土(潮黄土, pH = 8.3)和宜兴中性水稻土(黄泥土, pH = 6.2)作物氮肥利用效率;同时采用¹⁵N 同位素稀释方法,开展室内好氧培养实验,估算了两种土壤中的氮素初级矿化和硝化速率,以此解释田间试验中氮肥利用率差异的原因。田间试验结果表明,在获得相似的水稻或小麦产量的情况下,淮安潮黄土氮肥需用量高于宜兴中性水稻土,而氮肥利用率却低于宜兴黄泥土。¹⁵N 室内培养实验结果表明,供试潮黄土氮素初级矿化和硝化速率均较黄泥土高,其较高的 pH 可能是主要原因。潮黄土中相对较高的初级矿化和硝化速率可能会导致更多的 NO₃⁻-N 在土壤中短暂累积,不能被作物及时吸收利用的 NO₃⁻-N 便可通过各种途径损失掉。这可能是造成两种稻田土壤田间氮肥利用率差异的原因之一。

关键词 水稻土;初级硝化速率;初级矿化速率;氮肥利用率;pH;稻-麦轮作

中图分类号 S153.6 **文献标识码** A

目前发达国家农作物对氮素的利用率为 40% ~ 60%, 而我国稻田氮肥的吸收利用率仅为 30% ~ 35%^[1]。农田施用氮肥,除一部分被植物吸收利用之外,大部分通过土壤矿化、氨挥发、硝化-反硝化、径流与淋洗等途径损失^[2],造成土壤、大气^[3]、湖泊富营养化^[4]以及地下水污染^[5]等环境污染问题。对我国稻田而言,氨挥发、硝化-反硝化、淋洗和径流损失是几个最主要的氮肥损失途径。

氮素的损失途径与不同形态的氮素在土壤中的含量变化息息相关。各形态氮素的含量变化受转化速率控制。依据测定方法,土壤氮素转化速率有初级转化速率(gross transformation rate)和净转化速率(net transformation rate)之分。前者是土壤氮素从一种形态转化为另一种形态的实际转化速率;后者是通过测定单位时间内被转化的氮形态含量净下降或转化生成的氮含量净增加量获得。由于

每种氮形态均有多种输入和输出途径,所以自然条件下土壤中各种形态氮的净转化速率是控制氮素转化的多种途径初级转化速率的综合结果^[6],不能指示单独的转化过程。土壤氮初级转化速率及其相对强弱决定了土壤保氮、供氮能力及其向外扩散。因此,将氮素各种形态含量变化研究推进到控制含量变化的过程转化速率研究,对于认识土壤氮素转化规律、合理施用氮肥、评估氮肥的环境效应等具有极其重要的意义。

开展¹⁵N 同位素稀释实验并结合一定的数学分析手段是同时估算多个氮素转化过程初级转化速率的常用方法^[7]。该方法于 1954 年由 Kirkham 和 Bartholomew 提出,原理是:当某无机氮库被加入的高丰度¹⁵N 标记溶液富集后,其他非标记氮库中的氮素通过矿化或硝化作用等进入该富集氮库后降低其¹⁵N 丰度,而认为富集氮库氮素的输出只改变

* 国家自然科学基金委员会国际合作项目“耕地保育与农田管理技术”(2007DFA30850)资助

† 通讯作者, Tel: 025-86881017, E-mail: hanyong@issas.ac.cn

作者简介: 兰婷(1984—), 女, 四川成都人, 博士研究生, 主要从事土壤碳氮循环过程及其环境效应方面的研究。E-mail: tlan@issas.ac.cn

收稿日期: 2013-03-19; 收到修改稿日期: 2013-08-12

该氮库大小不改变其¹⁵N 丰度,因此,可通过测定一定时间后氮库浓度和¹⁵N 丰度的变化估算相应转化过程的初级转化速率^[8]。

本研究采用¹⁵N 同位素稀释方法,开展了短期室内好氧培养实验,初步估算了两种类型水稻土中氮素初级矿化和硝化速率,并以此解释了大田试验中两种土壤氮肥利用率差异的原因。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区选择在江苏淮安和宜兴两地。淮安位

于江苏省北部(32°43′ - 34°06′ N, 118°12′ - 119°36′ E), 年降水量 894 mm, 年平均温度 14.8 °C, 年平均蒸发量 1 634 mm, 土壤类型为潮黄土。宜兴位于江苏省南部(31°07′ - 31°37′ N, 119°31′ - 120°03′ E), 年平均降水量 1 198 mm, 年平均温度 15.7 °C, 年平均蒸发量 1 230 mm, 土壤类型为黄泥土。稻-麦轮作是以上两个地区的主要耕作制度。供试土壤有关理化性质见表 1。¹⁵N 培养实验供试土壤于 2010 年 6 月小麦收割后分别采自淮安凌桥乡和宜兴大浦镇田间试验点。采集新鲜土壤后去除作物残茬, 过 < 2 mm 筛后于 4 °C 下储存备用。

表 1 供试土壤的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the studied paddy soils

土壤 Soil	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	有机质 Organic matter (g kg ⁻¹)	pH	CEC (cmol kg ⁻¹)	黏粒含量 Clay content (< 2 μm, %)	NH ₄ ⁺ - N (mg kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ - N (mg kg ⁻¹)
黄泥土 Huangni Tu	1.35	25.7	6.20	10.7	11.1	2.53	17.9
潮黄土 Chaohuang Tu	1.46	24.8	8.29	22.2	24.1	3.95	52.3

1.2 试验设计

为测定不同施氮水平氮肥利用率,田间原位小区试验于 2008 - 2010 年分别在淮安凌桥乡和宜兴大浦镇进行。试验设以下 3 个处理:(1)处理 1:“常氮(CN)处理”(即当地农民施氮水平);(2)处理 2:“减氮(RN)处理”(大约减少 30% 氮肥施用);(3)处理 3:“零氮(CK)处理”(只施等量的磷钾肥,不施氮肥)。以上各处理,其他所有田间管理措施与当地农民相同。每个处理一个小区且每个处理设 5 个重复,共划分 15 个小区。其中,各“常氮处理”小区占地面积约 0.07 hm²;各“减氮处理”小区占地面积约 0.13 hm²;各“零氮处理”小区占地面积为 40 m²,淮安和宜兴试验地总占地面积各约为 1 hm²。“常氮”和“减氮”处理氮肥使用复合肥和尿素,施氮量见表 2。

为估算土壤氮素初级转化速率,于 2010 年开展了¹⁵N 同位素稀释室内好氧培养实验。将采集的黄泥土和潮黄土土壤样品分成两组进行试验。A 组: NH₄⁺ - N 标记, NO₃⁻ - N 用自然丰度,加入¹⁵NH₄NO₃(¹⁵N 丰度为 20.15%); B 组: NH₄⁺ - N 用自然丰度, NO₃⁻ - N 标记,加入¹⁴NH₄NO₃(¹⁵N 丰度为 20.23%)。NH₄NO₃ 加入量均为 N 100 mg kg⁻¹(即 N 50 mg kg⁻¹ NH₄⁺ - N, N 50 mg kg⁻¹ NO₃⁻ - N)。每个处理 3 次重复。具体培养方法为:40 g 备用土

样(烘干基重)置于 250 ml 三角瓶中,预培养 1 d 后加入标记溶液并调节土壤含水量至 60% WHC(考虑标记溶液带入水分),继续培养 7 d。

1.3 样品采集与分析

田间小区试验过程中,分别在作物播种前和收割后分 0 ~ 20 cm、20 ~ 60 cm 和 60 ~ 90 cm 三层采集土壤样品,测定土壤中 NH₄⁺ - N 和 NO₃⁻ - N 浓度用以计算作物收割后土壤残留无机氮量;作物成熟后测定水稻或小麦的产量;此外,采集地上部分植物样品,烘干研磨后测定植物样品中全氮含量以估算作物吸收氮量。¹⁵N 室内培养实验过程中,分别在标记氮溶液加入后的 2 h、1 d、2 d、4 d、7 d 取样测定土壤中的 NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N 浓度及其¹⁵N 丰度。

土壤及植物样品分析方法为:(1)土壤 pH:水土比 5:1(v/v),用 DMP-2 Mv/pH 计测定;(2)土壤全氮:半微量开氏法测定;(3)土壤粒径采用激光粒度分析仪测定(Beckman Coulter, Brea, CA, USA);(4)CEC:1 mol L⁻¹醋酸铵提取;(5)有机质:德国生产的 Elementar 碳氮元素分析仪测定;(6)NH₄⁺ - N 和 NO₃⁻ - N 浓度:按液土比为 5:1 加入 200 ml 2 mol L⁻¹ KCl,于 25 °C、200 r min⁻¹下震荡 1 h,定量滤纸过滤,流动分析仪(Skalar, Breda, Netherlands)测定;(7)浸提液中¹⁵NH₄⁺ - N 丰度:采用 MgO 蒸馏产生 NH₃ 后经硼酸溶液吸收、浓缩后同位

素质谱仪 (Finnigan, MAT 251) 测定; (8) $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化为 N_2O 后同位素质谱 (Finnigan, MAT 253) 测定^[9]。(9) Elementer 碳氮元素分析仪测定植株样品全氮含量。

1.4 数据计算与处理

田间小区试验中氮肥利用率采用如下公式计算:(施氮处理作物氮肥吸收量 (kg hm^{-2}) - CK 处理作物氮肥吸收量 (kg hm^{-2})) \times 100/施氮量 (kg hm^{-2})。

^{15}N 室内培养实验中土壤氮初级转化速率的估算采用 Kirkham 和 Bartholomew 最初建立^[8], 由 Hart 改进的方程^[10]。

$$m = \frac{[(\text{NH}_4^+)_0 - (\text{NH}_4^+)_t]/t \log(\text{APE}_0/\text{APE}_t)}{\log([\text{NH}_4^+]_0/[\text{NH}_4^+]_t)} \quad (1)$$

$$n = \frac{[(\text{NO}_3^-)_0 - (\text{NO}_3^-)_t]/t \log(\text{NPE}_0/\text{NPE}_t)}{\log([\text{NO}_3^-]_0/[\text{NO}_3^-]_t)} \quad (2)$$

式中, m 为矿化速率 ($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$); t 为时间间隔; APE_0 : $t=0$ 时 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 原子百分超; APE_t : $t=t$ 时 $^{15}\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 原子百分超; $[\text{NH}_4^+]_0$: $t=0$ 时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量 (mg kg^{-1}); $[\text{NH}_4^+]_t$: $t=t$ 时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量 (mg kg^{-1}); NPE_0 : $t=0$ 时 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 原子百分超; NPE_t : $t=t$ 时 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 原子百分超; $[\text{NO}_3^- - \text{N}]_0$: $t=0$ 时 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量 (mg kg^{-1}); $[\text{NO}_3^- - \text{N}]_t$: $t=t$ 时 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量 (mg kg^{-1})。

数据分析在 Excel 和 SPSS 15.0 上完成。

2 结 果

2.1 不同稻田土壤田间氮肥利用率

在获得与宜兴相当的水稻和小麦产量的情况下, 淮安当地农民氮肥施用量通常大于宜兴农民。2008 - 2010 年大田试验采用与当地农民氮肥施用量相当的“常氮”处理中, 淮安施氮量水稻季和小麦季均高出宜兴约 $\text{N } 60 \text{ kg hm}^{-2}$ (表 2)。但是, 作物产量及作物地上部分吸收氮量淮安和宜兴两地基本相当。若减少 30% 左右氮肥用量 (“减氮”处理), 淮安和宜兴作物产量及作物地上部分吸收氮量与“常氮”处理接近, 这说明两地均存在氮肥用量过高现象。然而, 无论“常氮”处理还是“减氮”处理, 淮安作物收割后 0 ~ 90 cm 土壤中剖面中稻季和麦季的无机氮残留量均显著高于高于宜兴土壤 ($p < 0.05$, 表 2), 分别是宜兴的 1.6 倍和 1.4 倍 (表 2), 说明除氨挥发外部分无机氮通过淋洗等途径损失。实验结果还表明, 2008 - 2010 年水稻季, 淮安“常氮”和“减氮”处理中氮肥利用率仅分别相当于宜兴相应处理的 83.7% 和 72.3%; 同样, 对于小麦季而言, 淮安“常氮”和“减氮”处理中氮肥利用率仅分别相当于宜兴相应处理的 90.3% 和 90.0% (表 2)。统计分析表明, 淮安土壤作物氮肥利用率显著低于宜兴土壤 ($p < 0.05$, 表 2)。

表 2 2008 - 2010 年宜兴 (Y) 和淮安 (H) 田间试验平均矿质氮肥施用量、作物吸收氮量以及氮肥利用率

Table 2 Mean mineral N fertilization rates, N uptakes and fertilizer N use efficiencies of the field experiments in Yixing (Y) and Huai'an (H) during 2008 - 2010

处理 Treatment		施肥量 ^①		作物产量 ^②		作物吸收氮量 ^③		剩余氮量 ^④		氮肥利用率 ^⑤	
		(N kg hm ⁻²)		(Mg hm ⁻²)		(N kg hm ⁻²)		(N kg hm ⁻²)		(%)	
		Y	H	Y	H	Y	H	Y	H	Y	H
“常氮”施肥 Conventional N fertilization	水稻 Rice	240a	300b	7.95a	8.12a	189a	193a	18.3a	29.4b	28.4a	25.3b
	小麦 Wheat	208a	264b	5.83a	6.01a	164a	178a	49.6a	71.2b	39.1a	30.8b
	总量 Total	448a	564b	13.8a	14.1a	352a	371a	67.9a	101b	33.8a	28.1b
“减氮”施肥 Reduced N fertilization	水稻 Rice	200a	225b	7.55a	7.95a	193a	187a	12.1a	20.3b	40.8a	29.7b
	小麦 Wheat	135a	181b	5.42a	6.00a	134a	172a	35.2a	49.5b	39.1a	35.2a
	总量 Total	335a	406b	13.0a	14.0a	327a	359a	47.3a	69.8b	39.9a	32.5b

注: 同一行不同小写字母表示淮安和宜兴“常氮”和“减氮”处理施肥量、作物产量、吸氮量、剩余氮量和氮肥利用率在 $p < 0.05$ 水平上差异显著 Note: The lowercase letters following the values in the same row mean significant difference in N fertilization rate, N uptake and N use efficiency between Yixing and Huai'an in Conventional or Reduced N fertilization treatment ($p < 0.05$). ① Fertilization rate, ② Crop yield, ③ N uptake by crop, ④ Residual N, ⑤ Fertilizer N use efficiency (FNUE)

2.2 无机氮浓度及其¹⁵N丰度的变化、初级矿化和硝化速率

由于¹⁵NH₄⁺NO₃⁻和¹⁴NH₄⁺NO₃⁻两个标记溶液处理中NH₄⁺-N和NO₃⁻-N浓度随培养时间的变化相似,因此,取两个标记处理中无机氮浓度的平均值表示培养过程中无机氮浓度的变化(图1)。结果表明,标记N溶液加入后2h,宜兴黄泥土和淮安潮黄土中加入的NH₄⁺-N分别有20%和40%左右不能被KCl提取,而该时间点的NO₃⁻-N浓度并未相应增加,因此,NH₄⁺-N的非生物固定被认为这种“消失”的主要原因。2h后,两种土壤的NH₄⁺-N浓度均随培养时间呈下降趋势,但NH₄⁺-N在潮黄土中的降低程度大于黄泥土。培养2d后,淮安潮黄土中的NH₄⁺-N便基本被耗尽,而宜兴黄泥土中NH₄⁺-N在培养7d后基本耗尽。相应地,NO₃⁻-N浓度随培养时间呈显著增加趋势,且增加程度潮黄土大于黄泥土。说明消耗的NH₄⁺-N主要通过硝化作用转化为了NO₃⁻-N。

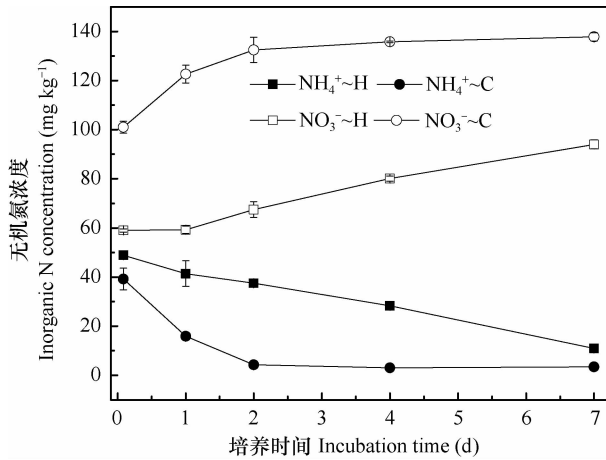


图1 加入NH₄NO₃溶液后培养期内土壤NH₄⁺-N和NO₃⁻-N浓度随培养时间的变化(H:黄泥土;C:潮黄土)

(H: Huangni Tu; C: Chaohuang Tu)

图2和图3分别表示加入两种标记溶液后,潮黄土和黄泥土中¹⁵NH₄⁺-N和¹⁵NO₃⁻-N原子百分超随培养时间的变化。在加¹⁵NH₄⁺NO₃⁻溶液处理中,¹⁵NH₄⁺-N原子百分超随培养时间呈显著降低趋势($p < 0.05$);而¹⁵NO₃⁻-N原子百分超随培养时间显著增加($p < 0.05$),说明自然丰度或低丰度的NH₄⁺-N进入了标记NH₄⁺-N库以及高丰度的NO₃⁻-N进入了NO₃⁻-N库(图2、图3)。相反地,

在加入¹⁴NH₄⁺NO₃⁻标记溶液处理中,¹⁵NH₄⁺-N原子百分超随培养时间呈显著增加趋势($p < 0.05$)且潮黄土中的增加幅度大于黄泥土;而¹⁵NO₃⁻-N原子百分超随培养时间显著降低($p < 0.05$),说明自然丰度或者低丰度的NO₃⁻-N进入了NO₃⁻-N库(图2、图3)。

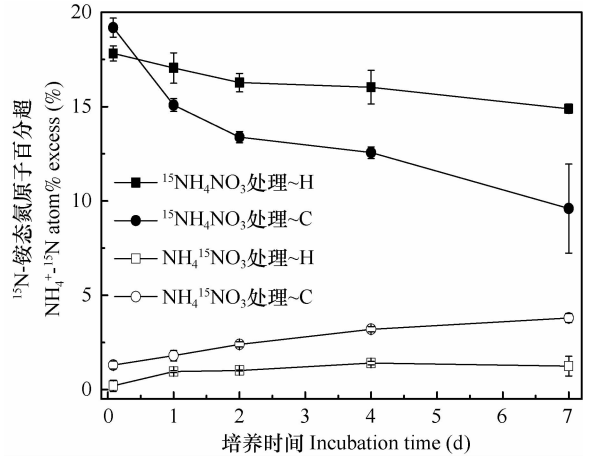


图2 加入NH₄NO₃溶液后培养期内土壤¹⁵NH₄⁺-N原子百分超随培养时间的变化(H:黄泥土;C:潮黄土)

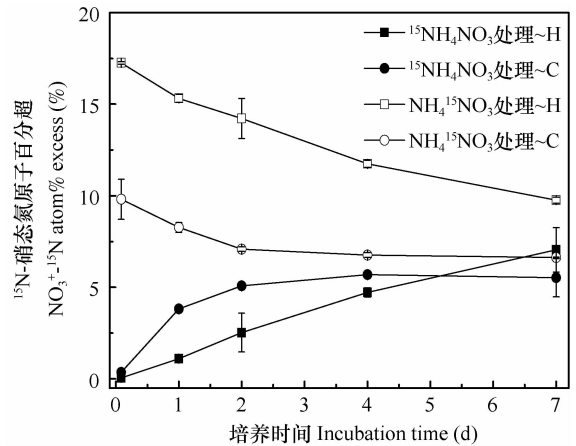


图3 加入NH₄NO₃溶液后培养期内土壤¹⁵NO₃⁻-N原子百分超随培养时间的变化(H:黄泥土;C:潮黄土)

(H: Huangni Tu; C: Chaohuang Tu)

采用式(1)和式(2)分别计算了各培养时间段淮安潮黄土和宜兴黄泥土氮素初级矿化速率(m) (图4)和初级硝化速率(n) (图5)随培养时间的变化。标记溶液加入后2h~1d,两种土壤中氮素的

初级矿化速率均高于其他时间段,说明标记溶液的加入一定程度上促进了土壤氮素的矿化(图4)。2 h后,两种土壤中氮素初级矿化速率均随培养时间降低,但降低程度潮黄土大于黄泥土(图4)。培养过程中,潮黄土中 m 的变化范围为 $N\ 1.1 \sim 4.5\ \text{mg}\ \text{kg}^{-1}\ \text{d}^{-1}$; 而黄泥土中 m 的变化范围为 $N\ 1.0 \sim 2.7\ \text{mg}\ \text{kg}^{-1}\ \text{d}^{-1}$ 。潮黄土氮素初级矿化速率显著高于黄泥土($p < 0.05$)。与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的消耗相应,标记溶液加入后的2天内,潮黄土中 n 在2 h~1 d和1~2 d分别达到约 $N\ 20\ \text{mg}\ \text{kg}^{-1}\ \text{d}^{-1}$ 和 $N\ 14\ \text{mg}\ \text{kg}^{-1}\ \text{d}^{-1}$,显著高于相应培养时间段的宜兴土壤($p < 0.05$);然而,随着硝化作用底物 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的消耗,潮黄土 n 随培养时间降低明显(图5)。相比潮黄土,黄泥土中初级硝化速率随培养时间的变化稳定,其变化范围为 $N\ 3.8 \sim 7.8\ \text{mg}\ \text{kg}^{-1}\ \text{d}^{-1}$ (图5)。经铵态氮浓度加权平均后,潮黄土平均初级硝化速率($N\ 18.7\ \text{mg}\ \text{kg}^{-1}\ \text{d}^{-1}$)极显著高于黄泥土($N\ 6.72\ \text{mg}\ \text{kg}^{-1}\ \text{d}^{-1}$, $p < 0.01$)。

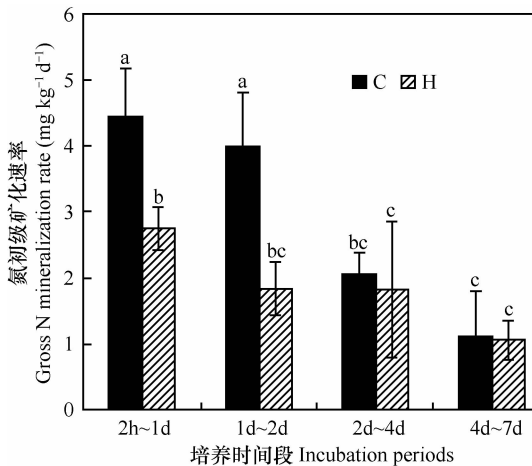


图4 氮素初级矿化速率随培养时间的变化 (C:潮黄土;H:黄泥土;误差线为重复间标准误,不同小写字母表示在 $p < 0.05$ 水平上差异显著)

Fig. 4 Temporal variation of gross N mineralization rate during the incubation (C: Chaohuang Tu; H: Huangni Tu; Bars indicating standard deviation between repetitions ($n = 3$); Different lowercase letters mean significant difference ($p < 0.05$))

3 讨论

3.1 氮素初级矿化和硝化速率及其影响因素

实验结果表明,淮安潮黄土氮素初级矿化速率显著高于宜兴黄泥土(图4, $p < 0.05$)。土壤氮素的矿化过程受到土壤性质的影响,C/N、pH以及黏土

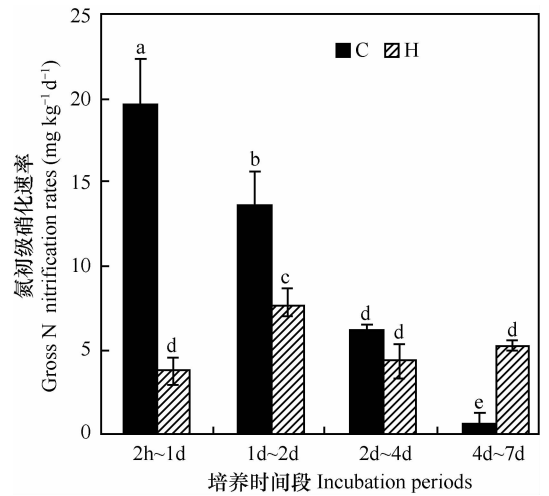


图5 氮素初级硝化速率随培养时间的变化 (C:潮黄土;H:黄泥土;误差线为重复间标准误,不同小写字母表示在 $p < 0.05$ 水平上差异显著)

Fig. 5 Temporal variation of gross N nitrification rate during the incubation (C: Chaohuang Tu; H: Huangni Tu; Bars indicating standard deviation ($n = 3$) between repetitions; Different lowercase letters mean significant difference ($p < 0.05$))

含量等均影响着土壤氮素的矿化^[11]。其中 C/N 被认为是矿化差别的主要来源,决定了矿化和固定的转化^[11]。但是本研究中两种供试水稻土的 C/N 近似,可 pH 以及黏土含量差异明显(表1)。有研究表明,pH 以及黏土含量均影响土壤氮素的矿化,但作用相反。高土壤黏粒含量抑制土壤氮素矿化^[12-13],但高土壤 pH 促进氮素矿化^[14-15]。供试潮黄土 pH 和黏粒含量均高于黄泥土,因此,本研究中潮黄土氮素初级矿化速率高于黄泥土原因可能是高 pH 对矿化过程的促进作用强于其黏粒含量对矿化的抑制作用的结果。

由于土壤硝化作用联系着矿化-生物固持等作用以及氮素损失,因而是氮素转化中的一个重要环节。硝化作用是微生物将铵氧化为硝酸,并从中获得生物所需能量的过程。与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 相同,硝化作用形成的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 也是植物容易吸收利用的氮素。但是 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 较 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 更易从土壤中淋失进入地下水,造成环境污染。此外,硝化过程中可能生成 N_2O ,后者具有破坏臭氧层的作用;在适宜条件下, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 也容易被反硝化作用还原 N_2O 和 N_2 。硝化作用受 pH、温度、水分、硝化基质等多种因素的影响,其中土壤 pH 是最重要的因素^[16]。研究表明,在 pH6.0~8.5 范围内,硝化作用随 pH 的增加而增加,且硝化作用的最适 pH 为 8.5^[17-18]。本研

究土壤是在 25℃ 下恒温培养,水分含量为 60% WHC,培养条件有利于硝化作用的进行。宜兴黄泥土 pH6.20,呈中性,而淮安潮黄土土壤 pH8.3,偏碱性。在此情况下,当加入硝化底物 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 后,两种土壤均表现出很强的硝化作用,尤其是淮安土壤。加入的 50 mg kg^{-1} 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在潮黄土中 2 天左右即通过硝化作用转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。这与 Wan 等的研究结果接近:他的研究表明我国北方石灰性土壤 (pH = 8.5) 也呈现出很快的初级硝化速率,加入的 56 mg kg^{-1} $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在培养的前 3 天即被耗尽^[19]。然而,由于本研究中土壤样品数目的限制,初级硝化速率与 pH 间的相关关系不明显,但是,高的 pH 仍可能是导致淮安潮黄土土壤氮素初级硝化速率高于宜兴黄泥土土壤的主要原因。

3.2 氮素初级矿化和硝化速率与氮肥利用率的关系

稻田氮肥损失途径主要包括:土壤氮挥发、硝化-反硝化、径流与淋洗等。对于稻-麦轮作下稻田土壤而言,麦季土壤水分含量低,当尿素等铵态氮肥施入土壤后,除一部分经氨挥发损失外,肥料氮主要通过硝化过程转化为硝态氮。由于作物吸收和肥料氮供应的不同步,未能及时被作物吸收的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 由于移动性强很容易被淋洗至下层土壤而不能被作物吸收利用。连续 2 年的大田实验结果表明,在获得相似的水稻和小麦产量的情况下,淮安稻田土壤需肥量高于宜兴土壤(表 2)。淮安两季作物收割后 0~90 cm 土壤剖面中的无机氮残留量显著高于宜兴土壤(表 2, $p < 0.05$)。残留的无机氮并不能被下季作物利用,而很可能通过淋洗、反硝化等各种途径损失掉。这或许是淮安土壤稻季和麦季氮肥利用率均显著低于宜兴土壤主要原因(表 2, $p < 0.05$)。¹⁵N 同位素稀释培养实验估算的氮素转化速率结果表明,淮安潮黄土初级硝化速率显著高于宜兴黄泥土土壤(图 5, $p < 0.05$),因此,快速的硝化速率导致了 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在潮黄土中短暂积累,并且增加了淋失风险。不仅如此,潮黄土氮素初级矿化速率也高于黄泥土,矿化产生的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 也可通过硝化过程转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 损失掉。因此,淮安潮黄土高的初级矿化和硝化速率,很可能是其除氨挥发外,导致其早季氮肥损失率高于宜兴土壤的又一原因。对于淹水的稻季而言,氨挥发和反硝化是稻季氮肥损失的主要途径,并且有研究表明,与氨挥发相比,稻田氮素的反硝化损失更为重要,占稻田氮素损失的 36.4%~48.2%^[20-21]。淮安土壤 pH 偏碱性,因

此,氮素通过氨挥发途径损失的风险高于宜兴土壤,这可能是淮安土壤稻季氮肥利用率低于宜兴土壤的原因之一。但是,两种土壤性质差异明显,必然也会对反硝化过程产生影响。然而,由于反硝化过程的产物为 N_2O 、 NO 和 N_2 ,直接估算氮素的反硝化损失量至今仍是研究的难点。有研究表明,反硝化速率不是受反硝化细菌的控制,而是受硝化速率控制^[22]。当尿素等铵态氮肥施入土壤后,首先会在水土表面、根际等有氧微区经硝化作用转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为反硝化提供基质。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 是硝化作用的限速步骤,因此,也是反硝化作用的限速步骤^[22]。本研究中采用好氧培养实验,土壤水分含量为 60% WHC,培养条件有利于硝化作用的进行而不利于反硝化作用,因此不能直接反映供试土壤反硝化作用的差异。但是,由于田间条件下反硝化速率受硝化速率的控制,因此,在淹水的稻季,淮安潮黄土高的 pH 导致 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 快速转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,不能被作物及时利用的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 便很可能通过反硝化过程损失。这或许是导致淮安土壤稻季氮肥利用率低于宜兴土壤的原因之一。

4 结 论

供试的淮安碱性水稻土(潮黄土)氮素初级矿化速率高于宜兴中性水稻土(黄泥土),前者高 pH 对氮素矿化过程的促进作用可能掩盖了高土壤黏粒含量对矿化过程的保护作用,是其较高的初级矿化速率的主要原因。不仅如此,高土壤 pH 也是导致淮安潮黄土快速硝化作用的重要原因。两年大田试验表明,淮安土壤稻季和麦季的氮肥利用率均较宜兴土壤低。碱性土壤中相对较高的矿化和硝化速率可能会导致更多的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在土壤中短暂累积,不能被作物及时吸收利用的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 便通过各种途径损失掉,造成肥料浪费。

参 考 文 献

- [1] 朱兆良,范晓晖,孙永红,等. 太湖地区水稻土上稻季氮素循环及其环境效应. 作物研究, 2004, 18(4): 187—191. Zhu Z L, Fan X H, Sun Y H, et al. Nitrogen cycles and the environmental effect in paddy soil during early rice season in TaiLake region (In Chinese). Crop Research, 2004, 18(4): 187—191
- [2] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策. 土壤与环境, 2000, 9(1): 1—6. Zhu Z L. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction (In Chinese).

- Soil and Environmental Science, 2000, 9(1): 1—6
- [3] 宋勇生, 范晓晖, 林德喜, 等. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究. 土壤学报, 2004, 41(2): 265—269. Song Y S, Fan X H, Lin D X, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region and its influencing factors (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(2): 265—269
- [4] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. Zhu Z L, Wen Q X. Soil nitrogen of China (In Chinese). Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992
- [5] 李怀恩, 沈晋, 刘玉生. 流域非点源污染模型的建立与应用实例. 环境科学学报, 1997, 17(2): 141—147. Li H E, Shen J, Liu Y S. The establishment and case study of the model for nonpoint source pollution for watershed (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 1997, 17(2): 141—147
- [6] Di H J, Cameron C K, McLaren R G. Isotopic dilution methods to determine the gross transformation rates of nitrogen, phosphorus, and sulfur in soil: A review of the theory, methodologies, and limitations. Aus J Soil Res, 2000, 38(1): 213—230
- [7] Nishio T, Kanamori T, Fujimoto T. Nitrogen transformation in an aerobic soil as determined by $a^{15}\text{NH}_4^+$ dilution technique. Soil Biol Biochem, 1985, 17(2): 149—154
- [8] Kirkham D, Bartholomew W V. Equations for following nutrient transformations in soil, utilizing tracer data: I. Soil Sci Soc Am Proc, 1954, 18(1): 33—34
- [9] 曹亚澄, 钟明, 龚华, 等. N_2O 产生法测定土壤无机氮 ^{15}N 丰度. 土壤学报, 2013, 50(1): 113—118. Cao Y C, Zhong M, Gong H, et al. Determining ^{15}N abundance in ammonium, nitrate and nitrite in soil by measuring nitrous oxide produced (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2013, 50(1): 113—118
- [10] Hart S C, Stark J M, Davidson E A, et al. Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification//Weaver R. Methods of soil analysis. Part 2: Microbiological and biochemical properties. Madison Wisconsin: Soil Science Society of America, 1994: 985—1018
- [11] Randlett D L, Zak D R, Pregiter K S, et al. Elevated atmospheric carbon dioxide and leaf litter chemistry: Influences on microbial respiration and net nitrogen mineralization. Soil Sci Soc Am J, 1996, 60(5): 1571—1577
- [12] Côté L, Brown S, Paré D, et al. Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixed wood. Soil Biol Biochem, 2000, 32(8/9): 1079—1090
- [13] Müller T, Hoper H. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: Consequences for model applications. Soil Biol Biochem, 2004, 36(6): 877—888
- [14] Kemmitt S K, Wright D, Goulding K W T, et al. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. Soil Biol Biochem, 2006, 38(5): 898—911
- [15] Bertrand I, Delfosse O, Mary B. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects. Soil Biol Biochem, 2007, 39(1): 276—288
- [16] De Boer W, Kowalchuk G A. Nitrification in acid soils: Microorganisms and mechanisms. Soil Biol Biochem, 2001, 33(7/8): 853—866
- [17] Sahrawat K L. Nitrification in some tropical soils. Plant Soil, 1982, 65: 281—286
- [18] Sahrawat K L. Factors affecting nitrification in soils. Commun Soil Sci Plan, 2008, 39(9/10): 1436—1446
- [19] Wan Y, Ju X, Ingwersen J, et al. Gross nitrogen transformations and related nitrous oxide emissions in an intensively used calcareous soil. Soil Sci Soc Am J, 2009, 73(1): 102—112
- [20] Ju X T, Xing G X, Chen X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. P Natl Acad Sci USA, 2009, 106(9): 3041—3046
- [21] Yan X Y, Cai Z C, Yang R, et al. Nitrogen budget and riverine-nitrogen output in a rice paddy dominated agricultural watershed in eastern China. Biogeochemistry, 2011, 106: 489—501
- [22] Rao P S C, Jessup R E, Reddy K R. Simulation of nitrogen dynamics in flooded soils. Soil Science, 1984, 138(1): 54—62

RELATIONSHIPS OF FERTILIZER-N USE EFFICIENCY WITH GROSS N NITRIFICATION AND MINERALIZATION RATES IN TWO DIFFERENT PADDY SOILS

Lan Ting^{1,2} Han Yong^{1†}

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

(2 University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract Currently sustainable development of the rice cultivation in China is confronted with a series of problems, among which high N fertilization rate and low use efficiency of N fertilizer is one. Pathways of N loss are closely related to transformation processes of the fertilizer after it is applied into the soil. A better knowledge and quantitative description of the transformation processes in paddy soil would help understand how N is lost in the rice-wheat rotation system. For that, a 2-year field experiment was carried out in a paddy field of alkaline paddy soil (Chaohuang Tu, pH = 8.3) in Huai'an, North Jiangsu and a paddy field of neutral soil (Huangni Tu, pH = 6.2) in Yixing, South Jiangsu to determine crop N re-

covery rate. At the same time, an in-lab aerobic incubation was conducted to reckon primary N mineralization and nitrification rates in the two paddy soils, using the ^{15}N isotope dilution method, so as to further explain causes to the difference in N use efficiency between the two soils in the experiment. The field experiment shows that to achieve similar crop yields, the alkaline paddy soil required a higher rate of N fertilizer than the neutral paddy soil, but was lower in fertilizer N use efficacy (FNUE). The incubation experiment shows that, both the gross N mineralization and nitrification rates were higher in Chaohuang Tu than in Huangni Tu, which may be attributed to the higher pH in the former. Higher N mineralization and nitrification rates may lead to temporary accumulation of $\text{NO}_3^- - \text{N}$, which can not be absorbed immediately by plants and then gets lost via a series of pathways. This may be one of the causes that lead to differences in FNUE between the two fields.

Key words Paddy soil; Gross N nitrification; Gross N mineralization; Fertilizer N use efficacy (FNUE); pH; Rice-wheat rotation

(责任编辑:陈德明)